

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

Letícia Moratelli

**ESTUDO DA EVAPORAÇÃO COMO TECNOLOGIA
APLICADA AO PRÉ-TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE
ATERROS SANITÁRIOS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Junior.

Coorientador: Prof. Dr. Admir José Giachini.

Florianópolis
2013

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da
UFSC.

Moratelli, Leticia

Estudo da evaporação como tecnologia aplicada ao pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários / Leticia Moratelli ; orientador, Armando Borges de Castilhos Junior ; co-orientador, Admir José Giachini. - Florianópolis, SC, 2013.

251 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Aterro sanitário. 3. Tratamento de efluentes. 4. Evaporação de lixiviado. 5. Perfil das populações bacterianas presentes em lixiviados. I. Castilhos Junior, Armando Borges de . II. Giachini, Admir José. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Letícia Moratelli

**ESTUDO DA EVAPORAÇÃO COMO TECNOLOGIA
APLICADA AO PRÉ-TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE
ATERROS SANITÁRIOS**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de Mestre e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 19 de julho de 2013.

Prof. Dr. William Gerson Matias
Coordenador do Curso

Prof. Dr. Armando Borges de
Castilhos Junior,
Orientador

Prof. Dr. Admir José Giachini,
Co-orientador

Banca Examinadora:

Prof. Dr^a. Alexandra Rodrigues
Finotti

Prof. Dr^a. Cátia Regina Silva de
Carvalho Pinto

Prof. Dr^a. Débora Machado de Oliveira
Universidade Federal da Fronteira Sul

À minha família.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por iluminar o meu caminho e por me acompanhar em todas as horas. Agradeço aos amigos espirituais e ao meu anjo da guarda, que estiveram ao meu lado em toda a minha jornada!

Ao prof. Armando Borges de Castilhos Junior por ter me aceitado como sua orientanda, pela recepção na minha chegada à Florianópolis e seu incentivo a me “enturmar” e fazer novos amigos, pelos esclarecimentos, pela ajuda dispensada, pela atenção, pelas conversas informais, principalmente, de incentivo, pela confiança depositada em mim e por ter permitido me fazer crescer como estudante e como pessoa nesta caminhada! Muito obrigada!

Ao prof. Admir José Giachini por ter aceitado ser meu coorientador neste trabalho, pela paciência quando na resolução de dúvidas sobre esta parte tão maravilhosa e tão desconhecida por mim, que é a microbiologia, pela atenção, pela ajuda, pela confiança, pelas conversas informais e pelas boas energias transmitidas em cada encontro! Muito obrigada por ter me dado tanto suporte para não desistir deste trabalho!

Ao prof. Rafael Dutra de Armas e à sua esposa e doutoranda Kelly Justin da Silva pelo ensinamento das análises de biologia molecular, pelas várias idas e vindas ao terceiro andar para verificar os géis e pelo incentivo para não desistir de conseguir obter os “produtos da PCR”! Sem vocês eu não teria conseguido atingir um dos meus objetivos de pesquisa! Obrigada pela paciência, acima de tudo!

Ao prof. Davide Franco pela imensa ajuda na parte de estatística! Deveria ter feito sua cadeira! Obrigada pela atenção, pela paciência e pelas muitas idas à sua sala, tomando seu tempo, para tentar achar explicação para os dados! Obrigada!

Ao prof. Saulo Güths pela ajuda no funcionamento da unidade experimental e nas modificações implementadas, pelas dúvidas sanadas e pela atenção sempre dispensada!

Ao prof. Israel Fernandes de Aquino pela orientação no estágio realizado e pela atenção!

Agradeço aos membros da banca por aceitarem o meu convite para a defesa da dissertação e contribuir para o meu trabalho.

Agradeço ao pessoal da AMBSC, empresa responsável pelo Aterro Sanitário de Canhanduba, que sempre foi muito atencioso nas nossas idas ao aterro e disponibilizou todo o material necessário para a realização da pesquisa!

Aos meus bolsistas e ajudantes sem os quais eu não teria conseguido concretizar este trabalho, e que me ajudaram tanto na construção, operação e monitoramento da unidade experimental, quanto nas análises físico-químicas do lixiviado: Antônio, Thiago, Matheus, Débora, Thobias, Camilla e Damian! Vocês foram mais do que ajudantes, foram meus amigos, vou levá-los no meu pensamento, sempre!

Aos colegas dos dois laboratórios que trabalhei: à equipe do LARESO, aonde encontrei um ambiente de trabalho agradável, recebi muitas contribuições, diretas e indiretas, muita ajuda no meu trabalho, aonde ri e chorei, aonde fui consolada muitas vezes e fiz muitos amigos: Naiara, Isabela, Elivete, Francisco, Iracema, Heloísa, Cláudia e Nathália; e à equipe do MIP, aonde conheci muitas pessoas queridas, que me ajudaram muito nas análises, pelo incentivo e pela descontração, especialmente ao Marcos, da odontologia, pelos momentos de diversão e muitas risadas nas análises biológicas, principalmente quando não davam certo.

Aos amigos que fiz logo que cheguei à Floripa e que me acompanharam até hoje, aqueles com os quais vivi momentos de tensão, devido às inúmeras provas e trabalhos, momentos de muita felicidade e diversão, em festas, conversas e jantas, enfim, muitos momentos especiais... Naiara, Isabela, Daniele, Thiago e Marcelo, vocês foram a minha família aqui nesta cidade, me sustentaram, me aguentaram e agora fazem parte da minha vida! Vocês moram no meu coração! Obrigada por todos os momentos vividos!

Aos amigos caxienses que me ouviram e me incentivaram durante esta jornada! Agradeço muito pelas palavras de todos!

A colegas de outros laboratórios que me ajudaram em treinamentos para uso de equipamentos, em aprendizado de análises, na disponibilização de materiais e na resolução de dúvidas, valeu, muito obrigada!

À minha família – Pedro, Selêne, João Pedro e Tatiana - pai, mãe, mano, mana, pela compreensão, carinho, incentivo, confiança, paciência, atenção e ajudas financeira e emocional, sempre me escutando nas horas difíceis e me apoiando na tomada de decisão! Eu não estaria aqui se não tivesse a ajuda e o apoio de vocês! Vocês são as pessoas mais especiais que existem, assim como meus sobrinhos lindos, Pedro e Carolina...

Ao meu namorado Everton que mais uma vez escutou as minhas aflições e lamentações, durante mais de dois anos, e me incentivou, com muito carinho e paciência. Suas visitas surpresas me

deram muita força para continuar na luta e, mesmo de longe, o seu incentivo foi imprescindível para a concretização deste sonho! Obrigada por ser este companheiro tão querido e amoroso!

Gostaria também de agradecer à minha carinhosa Marie que foi minha companheira durante dois anos e não me deixou sentir solitária durante esta caminhada.

Gostaria de agradecer ao PPGEA – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, à FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos, do Ministério da Ciência e Tecnologia, agência financiadora da pesquisa, ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e à CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão das bolsas de mestrado.

Gostaria de agradecer à Equipe TRATALIX, da qual este trabalho fez parte. O curso promovido pela UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais, sob a coordenação da prof. Liséte Celina Lange, que tratava de metodologias usadas na caracterização do lixiviado através dos parâmetros coletivos não específicos foi de extrema importância. Além disso, a semana de treinamento foi maravilhosamente agradável, na qual conheci pessoas envolvidas na área de tratamento de lixiviados de vários lugares do país e foi possível a troca de ideias e obtenção de conhecimento sobre este assunto.

“Você não é um ser humano em busca de uma experiência espiritual. Você é um ser espiritual imerso em uma experiência humana”.

(Pierre Teilhard de Chardin)

RESUMO

A utilização de aterros sanitários para o tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos traz inúmeras vantagens, entretanto, apresenta como desvantagem a produção de lixiviado, líquido proveniente da degradação da matéria orgânica presente nos resíduos, bem como da água de infiltração que percola nas camadas de resíduos do aterro sanitário. Em geral, o lixiviado é constituído de poluentes orgânicos, inorgânicos, metais-traço e grupos microbianos, sendo necessário seu tratamento antes de ser lançado em corpos hídricos receptores e/ou ser disposto no solo. O tratamento dos lixiviados pode ser realizado através de processos biológicos ou físico-químicos, ou ainda uma combinação destes dois processos, tendo como objetivo a redução do potencial poluidor deste líquido. No que diz respeito à redução da quantidade de lixiviado a ser tratada, existem, dentre outras técnicas, a recirculação do líquido no próprio aterro sanitário e, mais recentemente, a evaporação da água presente neste efluente. Este trabalho teve como objetivo estudar o processo evaporativo, em escala piloto, utilizando-se uma torre de resfriamento ajustada para a evaporação de lixiviado. Foram avaliadas, através de análises estatísticas, as eficiências de evaporação obtidas, a partir da variação de parâmetros operacionais e, ainda, verificada a influência das condições meteorológicas no processo. No que diz respeito à avaliação ambiental, foi verificada a qualidade do concentrado, produto resultante da evaporação, por meio da caracterização físico-química do lixiviado bruto e do residual do processo ao longo do período de experimentação, assim como determinado o perfil das populações bacterianas dos diferentes extratos de análise, através de técnicas morfológicas e de biologia molecular. A eficiência de evaporação na unidade piloto foi afetada pelas condições meteorológicas analisadas – radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa e temperatura média do ar. Através da avaliação da influência da massa inicial, da vazão de recirculação de lixiviado e da velocidade do ar aplicada ao sistema pode-se verificar que apenas a vazão de lixiviado influenciou as taxas evaporativas. A velocidade do ar foi significativa quando analisadas, somente, altas (5,5 e 6,0 m.s⁻¹) e baixas velocidades (0,5 e 1,0 m.s⁻¹). O processo evaporativo concentrou a maior parte dos poluentes presentes no líquido remanescente (sólidos, matéria orgânica, nitrato, etc.), enquanto que as concentrações de NTK e de nitrogênio amoniacal foram reduzidas. Pelas análises de PCR e DGGE, em amostras de lixiviado bruto e concentrado, observou-se a seleção de grupos filogeneticamente similares, quando os mesmos foram

submetidos ao processo evaporativo. Foram observados, através da análise de BOX-PCR, cinco agrupamentos distintos nas amostras de ar, coletadas no entorno da unidade piloto. No duto de saída da unidade experimental houve maior número de UFC.m⁻³, em relação aos outros locais de amostragem, sugerindo que ocorreu a emissão de bactérias durante o processamento do lixiviado na unidade experimental.

Palavras-chave: Aterros sanitários; tratamento de efluentes; evaporação de lixiviados; perfil das populações bacterianas presentes em lixiviados; técnicas de biologia molecular.

ABSTRACT

The use of landfills for the treatment and disposal of municipal solid waste brings numerous advantages, however, has the disadvantage of producing leachate, which is the liquid generated from the degradation of organic matter present in the waste and due to infiltration water that percolates through layers of waste in the landfill. In general, leachate contains organic and inorganic pollutants, heavy metals and microbial groups, requiring treatment before being released into receiving water bodies and/or be disposed in the ground. The leachate treatment can be accomplished through biological or physico-chemical processes, or a combination of these, with the objective of reducing its pollution potential. In regard to the reduction of the quantity of leachate to be treated, there are, among other techniques, recirculating liquid in the landfill itself, and more recently the evaporation of water contained in this effluent. This work aimed to study the evaporative process in a pilot plant scale, using a cooling tower adapted for leachate evaporation. Evaporation efficiencies were evaluated through statistical analysis, taking into account the variation in operating parameters, and also via the influence of the weather conditions. Regarding environmental evaluation, it was verified the quality of the concentrate material from evaporation, done by physico-chemical characterization of raw and residual product over the experimental period, and determined the profile of bacterial populations by morphological and molecular biology techniques. Evaporation efficiencies in the pilot plant were affected by weather conditions – solar radiation, wind speed, relative humidity and air temperature. The initial leachate mass, recirculation flow rate and the air speed applied to the system influenced only on the flow of the leachate evaporation rates. The airspeed had a significant effect only when analyzed on the highest (5,5 and 6,0 m.s⁻¹) and lowest (0,5 and 1,0 m.s⁻¹) speeds. The evaporative process concentrate most of the pollutants present in the remaining liquid (solids, organic matter, nitrate, etc.), while the concentrations of ammonia and NTK has been reduced. The PCR and DGGE techniques carried out for the raw leachate and concentrated samples recovered phylogenetically similar groups during the evaporative process. Five different bacterial grouping were identified by BOX-PCR in air samples collected in the vicinity of the pilot unit. A greater number of CFU.m⁻³ was identified in the outlet duct of the experimental unit compared to other sampling sites, suggesting that these microorganisms may have come from the processing of the leachate in the pilot plant.

Keywords: Landfills; wastewater treatment; leachate evaporation; phylogenetic composition of bacteria present in leachate; molecular biology techniques.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Destinação final de RSU no estado de Santa Catarina (ton.d ⁻¹).....	42
Figura 2 - Seleção de processos para tratamento.....	73
Figura 3 - Fluxograma da metodologia adotada para o estudo.....	110
Figura 4 - Aterro Sanitário de Canhanduba – Vista aérea.....	114
Figura 5 - Torre de resfriamento do projeto.....	115
Figura 6 - Sistema de evaporação – Torre de resfriamento adaptada ao estudo.....	116
Figura 7 - Sistema de aspersão de lixiviado.....	116
Figura 8 - (a) Enchimento de contato tipo “GRT” e (b) Tela de PEAD..	117
Figura 9 - Retentor de gotas.....	118
Figura 10 - Resistências elétricas tubulares.....	118
Figura 11 - (a) Quadro elétrico e (b) Inversor de frequência.....	119
Figura 12 - Unidade experimental do estudo.....	120
Figura 13 - Localização dos sensores de temperatura e umidade relativa do ar.....	121
Figura 14 - Aquisição de dados de temperatura e umidade relativa.....	122
Figura 15 - Fluxograma do lixiviado na unidade experimental.....	124
Figura 16 - Balanço de massa.....	128
Figura 17 - Etapas da análise qualitativa das amostras de lixiviado.....	133
Figura 18 - Etapas da análise quali-quantitativa das amostras de bactérias coletadas do ar.....	134
Figura 19 - (a) Esquema ilustrativo, (b) e (c) foto do amostrador de Andersen.....	138
Figura 20 - Locais de amostragem das bactérias do ar: (a) DS, (b) AEE, (c) AET e (d) AED.....	139
Figura 21 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a temperatura mínima do ar (EPAGRI/CIRAM).....	149
Figura 22 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a radiação solar (EPAGRI/CIRAM).....	150
Figura 23 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a pressão atmosférica (EPAGRI/CIRAM).....	150
Figura 24 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a temperatura média do ar (LEPTEN/LABSOLAR).....	151
Figura 25 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a radiação solar (LEPTEN/LABSOLAR).....	152
Figura 26 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a pressão atmosférica (LEPTEN/LABSOLAR).....	152
Figura 27 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a umidade relativa do ar (LEPTEN/LABSOLAR).....	153
Figura 28 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a velocidade do vento (LEPTEN/LABSOLAR).....	153

Figura 29 - Eficiência de evaporação de lixiviado ao longo do tempo para os testes com a vazão Q_1	161
Figura 30 - Eficiência de evaporação de lixiviado ao longo do tempo para os testes com a vazão Q_2	161
Figura 31 - Perda de massa na unidade experimental nas diferentes velocidades do ar.....	165
Figura 32 - Variação dos sólidos presentes no lixiviado concentrado no tempo.....	182
Figura 33 - Variação da condutividade do lixiviado concentrado no tempo.....	182
Figura 34 - Variação da cor do lixiviado concentrado no tempo.....	183
Figura 35 - Variação da alcalinidade do lixiviado concentrado no tempo.....	183
Figura 36 - Variação da DQO do lixiviado concentrado no tempo.....	184
Figura 37 - Variação do nitrato presente no lixiviado concentrado no tempo.....	184
Figura 38 - Variação da alcalinidade do lixiviado concentrado com relação ao volume evaporado.....	186
Figura 39 - Comparação entre a estrutura das comunidades bacterianas dos três grupos de amostras analisadas. a - Gel de DGGE; b - <i>Cluster</i> gerado pela análise de agrupamento hierárquico dos perfis de <i>amplicons</i> de DGGE.....	190
Figura 40 - Análise de MDS para as três amostras de lixiviado analisadas.....	192
Figura 41 - Imagem da placa AEE 2 (dia 16/out) - Indicação de alguns isolados obtidos.....	196
Figura 42 - Imagem da placa DS 3 (dia 17/out) - Indicação de alguns isolados obtidos.....	196
Figura 43 - Imagem das placas - DE 1 (dia 15/out) e DE 2 (dia 05/out), indicando a presença de fungos.....	197
Figura 44 - <i>Cluster</i> gerado pela análise de agrupamento hierárquico dos isolados identificados morfológicamente.....	198
Figura 45 - BOX-PCR dos isolados. a - Perfis de bandas obtidos por BOX-PCR a partir dos isolados. b - <i>Cluster</i> gerado pela análise de agrupamento hierárquico do perfil de bandas dos isolados identificados através da BOX-PCR.....	199
Figura 46 - Imagem das placas: a - DS 3 (dia 17/out), com 1.509 UFC e b - DS 3 (dia 16/out), com 1.918 UFC.....	203
Figura 47 - Concentrações de bioaerossóis nos locais de amostragem....	204

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Bactérias envolvidas no processo de degradação dos RSU.....	51
Quadro 2 - Principais vantagens e desvantagens dos processos de tratamento biológicos usados para lixiviados de AS.....	66
Quadro 3 - Principais vantagens e desvantagens dos processos de tratamento físicos e FQ usados para lixiviados de AS.....	70
Quadro 4 - Principais vantagens e desvantagens do uso da tecnologia de evaporação no tratamento de lixiviados de AS.....	81
Quadro 5 - Dias de monitoramento e de caracterização do lixiviado.	130
Quadro 6 - Parâmetros físico-químicos e seus respectivos procedimentos analíticos.....	131
Quadro 7 - Iniciadores utilizados na amplificação das amostras.....	136
Quadro 8 - Resumo dos dados coletados e das análises estatísticas realizadas para cada objetivo específico.....	144

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade de RSU gerada nos anos de 2009 e 2010 no Brasil.....	41
Tabela 2 - Destino final dos RSU no Brasil, nos anos de 1989, 2000 e 2008.....	43
Tabela 3 - Faixas de concentrações de alguns parâmetros de caracterização de acordo com as fases de estabilização biológica dos lixiviados.....	49
Tabela 4 - Constituintes típicos encontrados no biogás de aterros de RSU.....	52
Tabela 5 - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.....	55
Tabela 6 - Microrganismos presentes no lixiviado de aterros de RSU.....	56
Tabela 7 - Propriedades químicas e composição do lixiviado a diferentes idades.....	59
Tabela 8 - Valores de alguns parâmetros FQ encontrados para lixiviados de AS e esgotos domésticos.....	63
Tabela 9 - Critérios para a seleção do método para o tratamento de lixiviados.....	73
Tabela 10 - Histórico de deposição de resíduos sólidos no Aterro Sanitário de Canhanduba, em toneladas, de 2006 a 2012.....	112
Tabela 11 - Composição gravimétrica média dos resíduos dispostos no Aterro Sanitário de Canhanduba nas quatro estações do ano.....	113
Tabela 12 - Combinações de velocidade do ar e temperaturas pós-resistências.....	125
Tabela 13 - Valores médios diários dos parâmetros meteorológicos e da eficiência de evaporação de lixiviado para cada teste.....	147
Tabela 14 - Correlação entre os parâmetros meteorológicos e a perda de massa na unidade experimental.....	154
Tabela 15 - Condições operacionais e resultados de evaporação referentes à primeira batelada de testes ($Q_1 = 700 \text{ L.h}^{-1}$).....	158
Tabela 16 - Condições operacionais e resultados de evaporação referentes à segunda batelada de testes ($Q_2 = 500 \text{ L.h}^{-1}$).....	159
Tabela 17 - Condições operacionais e resultados de evaporação referentes à terceira batelada de testes (repetição dos testes com maior diferença de evaporação entre vazões).....	160
Tabela 18 - Correlação entre os parâmetros operacionais e a perda de massa na unidade experimental.....	163
Tabela 19 - Resultado da análise de variância para verificação da influência da vazão de recirculação de lixiviado na eficiência de evaporação da unidade experimental.....	163
Tabela 20 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias -	

vazão de recirculação de lixiviado.....	163
Tabela 21 - Resultado da análise de variância para verificação da influência da velocidade do ar na eficiência de evaporação da unidade experimental.....	164
Tabela 22 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias - velocidades do ar.....	164
Tabela 23 - Resultado da análise de variância para verificação da influência das altas e baixas velocidades do ar na eficiência de evaporação da unidade experimental.....	166
Tabela 24 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias – altas e baixas velocidades do ar.....	166
Tabela 25 - Estatística descritiva das eficiências obtidas na unidade experimental.....	166
Tabela 26 - Eficiências de evaporação obtidas por diferentes estudos.....	167
Tabela 27 - Estatística descritiva da caracterização físico-química do lixiviado bruto.....	171
Tabela 28 - Dados da caracterização físico-química do lixiviado concentrado ao longo do experimento.....	176
Tabela 29 - Variação dos parâmetros FQ após o primeiro teste evaporativo.....	178
Tabela 30 - Variação dos parâmetros FQ após o 31º dia de testes evaporativos.....	180
Tabela 31 - Correlação entre os parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto e do concentrado.....	188
Tabela 32 - Resultado do teste de similaridade por <i>pairwise</i> (pareamento) baseado nos perfis de <i>amplicons</i> obtidos para as amostras.....	192
Tabela 33 - Caracterização morfológica dos 12 isolados bacterianos identificados.....	195
Tabela 34 - Unidades formadoras de colônia (UFC) para cada placa amostrada.....	201
Tabela 35 - Unidades formadoras de colônia por volume de ar amostrado (UFC.m ⁻³) em cada placa.....	202
Tabela 36 - Resultado da análise de variância para verificação da influência do local na concentração de UFC.m ⁻³	204
Tabela 37 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias dos locais de amostragem de bactérias do ar.....	205
Tabela 38 - Correlação entre os parâmetros operacionais e os valores obtidos para UFC.m ⁻³ no duto de saída.....	207

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

μ	Micro
A	Ampère
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AC	Amarelo Claro
AED	Área Externa à Direita
AEE	Área Externa à Esquerda
AET	Área Externa próxima ao Tanque
AF	Amarelo Forte
ago	Agosto
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AM	Amarelo Médio
AMBSC	Empresa Ambiental Saneamento e Concessões
ANOVA	Análise de Variância
ANVISA	Agência de Vigilância Sanitária
AQ	Amarelo Queimado
AS	Aterro Sanitário
AVT	Ácidos Voláteis Totais
BC	Branca Cremosa
BH	Belo Horizonte
bp	Pares de Base
BSA	Albumina de Soro Bovino
BSR	Bactérias Sulfato-Redutoras
BT	Branca Transparente
C	Celsius
cal	Caloria
Cd	Cádmio
CH ₄	Metano
cm	Centímetro
CO ₂	Gás Carbônico ou Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
COX	Compostos Orgânicos Xenobióticos
Cu	Cobre
cv	Cavalo Vapor
CV	Coeficiente de Variação
d	Dia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DE	Duto de Entrada
DGGE	Eletroforese em Gel com Gradiente Desnaturante

DMSO	Dimetilsulfóxico
DNA	Ácido desoxirribonucleico
dNTPs	Desoxirribonucleotídeos Fosfatados
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DS	Duto de Saída
ea	Pressão parcial de vapor d'água na atmosfera
es	Pressão de saturação do vapor na atmosfera à temperatura da superfície
EU	Evaporador Unitário
FQ	Físico-Químicos
FVMP	Frequência de Ocorrências dos Valores Mais Prováveis
g	Gramma
G	Guanina
h	Hora
H ₂	Hidrogênio
H ₂ O	Água
H ₂ S	Gás Sulfídrico ou Sulfeto de Hidrogênio
hab	Habitante
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
k	Kilo
kb	Kilo base
kg	Kilograma
km	Kilômetro
L	Litro
LARESO	Laboratório de Resíduos Sólidos
LC	Laranja Claro
LF	Laranja Forte
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
LM	Laranja Médio
m	Mili
M	Marcador molecular
m	Metro
m/v	Massa por Volume
mA	Mili Ampère
mb	Mili Bar
MBR	Biorreator à Membrana
min	Mínuto
MIP	Departamento de Microbiologia da UFSC
mM	Mili Molar
MO	Matéria Orgânica
MOFB	Matéria Orgânica Facilmente Biodegradável
N ₂	Nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
NH ₃	Nitrogênio Amoniacal

NH ₄ ⁺	Íon Amônio
Ni	Níquel
NMP	Número Mais Provável
n°	Número
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NTU	Unidades Nefelométricas de Turbidez
°	Graus
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
OR	Osmose Reversa
ORP	Potencial de Oxirredução
out	Outubro
p	Pico
Pb	Chumbo
PCR	Reação em Cadeia da Polimerase
PE	Pernambuco
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PtCo	Platina-Cobalto
Q	Vazão
Q ₁	Vazão 1
Q ₂	Vazão 2
R ₁	Conjunto de resistências 1
R ₂	Conjunto de resistências 2
RC	Rosa Claro
rDNA	Ácido Desoxirribonucleico Ribossômico
RE	Resolução
Rel.	Relação
RF	Rosa Forte
RJ	Rio de Janeiro
RM	Rosa Médio
rpm	Rotações por minuto
rRNA	Ácido Ribonucleico Ribossômico
RSD	Resíduos Sólidos Domésticos
RSSS	Resíduos Sólidos de Serviço de Saúde
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
s	Segundo
S	Siemens
SC	Santa Catarina
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SFT	Sólidos Fixos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
SVT	Sólidos Voláteis Totais
T	Temperatura

t	Tempo
T ₁	Temperatura pós-resistências
T ₂	Temperatura no retentor de gotas
TAE	Tampão Tris-Acetato-EDTA
T _{entrada}	Temperatura no Duto de Entrada
ton	Tonelada
T _{saída}	Temperatura no Duto de Saída
U	Unidade
UFC	Unidades Formadoras de Colônias
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UR	Umidade Relativa
UR _{entrada}	Umidade Relativa no Duto de Entrada
UR _{saída}	Umidade Relativa no Duto de Saída
UV	Ultravioleta
v	Velocidade
V	Volt
W	Watt
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	33
1.1 JUSTIFICATIVAS	35
1.2 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA	36
1.3 OBJETIVOS	37
1.3.1 Objetivo Geral.....	37
1.3.2 Objetivos Específicos.....	38
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	39
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS	39
2.1.1 Definição.....	39
2.1.2 Classificação	39
2.1.3 Problemática	40
2.1.4 Situação no Brasil	41
2.2 ATERROS SANITÁRIOS.....	43
2.2.1 Definição.....	43
2.2.2 Vantagens e desvantagens.....	44
2.2.3 Situação atual.....	45
2.3 PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE RSU EM AS	46
2.3.1 Fases de degradação aeróbia e anaeróbia	46
2.3.2 Microrganismos predominantes	50
2.3.3 Gases gerados	51
2.4 LIXIVIADO	52
2.4.1 Formação do lixiviado	52
2.4.2 Características dos lixiviados.....	54
2.4.3 Problemas decorrentes do lixiviado	56
2.4.4 Classificação e variação das características	58
2.5 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS .	61
2.5.1 Dificuldades encontradas	61
2.5.2 Processos biológicos	63
2.5.3 Processos físicos e físico-químicos.....	67
2.5.4 Tratamento combinado e recirculação	69
2.5.5 Legislação	71
2.5.6 Critério de seleção do tratamento.....	72
2.6 EVAPORAÇÃO	74
2.6.1 Evaporação como processo aplicado ao tratamento do lixiviado	78
2.6.2 Vantagens e desvantagens da evaporação	80
2.6.3 Estudos sobre evaporação	82
2.7 COMUNIDADES BACTERIANAS	97
2.7.1 Estudos sobre os microrganismos presentes em resíduos e lixiviados	98
2.7.2 Estudos sobre estrutura e diversidade microbiana	100

2.7.3 Estudos sobre bioaerossóis	102
2.7.4 Técnicas de biologia molecular	106
3 MATERIAL E MÉTODOS	110
3.1 ATERRO SANITÁRIO DE CANHANDUBA	111
3.2 UNIDADE EXPERIMENTAL – PILOTO DE LABORATÓRIO	114
3.2.1 Instalação/adequação da unidade experimental	114
3.2.2 Funcionamento da unidade experimental	120
3.2.3 Operação e monitoramento da unidade experimental	122
3.2.4 Variação das condições operacionais na unidade experimental	123
3.3 TESTES EVAPORATIVOS COM LIXIVIADO	126
3.4 ANÁLISE DE DADOS METEOROLÓGICOS	127
3.5 EFICIÊNCIA DE EVAPORAÇÃO	128
3.6 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO E DO CONCENTRADO DO PROCESSO	130
3.7 AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DE BACTÉRIAS	133
3.7.1 Análise qualitativa das bactérias presentes nas amostras de lixiviado	135
3.7.2 Análise quali-quantitativa das bactérias presentes nas amostras de ar	137
3.8 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	143
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	146
4.1 AVALIAÇÃO DA INTERFERÊNCIA DAS CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS NO PROCESSO EVAPORATIVO	146
4.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO EM FUNÇÃO DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS DA UNIDADE EXPERIMENTAL	157
4.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO E ANÁLISE DA QUALIDADE DO CONCENTRADO DO PROCESSO AO LONGO DO TEMPO	170
4.3.1 Lixiviado bruto	170
4.3.2 Lixiviado concentrado	175
4.4 DETERMINAÇÃO DO PERFIL DAS POPULAÇÕES BACTERIANAS PRESENTES NOS DIFERENTES EXTRATOS DE ANÁLISE (LIXIVIADO BRUTO, CONCENTRADO E AR)	189
4.4.1 Análise das bactérias presentes nas amostras de lixiviado (bruto e concentrado)	189
4.4.2 Análise das bactérias presentes nas amostras de ar	194
5 CONCLUSÕES	211
6 RECOMENDAÇÕES	218
REFERÊNCIAS	221

APÊNDICE A – METODOLOGIA E RESULTADOS DOS ENSAIOS PRELIMINARES UTILIZANDO DIFERENTES SISTEMAS DE ASPERSÃO	252
APÊNDICE B – EFICIÊNCIAS HORÁRIAS DE EVAPORAÇÃO	260
APÊNDICE C – GRÁFICOS NORMAIS DE PROBABILIDADE DOS RESÍDUOS	261
APÊNDICE D – MATRIZ DE PRESENÇA E AUSÊNCIA DGGE	263
ANEXO A – METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE ÁCIDOS VOLÁTEIS, CONFORME DILALLO E ALBERTSON (1961)	265
ANEXO B – PROTOCOLO: EXTRAÇÃO DE DNA DO LIXIVIADO	266
ANEXO C – PROCEDIMENTO DA DGGE	268
ANEXO D – MEIO THORNTON PARA BACTÉRIAS	270

1 INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários – AS representam, com poucas exceções, a principal destinação de resíduos sólidos urbanos – RSU no mundo (JUCÁ, 2002; KJELDTSEN et al., 2002). Este método de tratamento e de destinação final de resíduos sólidos é amplamente aceito e utilizado (RENOU et al., 2008), principalmente devido à simplicidade de execução, ao baixo custo e à capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos (LIMA, 2004). Conforme Bidone e Povinelli (1999), os AS são considerados como uma das soluções mais viáveis para os RSU no Brasil, considerando os pontos de vista técnico e econômico. Entretanto, como desvantagens, os aterros ainda representam um grande risco ambiental, em virtude da liberação de gases e da produção de lixiviado associado.

O lixiviado pode ser definido como o produto derivado da hidrólise dos compostos orgânicos e da umidade do sistema, com características que variam em função do tipo de resíduo, da idade do aterro, das condições meteorológicas, geológicas e hidrológicas do sítio de disposição de resíduos. Em geral, o lixiviado possui elevada carga orgânica, incluindo, muitas vezes, compostos xenobióticos, macrocomponentes inorgânicos, como fontes de nitrogênio (amônia), metais-traço e grupos microbianos (WU et al., 1988; CHRISTENSEN et al., 2001).

A composição química do lixiviado varia consideravelmente com o tempo: durante a fase ácida de degradação da matéria orgânica nos aterros sanitários, o pH é baixo e parâmetros como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nutrientes e metais-traço (em alguns casos) são, em geral, bastante altos; contudo, durante a fase metanogênica, o pH aumenta e os valores de DBO, COT, DQO e nutrientes são significativamente menores (HAMADA, 1997).

Lixiviados de aterros jovens (primeiros anos de operação) contêm altas concentrações de matéria orgânica prontamente biodegradável, como os ácidos graxos voláteis (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995), o que faz com que os mesmos sejam propícios ao tratamento biológico (VENKATARAMANI et al., 1974 apud REINHART e GROSH, 1998). No Brasil, por exemplo, o tratamento do lixiviado é realizado, frequentemente, *in situ*, utilizando-se lagoas de estabilização. As lagoas apresentam características satisfatórias de tratamento em muitos casos, no entanto, como limitações, requerem grandes áreas para sua implantação e não apresentam bons resultados

em regiões com elevados índices pluviométricos e de umidade do ar (JUCÁ, 2002). O tratamento físico-químico, por outro lado, tem sido o mais adequado para a remoção de compostos recalcitrantes, como substâncias húmicas, metais-traço, compostos halogenados adsorvíveis, bifenilas policloradas, ftalatos, etc., presentes em lixiviados estabilizados, provenientes de aterros antigos (QASIM E CHIANG, 1994).

Os processos de tratamento físico-químicos usados para tratar lixiviados de aterros jovens não alcançam o mesmo grau de remoção orgânica que os processos biológicos. No entanto, a concentração de muitos parâmetros encontrados em lixiviados de aterros jovens pode inibir o tratamento biológico (QASIM e CHIANG, 1994). Geralmente, para se ajustar o nível destes constituintes para uma concentração aceitável para o tratamento biológico, emprega-se um pré-tratamento físico-químico.

Deste modo, devido à cadeia de constituintes existentes no lixiviado, e às variações quantitativas sazonais e cronológicas (pelo aumento da área exposta), não se deve considerar uma solução única de processo para o seu tratamento (HAMADA et al., 2002). De acordo com Qasim e Chiang (1994), as flutuações na quantidade e na qualidade do lixiviado, que ocorrem durante muito tempo, em intervalos curtos e longos, devem ser consideradas na concepção da instalação de tratamento deste efluente. O processo, eficientemente projetado para tratar os lixiviados de um aterro jovem, deve (ou pode) ser alterado no futuro para tratar adequadamente os lixiviados de aterros antigos.

Ao contrário dos processos de tratamento que visam à remoção da matéria orgânica e inorgânica e dos microrganismos patogênicos, muitos projetos, visando reduzir as flutuações de quantidade de lixiviado a ser tratada, utilizam técnicas para reduzir o seu volume, como a recirculação do percolado produzido no próprio aterro sanitário e, mais recentemente, a evaporação deste líquido como processo de pré-tratamento.

A tecnologia de evaporação tem sido indicada para o tratamento de águas residuárias de origem industrial, com o propósito de concentrar ou separar resíduos e poluentes, sendo considerada uma das principais formas de tratamento empregadas na remoção de material inorgânico (WANG et al., 2006; NEMEROW, 2006) e, desde a década de 80, sua aplicação tem sido estudada para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários (BIRCHLER et al., 1994).

1.1 JUSTIFICATIVAS

As dificuldades encontradas para tratar lixiviados de aterros sanitários, aliadas ao crescente rigor da legislação ambiental que dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes, faz com que as técnicas de tratamento convencionais não sejam suficientes ou eficientes ao nível que estabelecem as leis e normas regulamentadoras deste assunto. Conforme Souto e Povinelli (2007) a maioria das estações de tratamento de lixiviado convencionais, que utilizam tanto processos biológicos, quanto físico-químicos, não apresenta desempenho satisfatório.

Os insucessos obtidos, mais uma vez não só no Brasil, mas em todo o mundo, apontam para a necessidade de se repensarem as estratégias até agora adotadas. Conforme expõem Renou et al. (2008), é necessário aperfeiçoar os sistemas de tratamento existentes, porém, ao mesmo tempo, faz-se urgente estudar novas tecnologias que possam ser aplicadas às características dos lixiviados de aterros sanitários, que variam significativamente em função do espaço e ao longo do tempo.

É preciso buscar, de acordo com Gomes et al. (2009), processos adequados para o tratamento do lixiviado, também, dentro da realidade brasileira. Existem, no país, muitos aterros sanitários de pequeno porte e é sabido que os recursos financeiros disponíveis para implementação e monitoramento das estações de tratamento de líquidos percolados são, muitas vezes, bastante limitados. Para compatibilizar a realidade técnica e econômica de muitos municípios brasileiros, podem-se projetar sistemas mais simples que reduzam, por exemplo, o volume de lixiviados gerados nos aterros sanitários, visto que a quantidade produzida é significativamente menor quando comparada a grandes municípios. A técnica de evaporação de lixiviados se insere neste segmento, ou seja, é um sistema que aborda a questão quantitativa de tratamento, diferentemente da maioria dos métodos de tratamento existentes que visam à redução dos constituintes físicos, químicos e biológicos.

A utilização da tecnologia de evaporação como um sistema de pré-tratamento, além de reduzir o percentual líquido do lixiviado e concentrar os poluentes, traz como vantagem a possibilidade de aproveitamento do biogás gerado no aterro sanitário, como fonte energética para o aquecimento do líquido ou do ar circunstante. Isto implica na redução dos custos de energia elétrica para o aquecimento no processo evaporativo e também evita a emissão de gases de efeito estufa, constituintes do biogás, minimizando, mesmo que em pequena escala, os problemas decorrentes do aquecimento global e de exposição

a elementos tóxicos pelos trabalhadores e moradores próximos ao entorno dos aterros sanitários. O concentrado líquido ou até mesmo semissólido, resultante do processo evaporativo, pode ser disposto no próprio sítio de disposição de resíduos ou tratado, dependendo das exigências ambientais do local onde o mesmo for inserido.

Comparando-se o estudo da evaporação, como tecnologia de pré-tratamento de lixiviados, com outras pesquisas nesta área, constata-se que há um número reduzido de publicações. Apesar de ser considerada uma tecnologia promissora por muitos pesquisadores, bem aceita e já em uso em muitos países, inclusive no Brasil, existem poucas informações a respeito dos aspectos ambientais desta tecnologia. Este método de pré-tratamento precisa ser melhor avaliado no que diz respeito aos parâmetros operacionais da técnica; às eficiências que podem ser alcançadas durante o processo evaporativo; às características quali-quantitativas dos gases evaporados (principalmente compostos orgânicos voláteis e substâncias odoríferas); aos microrganismos que, eventualmente, podem ser emitidos para a atmosfera, juntamente com os gases gerados; à qualidade do lodo produzido, entre outros aspectos relacionados com a qualidade ambiental.

Além disso, somente através de estudos focados em todos estes aspectos é que se poderá auxiliar na elaboração de futuras normas regulamentadoras, específicas para o tratamento de lixiviados e para o lançamento em corpos hídricos receptores, disposição no solo e/ou no próprio aterro sanitário. No Brasil, ainda não existem leis ou normas específicas, em nível nacional, que disponham sobre os tratamentos e/ou condições e padrões de lançamento para lixiviados de aterros sanitários (MANNARINO, FERREIRA E MOREIRA, 2011); as estações de tratamento existentes seguem o que impõe a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio, de 2011, que trata dos padrões de emissão para efluentes, principalmente, domésticos (BRASIL, 2011).

1.2 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

O estudo do tratamento de lixiviados de aterros sanitários é uma das linhas de pesquisa desenvolvidas no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Diversos trabalhos têm sido desenvolvidos nesta área, podendo-se citar alguns já publicados, como: Máximo (2007) – coagulação/floculação; Silva (2007), Fernandes (2009) e Martins (2010) – lagoas de estabilização; Roehrs (2007) – filtração direta ascendente; Rodrigues (2007) – tratamento eletrolítico; Ranzi (2009), Fenelon

(2011) e Oliveira (2011) – evaporação (natural e forçada); e Santos (2011a) – *air stripping*.

Estes trabalhos, assim como outros, realizados em âmbito nacional, tiveram início no Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), Edital IV, com financiamento pela FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos, do Ministério da Ciência e Tecnologia. Nos Editais V e VI as pesquisas sobre tratamento de lixiviados prosseguiram, sendo que o presente trabalho está inserido no Edital VI, Tema III, que tem como título “Tratamento de lixiviados de aterro sanitário com foco na remoção de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica biodegradável e compostos recalcitrantes”. A rede de pesquisa conta, atualmente, com doze universidades federais, estaduais e privada, sendo que a UFSC faz parte do subprojeto 5 intitulado “Sistema combinado de tratamento de lixiviados por lagoas e lodos ativados com pré-processo de redução de volumes por evaporação”.

A UFSC foi designada para efetuar dois estudos, sendo eles: (1) avaliar um sistema de tratamento de lixiviados em escala real, constituído por um sistema de lagoas de estabilização em série e lodos ativados e (2) estudar um processo de redução de volumes de lixiviados por evaporação forçada em escala piloto.

Neste contexto, pretende-se, através dos estudos da rede de pesquisa, avaliar os diversos processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário e verificar se os mesmos podem ser aplicados e se são adequados à realidade brasileira, considerando, dentre vários aspectos, o do atendimento à legislação vigente. Deve-se ressaltar que este trabalho tem como intuito ampliar o conhecimento que se tem ou as informações de que se dispõem até o momento, sobre o uso da tecnologia de evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado de AS, todavia, conforme citado anteriormente, muito ainda deve ser elucidado no que diz respeito à utilização deste processo no tratamento deste tipo de efluente.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo Geral

Estudar, através da simulação em uma unidade piloto, a interferência de parâmetros operacionais e de condições meteorológicas no processo de evaporação forçada de lixiviado de aterro sanitário, bem como avaliar alguns aspectos ambientais relacionados com a tecnologia aplicada.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Averiguar a interferência das condições meteorológicas – radiação solar, pressão atmosférica, velocidade do vento, temperatura e umidade relativa do ar – no processo evaporativo;
- Avaliar a eficiência da evaporação de lixiviado de aterro sanitário, em função dos parâmetros operacionais “vazão de recirculação de lixiviado” e “velocidade do ar” da unidade experimental;
- Caracterizar físico-quimicamente o lixiviado bruto e analisar a qualidade do concentrado resultante do processo de evaporação ao longo do tempo e;
- Determinar o perfil das populações bacterianas presentes nos diferentes extratos de análise – lixiviado bruto, lixiviado concentrado e do ar circunstante à unidade experimental.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

2.1.1 Definição

A Lei Federal nº 12.305, de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, em seu capítulo II – “Definições”, artigo III, inciso XVI, qualifica os resíduos sólidos como:

material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos, cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis, em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

2.1.2 Classificação

A NBR 10.004 traz a classificação dos resíduos sólidos quanto aos riscos potenciais associados ao processo/atividade que lhes deu origem e suas características peculiares. A classificação é feita conforme segue (ABNT, 2004a):

- Classe I – Perigosos: aqueles que apresentam periculosidade por terem características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade;
- Classe II – Não perigosos: divididos nas classes II A e II B;
 - Classe II A – Não Inertes: aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou de resíduos classe II B. Estes resíduos podem apresentar características de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água;
 - Classe II B – Inertes: quaisquer resíduos que, quando amostrados de forma representativa, segundo a NBR 10.007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR 10.006, não tiverem nenhum

de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Os resíduos podem, também, ser classificados em função da sua biodegradabilidade. Eis a classificação, conforme Bidone e Povinelli (1999): facilmente biodegradáveis (matéria orgânica putrescível), moderadamente biodegradáveis (papel, papelão e outros materiais celulósicos), dificilmente biodegradáveis (madeira, trapos, couro e borracha), muito dificilmente biodegradáveis (plásticos) e não biodegradáveis (vidro, metais, rochas e solo).

2.1.3 Problemática

O crescimento gradativo e desordenado da população, a aceleração do processo de ocupação do território urbano e o crescimento acentuado dos bens de consumo, popularizados pelo aumento da produção industrial (VALERIO, SILVA e COHEN, 2008), resultam na intensificação da geração de resíduos – um dos principais problemas enfrentados pelo poder público e pela sociedade contemporânea.

Estimulam-se, no sistema capitalista atual, modelo seguido por muitos países do mundo, o consumo e a produção de bens em grande escala, tendo-se, por consequência, mais e mais subprodutos ou rejeitos a serem gerenciados (PAGLIUSO e REGATTIERI, 2008). O consumo exacerbado, característico deste sistema, desencadeia uma série de danos ambientais, não somente durante o processo produtivo, mas também na extração da matéria-prima e até mesmo após o ciclo de vida dos produtos. A composição dos resíduos também é modificada pelo crescimento econômico, com a elevação de resíduos ligados ao processo de industrialização, e pelo progresso tecnológico, ao introduzir novos materiais no processo produtivo (OLIVEIRA e GOMES, 2009).

A geração de resíduos é um processo contínuo e inesgotável e, tendo-se em vista que se originam de processos irreversíveis da transformação da matéria-prima retirada de seu ciclo de vida, destaca-se a importância do gerenciamento adequado desses resíduos (OLIVEIRA e GOMES, 2009). Estima-se que a produção global de resíduos sólidos já tenha alcançado 2,2 bilhões de toneladas por dia e a previsão para 2025 é que a geração aumente, em média, 51 % (CHARLES, WALKER e CORD-RUWISCH, 2009).

Considerada um dos setores do saneamento básico, a gestão dos resíduos não tem recebido a merecida atenção por parte do poder público. Com isso, compromete-se a saúde da população, bem como se

degradam os recursos naturais, especialmente o solo e os recursos hídricos. A interdependência dos conceitos de meio ambiente, saúde e saneamento hoje, bastante evidente, reforça a necessidade de integração das ações desses setores em prol da melhoria da qualidade de vida da população (MONTEIRO et al., 2001).

2.1.4 Situação no Brasil

De forma geral, pode-se afirmar que, assim como em outros países em desenvolvimento, os dados referentes aos resíduos no Brasil são muito escassos e, ao mesmo tempo, os que existem, na sua maioria, são conflitantes entre si. Apesar de se apresentarem em uma curva crescente e contínua, os investimentos em estudos e desenvolvimento de pesquisas na área de resíduos ainda são muito incipientes, explicando-se, assim, a atual dificuldade na produção e na obtenção de dados relacionados aos RSU. Além disto, mais especificamente no caso do Brasil, pode-se dizer também que a extensão do nosso território, juntamente com a quantidade de municípios (5.565, de acordo com dados do Censo Demográfico 2010, do IBGE (2011)), são fatores que dificultam o levantamento de dados e o estudo detalhado dos RSU no país (SANTOS, 2011b).

Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE revelam que a geração de RSU, no ano de 2010, se intensificou no Brasil, com uma produção total de aproximadamente 61 milhões de toneladas, equivalendo a um crescimento de 6,8 % em relação ao ano de 2009. O índice *per capita* de geração teve um aumento de 5,3 % de 2009 para 2010 (Tabela 1).

Tabela 1 - Quantidade de RSU gerada nos anos de 2009 e 2010 no Brasil.

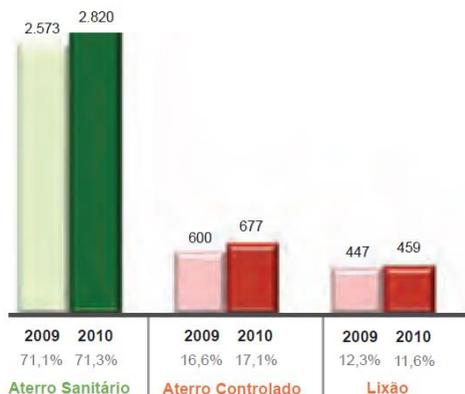
Região	2009	2010		
	RSU coletado (ton.d ⁻¹) / Índice (kg.hab ⁻¹ .d ⁻¹)	População urbana (habitantes)	RSU coletado (ton.d ⁻¹)	Índice <i>per capita</i> (kg.hab ⁻¹ .d ⁻¹)
Norte	12.072 / 1,051	11.663.184	12.920	1,108
Nordeste	47.665 / 1,254	38.816.895	50.045	1,289
Centro-Oeste	13.907 / 1,161	12.479.872	15.539	1,245
Sudeste	89.460 / 1,204	74.661.887	96.134	1,288
Sul	19.624 / 0,859	24.257.880	20.452	0,879
Brasil	182.728 / 1,152	160.879.708	195.090	1,213

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2010).

Seguindo tendência já revelada em anos anteriores, a pesquisa mostrou um aumento de 7,7 % na quantidade de RSU coletada em 2010. Também, em termos percentuais, houve uma discreta evolução na destinação final adequada dos RSU em 2010, em comparação ao ano de 2009, passando de 56,8 para 57,6 %. No entanto, ainda grande quantidade de RSU (aproximadamente 23 milhões de toneladas) foi destinada inadequadamente, para lixões e aterros controlados, trazendo consideráveis danos ao meio ambiente (ABRELPE, 2010).

A destinação dos RSU no estado de Santa Catarina apresenta, de acordo com a pesquisa da ABRELPE, o segundo melhor índice do país – 71,3 % dos resíduos coletados são encaminhados para aterros sanitários (Figura 1), perdendo apenas para o estado de São Paulo, que apresenta um índice de 76,2 %.

Figura 1 - Destinação final de RSU no estado de Santa Catarina (ton.d⁻¹).



Fonte: ABRELPE (2010).

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, através do Programa Nacional de Saneamento Básico de 2008, revelou que, em oito anos, o percentual de municípios que destinavam seus resíduos a vazadouros a céu aberto caiu de 72,3 % para 50,8 %, enquanto que os que utilizavam aterros sanitários cresceu de 17,3 % para 27,7 % (Tabela 2). Ao mesmo tempo, o número de programas de coleta seletiva dobrou, passando de 451, em 2000, para 994, em 2008, concentrando-se, sobretudo, nas regiões Sul e Sudeste, onde, respectivamente, 46 % e 32,4 % dos municípios informaram ter coleta seletiva em todos os distritos (IBGE, 2010).

Tabela 2 - Destino final dos RSU no Brasil, nos anos de 1989, 2000 e 2008.

Ano	Destino final dos RSU, por unidades de destino (%)		
	Vazou a céu aberto	Aterro controlado	Aterro sanitário
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

Os dados apresentados na pesquisa da ABRELPE são similares àqueles adquiridos durante o Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos de 2006, do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Nesta pesquisa, das 714 unidades de tratamento de RSU pesquisadas, 28,2 % eram lixões, 32,4 % aterros controlados e 39,4 % aterros sanitários. As unidades de processamento de resíduos sólidos domiciliares e resíduos sólidos públicos, pesquisadas naquele ano, apresentavam bons indicadores no que se referia ao recobrimento diário, presente em 78,9 % das unidades e ao monitoramento ambiental, em 62,5 % delas. Porém, 7,0 % das unidades de processamento possuíam moradias de catadores, 46,7 % não apresentavam impermeabilização de base, 43,7 % não drenavam o lixiviado e 46,3 % delas não realizavam a drenagem do biogás (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2008).

Todas as pesquisas revelam que a situação da destinação final adequada tem melhorado no Brasil, entretanto, ainda metade dos RSU é enviada para locais aonde não existe nenhum tipo de proteção ambiental.

2.2 ATERROS SANITÁRIOS

2.2.1 Definição

Os aterros sanitários são uma das formas de tratamento e disposição de resíduos existentes, que protegem o meio natural e a saúde pública, pois permitem uma confinamento segura dos resíduos, através de critérios de engenharia e de normas operacionais específicas. A NBR 8.419, de 1992 – “Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos”, traz a definição de aterro sanitário como sendo: técnica de disposição de RSU no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível,

cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992).

2.2.2 Vantagens e desvantagens

Este método de disposição e de tratamento de RSU apresenta as seguintes vantagens:

- Disposição dos resíduos de forma adequada (LIMA, 2004);
- Minimização dos impactos ambientais pela utilização de sistemas de impermeabilização, drenagem e tratamento dos produtos de degradação;
- Capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos (LIMA, 2004),
- Possibilidade de disposição de resíduos de natureza diversa (alta variedade de sub-produtos) (CHEREMISINOFF, 2003);
- Condições especiais para a decomposição biológica da matéria orgânica presente nos resíduos (LIMA, 2004), sob condições controladas até a sua transformação em material inerte/estabilizado (RENOU et al., 2008);
- Relativa simplicidade de execução (LIMA, 2004);
- Menores custos do que outras opções de disposição (CHEREMISINOFF, 2003);
- Frequentemente, oferece a única opção de disposição final para resíduos resultantes das tecnologias de tratamento de “final de tubo” e outras opções de gerenciamento de resíduos, como a incineração (CHEREMISINOFF, 2003) e;
- Os gases gerados podem ser coletados e utilizados para geração de calor e de energia e, após o seu encerramento, fornece um valioso espaço para o habitat de animais ou para áreas de lazer (CHEREMISINOFF, 2003).

Como fatores que podem limitar a adoção de tal método citam-se, segundo Lima (2004), a disponibilidade de grandes áreas próximas aos centros urbanos, que não comprometam a segurança e o conforto da população, a disponibilidade de material de cobertura, as condições climáticas de operação durante o ano e a escassez de recursos humanos habilitados em gerenciamento de aterros. Já, conforme Cheremisinoff (2003), os sítios de disposição mais antigos, nos quais os sistemas de impermeabilização e de coleta de gases e líquidos foram construídos de forma mais simples, são agora fontes de poluição, muitas vezes com vazamentos não controlados. O autor também corrobora a menor taxa de

conversão de resíduos em energia, comparado a outras estratégias de gestão de RSU, e as poluições sonoras e odoríferas, resultantes da operação do sítio de disposição. Messineo, Freni e Volpe (2012) citam ainda que a fermentação anaeróbia resulta na produção de lixiviado e biogás, poluentes que podem persistir por mais de 30 anos depois do fechamento do aterro e requerem tratamento apropriado.

Existem riscos ambientais e de saúde pública associados a este método, entre os quais estão a poluição das águas superficiais e subterrâneas, a contaminação do ar e a exalação de odores desagradáveis, assim como a proliferação de vetores de doenças. Estes impactos podem ser evitados, primeiramente, por um correto dimensionamento e uma adequada implantação do sítio de disposição de RSU e, segundo, por efetiva operação e monitoramento do aterro sanitário. Somente através da observação a estes critérios poderá ser garantido o sucesso da implementação desta técnica e, desta forma, evitar a contaminação ambiental.

2.2.3 Situação atual

Em um estudo efetuado pela OMS – Organização Mundial de Saúde, em 1985, foi constatado que o principal processo de tratamento/disposição utilizado nos Estados Unidos, Canadá, França, Reino Unido, Noruega, Espanha, Itália e Grécia era o aterro sanitário (SALEM et al., 2008). De acordo com EEA (1998), Giraldo (2001), El-Fadel et al. (2002), Jucá (2002) e Kjeldsen et al. (2002) o uso de AS ainda prevalece sobre outras tecnologias de tratamento e/ou disposição, principalmente por questões econômicas. Em muitos países de baixa e média renda, quase 100 % dos resíduos gerados têm como destino final o solo e é pouco provável que isto venha a se modificar em curto prazo (ALLEN, 2003). Na realidade, nos países em desenvolvimento, a tecnologia de AS tem sido uma das metas mais importantes a ser alcançada visto que grande parte dos resíduos é, ainda, disposta em lixões ou aterros controlados, ou seja, de maneira inadequada. O mesmo ocorre no Brasil, onde os AS são considerados como uma das soluções mais viáveis para os RSU, considerando os pontos de vista técnico e econômico (BIDONE e POVINELLI, 1999).

O uso de AS para a disposição de resíduos no Reino Unido, por exemplo, está diminuindo, pois há uma forte política de incentivo à minimização, à reciclagem e ao reuso dos resíduos. Em 2006, 69 milhões de toneladas de resíduos foram aterradas e, em 2009, a quantidade foi reduzida para 47 milhões de toneladas, tanto na

Inglaterra, quanto no País de Gales. Os aterros sanitários modernos, em muitos países desenvolvidos, estão sujeitos a controles rigorosos – exigem-se locais apropriados, aterros projetados e operados de tal forma que não ocorram impactos significativos sobre o meio natural ou à saúde humana (HPA, 2011).

Mesmo desenvolvendo-se políticas de minimização, reciclagem, reuso e incineração de RSU, e exigindo-se modernas medidas de proteção e tratamento dos produtos gerados, o aterro sanitário é a opção preferencial no tratamento de resíduos nos dias atuais em muitos países desenvolvidos (ALLEN, 2003), como, por exemplo, em alguns países europeus, como na Itália (MESSINEO, FRENI e VOLPE, 2012) e nos Estados Unidos (THEMELIS e ULLOA, 2007).

Além disso, o tratamento e a disposição de resíduos no solo é um componente inevitável, pois, mesmo em sistemas mais complexos de gerenciamento de resíduos que contenham unidades de compostagem, processos de reciclagem ou até mesmo sistemas de incineração, sempre haverá a necessidade de disposição final, ou seja, da fração residual ou rejeito, compostos obtidos a partir das transformações da massa de resíduos originalmente gerados (EL-FADEL et al., 2002; REICHERT, 2007). Há estimativas de que a quantidade de RSU enviada para AS no mundo todo gira em torno de 1,5 bilhões de toneladas (THEMELIS e ULLOA, 2007).

2.3 PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE RSU EM AS

O aterro sanitário é análogo a um grande reator anaeróbio: a matéria orgânica, presente nos resíduos sólidos (principal componente de entrada) é estabilizada através de processos químicos, físicos e biológicos, gerando três subprodutos: o biogás (componente de saída), composto sobretudo de metano e de dióxido de carbono, o lixiviado (componente de saída), líquido com elevado potencial poluidor, e a matéria sólida (elemento remanescente), constituída por substâncias recalcitrantes, como os ácidos húmicos e fúlvicos.

2.3.1 Fases de degradação aeróbia e anaeróbia

O processo de degradação aeróbia e anaeróbia dos RSU em aterros sanitários é descrito por diversos autores, podendo apresentar de três a seis fases, dependendo dos dados específicos utilizados e dos objetivos de cada estudo (REICHERT, 2007). Será descrito, aqui, o

processo de degradação dividido em cinco fases, que apresentam as seguintes características:

Fase 1 – Degradação aeróbia/Ajustamento inicial – logo após a cobertura dos resíduos ainda há a presença de ar e, portanto, de oxigênio (O_2) no interior das células de RSU. Assim, microrganismos aeróbios dão início à primeira das fases do processo de decomposição. De acordo com Castilhos Junior et al. (2003) a matéria orgânica – MO polimérica é, num primeiro momento, submetida à ação de enzimas extracelulares específicas (proteolíticas, celulolíticas, etc.) secretadas por microrganismos hidrolíticos. A MO (proteínas, graxas, hidratos de carbono e hidrocarbonetos) é, então, convertida em produtos intermediários como polipeptídeos, ácidos aminados, polissacarídeos e aldeídos e, estes, em produtos finais como água, gás carbônico (CO_2), carbonatos, bicarbonatos, nitratos, fosfatos e sulfatos (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003). Caso a umidade no interior da massa de RSU for baixa haverá grande formação de CO_2 e hidrogênio (H_2) (LO, 1996). A atividade metabólica desses microrganismos é exotérmica, o que justifica a elevação de temperatura verificada no âmbito da massa sólida, podendo ocasionar a dissolução de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em águas em altas temperaturas (BIDONE e POVINELLI, 1999). Os líquidos percolados produzidos são, provavelmente, resultado da umidade inicial dos resíduos (WILLIAMS, 2002 apud SOUZA, 2005). Nesta fase a temperatura na massa de resíduos varia de 30 a 70 °C, o pH fica acima de 7,0 e o potencial de oxirredução (ORP) varia de 800 a 100 mV (SERPA e LIMA, 1984 apud DIAS, 2009). A decomposição aeróbia é relativamente curta. Em média, pode durar de horas a uma semana (ESMAP, 2004), até um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada de O_2 presente (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003).

Fase 2 – Transição/Acidogênica – microrganismos anaeróbios facultativos iniciam a decomposição anaeróbia dos RSU, visto às novas condições do meio (diminuição de O_2 disponível até a sua completa eliminação). Nitratos e sulfatos, agora, tornam-se receptores de elétrons nas reações biológicas de conversão (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e VIGIL, 1993). As bactérias, nesta fase, convertem o material orgânico particulado, como a celulose e outros materiais putrescíveis, em compostos dissolvidos, num processo denominado hidrólise ou liquefação (1ª etapa). Os oligômeros e os monômeros assim formados, de tamanho suficientemente pequeno para penetrar no interior das células são, então, metabolizados (2ª etapa – fase de acidificação). As proteínas, os carboidratos e os lipídeos presentes na massa sólida são

convertidos a compostos mais simples, facilitando a sua assimilação por parte dos microrganismos. Então, simplificadamente, as proteínas são transformadas em aminoácidos, os carboidratos em monossacarídeos e os lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa (BIDONE E POVINELLI, 1999). São produzidas, nesta fase, altas concentrações de nitrogênio amoniacal e de ácidos orgânicos voláteis (acético, propiônico, butírico, láctico e fórmico) (POHLAND e HARPER, 1986). Deste modo, o líquido resultante apresenta menores valores de pH, entre 4 e 5 (QASIM e CHIANG, 1994) e altas concentrações de DQO (POHLAND e HARPER, 1986). A temperatura varia entre 30 e 50 °C (WILLIAMS, 2002 apud SOUZA, 2005) e a redução do pH leva, geralmente, à solubilização de materiais inorgânicos (ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio) (LIMA, 2006). A duração dessa fase pode variar de meses a alguns anos (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003).

Fase 3 – Acetogênica – os ácidos orgânicos formados na fase anterior são convertidos por microrganismos acetogênicos em ácido acético (produção preponderante) e derivados, CO₂, H₂, (CHERNICHARO, 1997) e grandes quantidades de nitrogênio amoniacal (500 a 1.000 mg.L⁻¹) (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003). Outros organismos convertem hidrocarbonetos diretamente para ácido acético, na presença de CO₂ e H₂ (WILLIAMS, 2002 apud SOUZA, 2005). Nesta fase, ocorre a liberação dos nutrientes nitrogênio e fósforo, para serem utilizados como substrato para o crescimento da biomassa (BIDONE e POVINELLI, 1999). A temperatura oscila entre 29 e 45 °C e o ORP apresenta valores inferiores a -100 mV (SERPA e LIMA, 1984 apud DIAS, 2009). Os baixos valores de pH (4 a 6) favorecem o aparecimento de maus odores (LIMA, 2004). Altas concentrações de DBO e de DQO ocorrem durante esta fase (POHLAND e HARPER, 1986).

Fase 4 – Metanogênica – os compostos orgânicos gerados na fase acetogênica são convertidos em metano (CH₄), CO₂, água e substâncias húmicas, pela atuação de microrganismos estritamente anaeróbios, denominados arqueas metanogênicas (POHLAND e HARPER, 1986). Esta é a principal fase de produção de gases (BIDONE e POVINELLI, 1999) e a mais longa, podendo durar de 8 a 40 anos (ESMAP, 2004). O pH se eleva pela redução de ácidos e, por consequência, diminui-se a solubilização de compostos inorgânicos. A carga de MO e as concentrações de nitrogênio e fósforo são reduzidas nos lixiviados, significando uma diminuição na biodegradabilidade dos mesmos (POHLAND e HARPER, 1986). Sulfatos e nitratos são reduzidos para sulfitos e amônia, ocorrendo também produção, em

grande quantidade, de sulfetos, pela redução das mais diversas formas de enxofre, causando a precipitação e a complexação de cátions inorgânicos, principalmente os metais-traço (BIDONE e POVINELLI, 1999; CHRISTENSEN et al., 2001). A condutividade e o potencial redox do líquido percolado caem (QASIM e CHIANG, 1994; BIDONE e POVINELLI, 1999). A coloração parda do lixiviado é devido à produção de substâncias húmicas (SILVA e SEGATO, 2000). As características dessa fase são: temperatura entre 22 a 37° C (há um decréscimo acentuado da temperatura, segundo Monteiro et al. (2001), pois os microrganismos anaeróbios geram menos calor durante o processo de degradação), pH entre 6,8 a 7,2 e ORP em torno de -300 mV (SERPA e LIMA, 1984 apud DIAS, 2009).

Fase 5 – Oxidação/Maturação final – nesta fase, as condições aeróbias podem retornar e o lixiviado pode se tornar, eventualmente, menos perigoso ao meio ambiente (SALEM et al., 2008). Com o aparecimento do O₂, aumenta o valor do potencial redox. Há escassez de nutrientes, estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade e paralisação da produção de gás (BIDONE e POVINELLI, 1999). A matéria orgânica resistente à biodegradação é convertida em ácidos húmicos (POHLAND e HARPER, 1986), podendo se complexar com os metais, caso estes estejam presentes (BIDONE e POVINELLI, 1999).

A seguir, apresentam-se na Tabela 3, as faixas das concentrações de alguns parâmetros físico-químicos, de acordo com as fases de degradação dos RSU.

Tabela 3 - Faixas de concentrações de alguns parâmetros de caracterização de acordo com as fases de estabilização biológica dos lixiviados.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
pH ¹	6,7	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
ORP ²	40 a 80	80 a -240	70 a -240	97 a 163
Condutividade ³	2,45 a 3,31	1,6 a 17,1	2,9 a 7,7	1,4 a 4,5
DBO ₅	100 a 10.900	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
DQO	480 a 18.000	1.500 a 71.100	580 a 9.760	31 a 900
COT	100 a 3.000	500 a 27.700	300 a 2.230	70 a 260
Rel.DBO/DQO ¹	0,23 a 0,87	0,4 a 0,8	0,17 a 0,64	0,02 a 0,13
Rel.DQO/COT ¹	4,3 a 4,8	2,1 a 3,4	2,0 a 3,0	0,4 a 2,0
NTK	180 a 860	14 a 1.970	25 a 82	7 a 490
Amônia	120 a 125	2 a 1.030	6 a 430	6 a 430
Nitrato	0,1 a 5,1	0,05 a 19	ausente	0,5 a 0,6
Fósforo	0,6 a 1,7	0,2 a 120	0,7 a 14	0,2 a 14

Tabela 3 - Faixas de concentrações de alguns parâmetros de caracterização de acordo com as fases de estabilização biológica dos lixiviados (Continuação).

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
Sulfato	10 a 458	10 a 3.240	ausente	5 a 40
Sulfeto	ausente	0 a 818	0,9	ausente
Alcalinidade	200 a 2.500	140 a 9.650	760 a 5.050	200 a 3.520
AVT ⁴	100 a 3.000	3.000 a 18.800	250 a 4.000	ausente
ST	2.050 a 2.450	4.120 a 55.300	2.090 a 6.410	1.460 a 4.640

1 – adimensional; 2 – mV; 3 – S.cm⁻¹; 4 – como ácido acético. Rel. – Relação.
Fonte: Adaptado de Pohland e Harper (1986).

Castilhos Junior et al. (2003) consideram que, embora essa divisão do processo de digestão anaeróbia em fases facilite o entendimento dos fenômenos de estabilização biológica dos RSU e seus impactos sobre as emissões gasosas, na prática, durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem definidas. Isto ocorre na medida em que sempre há o aterramento de resíduos sólidos novos, causando grande variabilidade na idade do material disposto, não sendo difícil encontrar as três fases ocorrendo simultaneamente em um único aterro.

2.3.2 Microrganismos predominantes

Os mecanismos biológicos de degradação dos RSU em AS são implementados a partir da presença de microrganismos heterótrofos, os quais oxidam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas. Os metabolismos predominantes são o aeróbio e o anaeróbio, os quais estão condicionados à disponibilidade de oxigênio gasoso de origem atmosférica nas camadas de resíduos. No metabolismo aeróbio, os microrganismos se desenvolvem em presença de oxigênio molecular ou, excepcionalmente, incorporado a elementos minerais, como os nitratos. Os principais microrganismos são as bactérias, as leveduras e os fungos. No metabolismo anaeróbio, os microrganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio, podendo, entretanto, ser tolerado (anaeróbios facultativos) ou intolerado exclusivamente (anaeróbios estritos). Os principais microrganismos encontrados nestes extratos de tratamento são as bactérias (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003).

Apresentam-se, no Quadro 1, os principais grupos bacterianos envolvidos no processo de degradação dos RSU.

Quadro 1 - Bactérias envolvidas no processo de degradação dos RSU.

Bactérias	Espécies mais representativas
Bactérias fermentativas	<i>Acetivibrio cellulolyticus</i> , <i>Bacillus</i> sp., <i>Bacteroides succinogenes</i> , <i>Bifidobacterium</i> sp., <i>Butyrivibrio fibrisolvens</i> , <i>Clostridium</i> , <i>Eubacterium cellulosolvens</i> , <i>Lachnospira multiparus</i> , <i>Lactobacillus</i> , <i>Megasphaera</i> sp., <i>Peptococcus anaerobicus</i> , <i>Selemonas</i> sp. e <i>Staphylococcus</i> sp.
Bactérias acetogênicas (produtoras e consumidoras de H ₂)	<i>Acetobacterium woodii</i> , <i>Clostridium aceticum</i> , <i>C. bryantii</i> , <i>C. formiaceticum</i> , <i>C. thermoaceticum</i> , <i>Desulfotomaculum</i> sp., <i>Desulfovibrio crilgari</i> , <i>D. desulfuricans</i> , <i>Eubacterium limosum</i> , <i>Syntrophobacter</i> , <i>Syntrophus buswellii</i> , <i>S. Wolfei</i> e <i>S. wolinii</i>
Arqueas metanogênicas acetoclásticas e hidrogenotróficas	<i>Methanobacterium soehngenii</i> , <i>Methanobrevibacter</i> sp., <i>Methanosarcina barkeri</i> , <i>M. mazei</i> , <i>Methanospirillum</i> sp. e <i>Methanotherix</i> sp.
Bactérias nitrificantes	<i>Nitrosomonas</i> sp. e <i>Nitrobacter</i> sp.

Fonte: Adaptado de Vazoller (2001 apud EDUARDO, 2007).

Vazoller (2001 apud EDUARDO, 2007) traz ainda outras espécies representativas, sem dividi-las nas fases de decomposição dos RSU, classificando-as apenas em: heterotróficas - *Achromobacter* sp., *Alcaligenes* sp., *Arthrobacter* sp., *Bdellovibrio* sp., *Citromonas* sp., *Flavobacterium* sp., *Mycobacterium* sp., *Pseudomonas* sp. e *Zooglea ramigera*; e filamentosas - *Beggiatoa* sp., *Flexibacter* sp., *Geotrichum* sp., *Haliscomenobacter hydrossis*, *Leucothrix* sp., *Microthrix parvicela*, *Nocardia* sp., *Nostocoidia limicola*, *Sphaerotillius natans* e *Thiothrix* sp.

2.3.3 Gases gerados

De acordo com a NBR 8.419, o biogás é “uma mistura de gases produzidos pela ação biológica na matéria orgânica, em condições anaeróbias, composta principalmente de CO₂ e CH₄ em composições variáveis” (ABNT, 1992). Além de CO₂ e CH₄, seus principais constituintes, correspondendo a aproximadamente 99 % da sua composição total, o biogás é composto por monóxido de carbono (CO), H₂, nitrogênio (N₂), H₂S, NH₃ e vapor d’água, em pequenas quantidades. Na Tabela 4 estão indicadas as distribuições percentuais típicas dos gases encontrados em aterros sanitários.

Tabela 4 - Constituintes típicos encontrados no biogás de aterros de RSU.

Componente	%*	Componente	%*	Componente	%*
CH ₄	45-60	O ₂	0,1-1,0	H ₂	0-0,2
CO ₂	40-60	CO	0-0,2	S	0-1,0
N ₂	2-5	NH ₃	0,1-1,0	Outros gases	0,01-0,6

*A distribuição percentual exata variará segundo o tempo de uso do aterro.

Fonte: Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994).

As variações observadas na concentração dos gases de AS são atribuídas às diferenças de composição dos resíduos e ao estágio dos processos de decomposição dos mesmos. A geração de biogás é afetada por diversas variáveis, dentre as quais se podem citar: natureza dos resíduos; umidade presente nos RSU e no interior do aterro; tamanho das partículas dos subprodutos; pH; temperatura (T); nutrientes; capacidade tampão e; taxa de oxigenação (entrada de ar no aterro) (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003).

O processo de formação de odores relacionados à degradação dos RSU inicia-se no momento da sua geração pela população, nas próprias residências. Durante o processo de aterramento dos resíduos os gases que caracterizam os odores da decomposição são os ésteres, o amoníaco e os ácidos voláteis (GIORDANO, 2003).

Além dos odores, o material particulado, presente na superfície dos aterros, pode ser arrastado pela ação dos ventos, o que aumenta o teor de poeira no próprio sítio de disposição de RSU e também nas regiões circunvizinhas, podendo intensificar o risco de doenças respiratórias na população. Outro fator agravante de problemas respiratórios é a emissão, juntamente com a poeira, de microrganismos. Giordano (2003) afirma que, na área de influência dos aterros, deveria haver o monitoramento da qualidade do ar, inclusive para subsidiar a operação do local.

2.4 LIXIVIADO

2.4.1 Formação do lixiviado

Da água que precipita sobre o aterro, parte é devolvida à atmosfera pela evapotranspiração, parte escoar superficialmente e o restante se infiltra, podendo ficar retida na camada de cobertura ou produzir um fluxo de percolação (ROCCA et al., 1993). Segundo El-Fadel et al. (2002), os lixiviados são formados quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, que é definida

como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação.

Muitos são os fatores que influenciam no processo de geração de lixiviados, sendo que os mesmos podem ser divididos em: (1) aqueles que contribuem diretamente para a umidade no aterro, como a chuva, a intrusão de água subterrânea e a umidade inicial dos resíduos, e (2) aqueles que afetam a distribuição de umidade no interior do aterro, como a compactação, a permeabilidade e a geração de calor (EL-FADEL et al., 2002).

O lixiviado formado cria uma percolação intermitente e não uniforme através da massa de resíduos, que resulta na remoção de componentes orgânicos e inorgânicos solúveis, presentes nos resíduos ou formados como resultado dos processos químicos e biológicos no interior do aterro, provocando sua dissolução ou suspensão no lixiviado (EL-FADEL et al., 2002).

Os resíduos orgânicos domiciliares, de acordo com Bidone e Povinelli (1999), apresentam um teor de umidade entre 40 e 60 %. Isto determina, apenas em decorrência da umidade inicial, uma geração entre 400 e 600 m³ de lixiviado por dia, para uma quantidade de 1.000 ton de resíduos disposta diariamente. Este volume, somado aos das demais parcelas contribuintes, leva à determinação do volume global de lixiviado gerado em um AS. Os métodos mais utilizados são o Método Suíço e o Método do Balanço Hídrico. O primeiro atribui grande importância às chuvas precipitadas sobre a área do aterro, sendo razoável a sua aplicação para regiões de clima predominantemente úmido e de chuvas regulares (FLECK, 2003). O segundo, por sua vez, apresenta maior consistência, pois considera em sua formulação, além do índice pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo. O resultado do uso de qualquer destas metodologias pode não se verificar em termos práticos, em função das seguintes circunstâncias: tempo de retardo (atenuação do líquido no aterro), nível de compactação da massa de resíduos, material de recobrimento das frentes diárias de serviço e drenagens superficial e subsuperficial deficientes. Deste modo, evidenciam-se as dificuldades de quantificação de volumes de lixiviado, não havendo uma metodologia que assegure uma exata previsão de vazão (BIDONE, 2007).

2.4.2 Características dos lixiviados

Os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (GOMES et al., 2009). O lixiviado, segundo Giordano (2003) é um líquido (98 % de água) composto por matéria orgânica (0,5 %) e por compostos inorgânicos (1,5 %).

Kjeldsen et al. (2002) definem os lixiviados como uma solução aquosa contendo quatro classes de poluentes:

- Material orgânico dissolvido, quantificado como DQO, DBO ou COT, ácidos graxos voláteis, que se acumulam durante a fase ácida de estabilização dos RSU, e compostos orgânicos mais refratários, como ácidos húmicos e fúlvicos;
- Macro-componentes inorgânicos, como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^- ;
- Metais-traço (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e;
- Compostos orgânicos xenobióticos (COX), originários de resíduos domésticos e químicos, presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos e halogenados, fenóis, pesticidas, ftalatos, entre outros).

Ainda, de acordo com Kjeldsen et al. (2002), outros componentes podem ser encontrados nos lixiviados de AS como, por exemplo, boratos, sulfetos, arsenatos, selenatos, bário, lítio, mercúrio e cobalto. No entanto, em geral, estes componentes são encontrados em concentrações muito baixas e têm somente importância secundária.

Na Tabela 5 são apresentadas as características mais prováveis dos lixiviados para os principais aterros brasileiros. Souto e Povineli (2007) reuniram dados disponíveis na literatura referentes a lixiviados de 25 aterros brasileiros e, a partir destas informações, construíram distribuições de frequência que permitiram determinar as faixas mais prováveis de concentração para 30 parâmetros físico-químicos (FQ). Embora as características variem bastante, a carga orgânica é, em geral, alta, o teor de nitrogênio total, elevado, o pH neutro ou básico, sendo que apenas em lixiviados mais frescos ocorre pH ácido (CASTILHOS JUNIOR et al., 2006).

Tabela 5 - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalin. tot. (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	750-11.400	750-7.100	69
Dureza (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)	95-3.100	95-2.100	81
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	2.950-25.000	2.950-17.660	77
DBO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	< 20-30.000	< 20-8.600	75
DQO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	190-80.000	190-22.300	83
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	10-480	10-170	63
Fenóis (mg.L ⁻¹ de C ₆ H ₅ OH)	0,9-9,9	0,4-4,0	58
NTK (mg.L ⁻¹ de N)	80-3.100	Não há	-
N-amoniacal (mg.L ⁻¹ de N)	0,4-3.000	0,4-1.800	72
N-orgânico (mg.L ⁻¹ de N)	5-1.200	400-1.200	80
N-nitrito (mg.L ⁻¹ de N)	0-50	0-15	69
N-nitrato (mg.L ⁻¹ de N)	0-11	0-3,5	69
P total (mg.L ⁻¹)	0,1-40	0,1-15	63
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0-35	0-10	78
Sulfato (mg.L ⁻¹)	0-5.400	0-1.800	77
Cloreto (mg.L ⁻¹)	500-5.200	500-3.000	72
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3.200-21.900	3.200-14.400	79
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	630-20.000	630-5.000	60
Sólidos tot. voláteis (mg.L ⁻¹)	2.100-14.500	2.100-8.300	74
Sólidos tot. suspen. (mg.L ⁻¹)	5-2.800	5-700	68
Sólidos suspen. vol. (mg.L ⁻¹)	5-530	5-200	62
Fe (mg.L ⁻¹)	0,01-260	0,01-65	67
Mg (mg.L ⁻¹)	0,04-2,6	0,04-2,0	79
Cu (mg.L ⁻¹)	0,005-0,6	0,05-0,15	61
Ni (mg.L ⁻¹)	0,03-1,1	0,03-0,5	71
Cr (mg.L ⁻¹)	0,003-0,08	0,003-0,5	89
Cd (mg.L ⁻¹)	0-0,26	0-0,065	67
Pb (mg.L ⁻¹)	0,01-2,8	0,01-0,5	64
Zn (mg.L ⁻¹)	0,01-8,0	0,01-1,5	70

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis. Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli (2007).

Sob o ponto de vista microbiológico, o lixiviado pode conter microrganismos potencialmente patogênicos, como pode ser observado na Tabela 6.

Tabela 6 - Microrganismos presentes no lixiviado de aterros de RSU.

Tipo	Organismo	Concentração
Bactérias	Coliformes totais ¹	1,9 x 10 ⁹
	Coliformes fecais (termotolerantes) ¹	1,7 x 10 ⁹
	<i>Escherichia coli</i> ¹	4,3 x 10 ⁸
	Enterococos ¹	2,7 x 10 ⁸
	Estreptococos fecais ²	6,7 x 10 ⁹
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ²	3,4 x 10 ⁵
Fungos	Bactérias heterotróficas ²	1,4 x 10 ⁸
	-	1,6 x 10 ⁸

1 - NMP.100 mL⁻¹; 2 - UFC.mL⁻¹. Fonte: Adaptado de Silva (2005).

2.4.3 Problemas decorrentes do lixiviado

Inúmeros são os constituintes que podem causar danos ao meio natural e à saúde humana. A poluição das águas pelo lixiviado pode, por exemplo, provocar endemias ou intoxicações se houver a presença de organismos patogênicos e substâncias tóxicas em níveis acima do permissível (SISINNO, 2000 apud TARTARI, 2003).

Substanciais reduções na concentração de OD podem ocorrer nos ambientes aquáticos, com implicações ambientais severas, se quantidades significativas de matéria orgânica forem a eles incorporadas. O aumento da MO em um corpo hídrico, resultante de despejos de efluentes domésticos, industriais ou de lixiviados, provocará a redução do OD (que possui solubilidade bastante limitada na água) devido ao aumento da taxa de respiração de microrganismos e, conseqüente aumento da produção de CO₂. Alcançados determinados índices de redução, em que a demanda de oxigênio seja superior à solubilidade de equilíbrio máxima de oxigênio, a depleção do OD será alcançada rapidamente, a menos que a água seja aerada ou que os despejos de constituintes orgânicos sejam imediatamente interrompidos. Quando condições anaeróbias substituem os processos aeróbios, ocorrem alterações significativas no ecossistema, inclusive a extinção das formas de vida aeróbias (FIORUCCI e FILHO, 2005).

Lixiviados, contendo elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, caso atinjam corpos hídricos, podem causar impactos significativos (e cíclicos): eutrofização dos corpos receptores, definida como o crescimento excessivo de plantas aquáticas planctônicas e aderidas, causando interferências nos usos do corpo d'água (THOMANN e MUELLER, 1987); incremento do consumo do OD pelo aumento da comunidade de consumidores primários (metabolismo

aeróbio) devido à proliferação dos organismos fotossintéticos; problemas à fauna aquática, uma vez que concentrações de 0,25 a 0,30 mg.L⁻¹ de amônia livre são letais para peixes (SAIKALY e AYOUB, 2003); e a conversão (oxidação) a nitrato, que é ao mesmo tempo fator de estímulo de crescimento, facilmente absorvido pelas plantas, e precursor da metahemoglobinemia (BIDONE, 2007).

Com relação aos metais-traço, sempre existiu uma grande preocupação. Em parte, isso se deve ao fato de que estes elementos não possuem caráter de biodegradação, o que determina que permaneçam em ciclos biogeoquímicos globais, nos quais as águas naturais são seus principais meio de condução (COTTA, REZENDE e PIOVANI, 2006). A presença destes contaminantes inorgânicos no ambiente pode promover a bioacumulação e/ou a biomagnificação na cadeia alimentar, gerando distúrbios metabólicos nos seres vivos e transformando baixas concentrações em concentrações tóxicas para diferentes espécies da biota e para o próprio homem (BAIRD, 1999). Porém, diversos estudos têm comprovado que as concentrações destes elementos em lixiviados de AS, que recebem resíduos domésticos, são bastante baixas (STEGMANN, HEYER e COSSU, 2005), estando, quase sempre, abaixo dos limites permissíveis pela legislação.

Em um estudo realizado por Christensen et al. (2001) analisando 106 lixiviados de aterros dinamarqueses, mostraram que as concentrações de metais são baixas – 0,006 mg Cd.L⁻¹, 0,13 mg Ni.L⁻¹, 0,67 mg Zn.L⁻¹, 0,07 mg Cu.L⁻¹, 0,07 mg Pb.L⁻¹ e 0,08 mg Cr.L⁻¹. O mesmo foi obtido no estudo de Kulikowska e Klimiuk (2008), em um aterro na Polônia, onde as concentrações foram de: 0,29 mg Zn.L⁻¹, 0,06 mg Cr.L⁻¹, 0,009 mg Cd.L⁻¹, 0,03 mg Cu.L⁻¹ e abaixo do limite de detecção para os elementos Ni, Pb e Hg. Já, estudos de toxicidade, utilizando íons Cu (II), Hg (II) e Zn (II) como metais teste, em 14 aterros, indicaram baixa toxicidade devido à presença destes metais. Os ligantes orgânicos e inorgânicos, presentes nos lixiviados em elevadas concentrações, são capazes de reagirem com os íons metálicos diminuindo suas solubilidades e biodisponibilidades (BAUN e CHRISTENSEN, 2004). Os mecanismos responsáveis pela retenção dos metais no aterro são a sorção ao solo e ao material orgânico insolúvel, bem como a precipitação sob a forma de sulfetos, hidróxidos ou carbonatos (MANNARINO, PEREIRA e FERREIRA, 2011). Estima-se que uma fração menor que 0,02 % dos metais tóxicos presentes nos resíduos são lixiviados dos aterros, mesmo depois de 30 anos de operação (KJELDSEN et al., 2002).

Em geral, a concentração de metais no lixiviado é baixa (microgramas ou poucas miligramas por litro), porém, concentrações ligeiramente superiores são encontradas durante a fase de acidificação, devido ao alto grau de solubilização (redução de pH pela produção de ácidos orgânicos). Com o decorrer do processo de degradação dos resíduos, o pH aumenta causando a diminuição da solubilidade dos metais – isto resulta em uma drástica queda das concentrações, exceto para o chumbo, uma vez que este forma um complexo estável com os ácidos húmicos (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008).

Os compostos orgânicos xenobióticos (COX) encontrados mais frequentemente em lixiviados são os hidrocarbonetos monoaromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) e os hidrocarbonetos halogenados, como tetracloroetileno e tricloroetileno (KJELDSEN et al., 2002). Outros componentes como anilinas e compostos sulfonados também são encontrados. Embora os COX normalmente constituam um pequeno percentual do carbono total dissolvido nos lixiviados, o destino dos mesmos é uma grande preocupação (CHRISTENSEN et al., 2001). Este grupo de poluentes representa um risco potencial à saúde (BROWN e DONNELLY, 1988) e padrões de água potável têm sido aplicados em muitos países com concentrações aceitáveis, frequentemente menores do que $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ para COX individuais. Estes critérios de concentrações podem ser várias ordens de magnitude menores do que as concentrações observadas em lixiviados (CHRISTENSEN et al., 2001). Atualmente, as informações a respeito dos COX ainda são bastante limitadas (KJELDSEN et al., 2002).

As características biológicas conferidas pela presença de microrganismos patogênicos no lixiviado podem contaminar os recursos hídricos, o solo e subsolo e também os seres humanos, por meio de vetores biológicos ou mecânicos. A presença de bactérias em regiões contaminadas com lixiviado é elevada se comparada a outros poluentes em geral. Análises microbiológicas de amostras de lixiviado apresentam uma quantidade de coliformes totais da ordem de 10^4UFC.g^{-1} (unidades formadoras de colônia por grama de amostra) (EDUARDO, 2007).

2.4.4 Classificação e variação das características

Geralmente, os lixiviados são classificados de acordo com a idade do aterro. Lixiviados de aterros com menos de cinco anos de operação são denominados novos ou lixiviados base carbono, aqueles de aterros entre cinco e dez anos são chamados intermediários (podem apresentar características acidogênicas e metanogênicas) e os de aterros

com mais de dez anos são ditos velhos ou estabilizados ou ainda base nitrogênio (IFEANYICHUKWU, 2008). Na Tabela 7 são apresentadas algumas propriedades do lixiviado conforme a idade do AS.

Tabela 7 - Propriedades químicas e composição do lixiviado a diferentes idades.

Parâmetros	Novos (< 5 anos)	Intermediários (5-10 anos)	Velhos (> 10 anos)
pH	6,5	6,5-7,5	> 7,5
DQO (mg.L ⁻¹)	> 10.000	4.000-10.000	< 4.000
DBO/DQO	> 0,3	0,1-0,3	< 0,1
Componentes orgânicos	80 % ácidos graxos voláteis (AGV)	5-30 % AGV + ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Adaptado de Renou et al. (2008).

Do ponto de vista da literatura mais antiga, afirmava-se que lixiviados novos possuíam elevadas concentrações de DQO - acima de 10.000 mg.L⁻¹ (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008) e baixas concentrações de nitrogênio amoniacal - menores que 400 mg.L⁻¹ (SILVA, 2011a), enquanto que lixiviados velhos possuíam baixíssimas concentrações de DQO - menores que 3.000 mg.L⁻¹ (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008) e altas concentrações de amônia - superiores a 400 mg.L⁻¹ (SILVA, 2011a). No entanto, trabalhos mais recentes indicam que lixiviados novos podem conter baixos teores de MO, assim como altos teores de nitrogênio amoniacal. Conforme Bidone (2007), as concentrações de amônia variam, frequentemente, entre 1.500 e 3.000 mg.L⁻¹, para aterros brasileiros que recebem resíduos de origem doméstica, operando a menos de cinco anos. Kulikowska e Klimiuk (2008) asseguram que, às vezes, os aterros podem se tornar “metanogênicos” com relativa rapidez (em poucos anos), sendo que uma das razões para este fato é que, recentemente, a recirculação de lixiviados é praticada em muitos AS do mundo.

Souto e Povinelli (2007) explicam que a transição entre lixiviado novo e velho pode acontecer dentro de um a dois anos após o início da operação, em países tropicais, devido à decomposição mais rápida dos resíduos (função das temperaturas mais elevadas, comparadas a países com clima temperado) e também ao uso de sistemas de drenagem com brita, que funciona como filtro anaeróbico, removendo a matéria orgânica facilmente biodegradável (MOFB) e colaborando para que o lixiviado adquira rapidamente características recalcitrantes.

Quanto à biodegradabilidade aeróbia dos lixiviados usa-se a relação DBO/DQO. Inicialmente, esta relação situa-se em torno de 0,5 ou mais, podendo chegar a 0,83 na fase acidogênica (SALEM et al., 2008) e relações entre 0,4 e 0,6 são indicadores da melhor biodegradabilidade (HAMADA, 1997). Valores acima de 0,5 indicam um aterro novo e instável (CASTILHOS JUNIOR et al., 2006). Em aterros antigos, a mesma relação situa-se normalmente na faixa de 0,05-0,2 (HAMADA, 1997). De acordo com Castilhos Junior et al. (2006) valores de DBO/DQO < 0,1 indicam um aterro velho e estável, enquanto que valores entre 0,1 e 0,5 indicam um aterro moderadamente estável.

Contrera (2008) acredita que uma das melhores formas de se avaliar a tratabilidade anaeróbia de lixiviados é através da relação ácidos voláteis totais – AVT/DQO. Lixiviados que apresentam relações inferiores a 0,25 possuem baixa biodegradabilidade anaeróbia, entre 0,25 e 0,40 possuem média biodegradabilidade e acima de 0,40, elevada biodegradabilidade.

Venkataramani et al. (1983 apud SÁ, 2008) ressaltam a importância da análise da relação sólidos voláteis totais por sólidos fixos totais (SVT/SFT), na determinação da tratabilidade biológica do percolado, sendo que quanto maior for esta relação, maior será a probabilidade de sucesso no tratamento biológico.

A qualidade dos lixiviados é influenciada por processos FQ, incluindo dissolução, precipitação, adsorção, diluição, volatilização, entre outros (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008) e, por isso, varia amplamente com o tempo. Outro fator de grande influência é o tipo de AS. Nos países em desenvolvimento, os RSU dispostos apresentam um alto conteúdo de matéria orgânica facilmente biodegradável (MOFB), que, por sua vez, possui um grande conteúdo de umidade. Como o próprio nome já diz, a MOFB é rapidamente biodegradada, produzindo altas concentrações de AGV e de nitrogênio amoniacal, em geral, muito maiores do que as tipicamente reportadas para lixiviados de países desenvolvidos. Os ácidos produzidos se diluem facilmente no lixiviado, causando a redução do pH e contribuindo para a solubilização dos metais presentes nos RSU dispostos nos AS (GIRALDO, 2001).

Variações sazonais na composição do lixiviado têm sido observadas em muitos casos, conforme explicitam Kjeldsen et al. (2002), tanto em termos quantitativos, quanto qualitativos (IFEANYICHUKWU, 2008). Durante a estação das chuvas, ocorre o aumento do conteúdo de umidade no aterro, favorecendo a aceleração dos processos anaeróbios de biodegradação dos resíduos realizados pelos microrganismos (IFEANYICHUKWU, 2008). De acordo com

Akesson e Nilsson (1997 apud KJELDEN et al., 2002) foram observadas concentrações mais baixas na estação chuvosa em células de teste em um aterro sueco. Observações similares foram encontradas por Chu et al. (1994 apud KJELDEN et al., 2002) em um aterro em Hong Kong. Kulikowska e Klimiuk (2008), em um estudo de quatro anos de monitoramento, efetuado em um aterro na Polônia, verificaram que as variações de parâmetros como fósforo, cálcio, magnésio, sulfato, cloretos, sólidos dissolvidos e metais-traço dependiam mais da estação do ano do que da idade do aterro.

A maior parte dos parâmetros FQ do lixiviado tem suas concentrações continuamente reduzidas com o tempo: DBO, DQO, COT, nutrientes, etc. (EL-FADEL et al., 2002). O nitrogênio amoniacal, de acordo com El-Fadel et al. (2002), parece ser o constituinte que permanece no lixiviado por mais tempo e, deste modo, este parâmetro pode ser usado para determinar a poluição potencial remanescente no aterro e o período de pós-tratamento necessário. Outro parâmetro conservativo são os cloretos, que sofrem atenuações pouco significativas ao longo do tempo.

2.5 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

2.5.1 Dificuldades encontradas

O tratamento dos lixiviados gerados em AS é provavelmente um dos aspectos mais importantes quando se projetam novas unidades de disposição e tratamento de RSU. Sob o ponto de vista ambiental, devem-se tomar cuidados relativos à implantação e à operação dos AS, como a instalação de camadas de impermeabilização inferior e superior, sistemas de drenagem de gases e de lixiviados e operar o AS corretamente; todavia, se os produtos de degradação dos RSU – biogás e lixiviado – não forem tratados eficientemente antes de serem lançados, haverá a contaminação do meio e, possivelmente, dependendo da escala de impacto associado, problemas de saúde pública.

As dificuldades encontradas pelos pesquisadores e engenheiros para tratar o lixiviado de AS talvez se devam ao fato de ser um problema relativamente novo para a engenharia sanitária nacional. Antes da década de 70, o lixiviado era um problema de contaminação do subsolo e das águas subterrâneas, pois o mesmo infiltrava por toda a extensão do fundo do aterro. Porém, após este período, quando foi iniciada a impermeabilização da base dos aterros no Brasil, o líquido

percolado que se formava não mais infiltrava, mas tinha que ser coletado e encaminhado a um ponto de saída para, então, ser tratado. A impermeabilização da base conseguiu praticamente eliminar o principal risco ambiental, que era a contaminação dos aquíferos pela infiltração do lixiviado. Entretanto, agora recolhido pelo sistema de drenagem, o lixiviado não podia ser lançado diretamente em corpos receptores (GOMES et al., 2009).

As características físico-químicas do lixiviado lhe conferem um elevado potencial poluidor, o que requer tratamento. As soluções relativas ao tratamento são ainda incipientes em países em desenvolvimento (BIDONE, 2007). As diversas alternativas propostas ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não têm sido satisfatórias. Assim, o tratamento do lixiviado é hoje apontado pela grande maioria dos técnicos da área como o principal problema associado aos aterros sanitários (GOMES et al., 2009). De acordo com Souto e Povinelli (2007) e Kulikowska e Klimiuk (2007) o tratamento de lixiviados é, de fato, um grande desafio aos profissionais da área, não tendo sido encontrada uma solução técnica e economicamente eficaz.

Muitos sistemas de tratamento de lixiviados são projetados levando em consideração as características dos esgotos domésticos que apresentam, na maioria das vezes, concentrações bastante inferiores a dos lixiviados (Tabela 8), principalmente no que diz respeito à baixa biodegradabilidade e às elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal (BIDONE, 2007). Talvez devido à tradição de décadas no tratamento de esgoto, aliada a sua aparente semelhança com o lixiviado, os engenheiros sanitaristas, não só no Brasil, mas no mundo inteiro, optaram pelo uso das mesmas técnicas e parâmetros de projeto para tratar um e outro (GOMES et al., 2009). Tem-se, como consequência, a falta de adequação aos parâmetros estabelecidos pela legislação vigente.

Giraldo (2001) revela que o tratamento de lixiviados é um problema difícil de se resolver e, talvez, sem exagero, seja um dos problemas mais desafiantes da engenharia do tratamento das águas residuais. Por este motivo, podem-se explicar a grande quantidade de tecnologias desenvolvidas para tal e a investigação que se tem realizado em torno deste tema.

Conforme explicita Lima (2006), avaliações constantes dos sistemas de tratamento são imprescindíveis para a obtenção de efluentes de melhor qualidade pois, com base em estudos, é possível determinar quais medidas mitigadoras deverão ser tomadas para que se contornem as perdas na eficiência de remoção de poluentes, que se devem às mudanças de características dos lixiviados ao longo do tempo.

Tabela 8 - Valores de alguns parâmetros FQ encontrados para lixiviados de AS e esgotos domésticos.

Parâmetro (em mg.L⁻¹, exceto pH)	Lixiviados (aterro com 1 ano de operação)¹	Esgotos domésticos brutos²
pH	5,2-6,4	6,7-7,5
DBO	7.500-28.0000	200-500
DQO	10.000-40.000	400-800
Alcalinidade	800-4.000	110-170
Nitrogênio total	56-482	35-70
Nitrato	0,2-0,8	0-2
Fósforo	25-35	5-25
SST	100-700	200-450
SDT	10.000-14.000	500-900

Fontes: Adaptado de 1 – Qasim e Chiang (1994); 2 – Von Sperling (1996).

O tratamento dos lixiviados pode ser realizado através de processos biológicos ou físico-químicos, ou ainda uma combinação destes dois processos (híbridos).

2.5.2 Processos biológicos

O tratamento biológico é, mundialmente, a técnica mais utilizada para o tratamento de lixiviados (STEGMANN, HEYRE e COSSU, 2005). Segundo Reichert (1999) o tratamento biológico – aeróbio e anaeróbio – é baseado no contato do líquido com microrganismos que se desenvolvem ao usar a MO dissolvida como fonte de alimento e energia. Assim, estes organismos transformam os constituintes orgânicos em compostos estáveis, removendo a DBO, a DQO e o nitrogênio amoniacal do efluente. A função da engenharia é, neste caso, otimizar as condições do meio para que o fenômeno da biodegradação, que ocorre espontaneamente na natureza, aconteça da maneira mais eficaz possível, quando em processos controlados (CASTILHOS JUNIOR et al., 2006).

As principais vantagens dos processos anaeróbios são: baixo ou nenhum consumo energético, baixa demanda de área, baixos custos de implantação e operação, produção de CH₄ e baixa produção de sólidos (CHERNICHARO, 1997). Como desvantagens têm-se: remoção insatisfatória de patógenos e de nutrientes, geração de maus odores e altas concentrações de DBO e de DQO remanescentes (STEGMANN, HEYRE e COSSU, 2005), não atingindo os limites impostos pelas normas regulamentadoras. Já, os processos aeróbios apresentam os

seguintes benefícios: elevada remoção de patógenos, nenhuma geração de odores, possível remoção de demanda nitrogenada por nitrificação, potencial de inibição/toxidez inferior e rápida partida do sistema. As desvantagens se referem à alta produção de sólidos, alto consumo energético, custos de implantação e de operação superiores e preservação da biomassa sem alimentação por curto período de tempo (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Os processos biológicos, quando aplicados para tratamento de lixiviados de AS, podem apresentar baixas eficiências devido a: composição variável do lixiviado ao longo do tempo (GASTALDELLO e FERONATO, 1998; BIAŁOWIEC, AGOPSOWICZ e WOJNOWSKA-BARYŁA, 2007; MASSAROTTO, 2010) e de aterro para aterro (QASIM e CHIANG, 1994), elevada toxicidade (GASTALDELLO e FERONATO, 1998; BIAŁOWIEC, AGOPSOWICZ e WOJNOWSKA-BARYŁA, 2007), altas concentrações de NH_3 (GASTALDELLO e FERONATO, 1998; GIRALDO, 2001; GIORDANO, 2003; YUE et al., 2007), alto conteúdo de carbono orgânico (GASTALDELLO e FERONATO, 1998), presença de substâncias húmicas (YUE et al., 2007), presença de compostos aromáticos recalcitrantes ao processo (SILVA, 2002; GIORDANO, 2003), baixo pH, interferindo na nitrificação (GIRALDO, 2001), baixas concentrações de fósforo, que dificultam a remoção da DBO e da amônia residual (GIRALDO, 2001; GIORDANO, 2003), alta concentração de sais (GIORDANO, 2003) e altas concentrações de sulfato (no tratamento anaeróbio) (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e VIGIL, 1993).

A alta concentração de NH_3 presente nos lixiviados é um problema quando se usam processos de tratamento biológicos, pois os mesmos podem ser inibidos quando o teor deste elemento chega a 1.500 mg.L^{-1} (SILVA, 2011a). Durante o tratamento aeróbio, apenas uma pequena parte da amônia é fixada na biomassa microbiana recém-formada e, por isso, é aconselhável que a amônia seja removida para evitar toxicidade e outros efeitos adversos (WISZNIOWSKI et al., 2006). Além disso, quando se utilizam processos aeróbios, o nitrogênio em excesso, em relação à concentração de carbono orgânico, pode ser um fator limitante do processo (GIORDANO, 2003).

A presença de sais no lixiviado é uma característica marcante, e estes podem ser medidos como cátions e ânions (cloretos, potássio, cálcio, magnésio, bicarbonatos, sulfatos e fosfatos), de forma total, como sólidos dissolvidos e, indiretamente, pela condutividade elétrica. Os sais comuns, apesar de não possuírem caráter tóxico, são limitantes

para os processos biológicos (efeito osmótico), inclusive causando o *fouling* para os processos de polimento por membranas (GIORDANO, 2003). O *fouling* em membranas é causado pela precipitação dos sais devido à sua concentração excessiva nos lixiviados, podendo também ser ocasionado por substâncias suspensas, microrganismos, óleos e graxas (MESSINEO, FRENI E VOLPE, 2012). A eficiência dos processos biológicos aeróbios pode ser comprometida pela alta concentração de sais, principalmente para concentrações de sólidos totais dissolvidos superiores a 10.000 mg.L⁻¹ ou a uma condutividade de 12.000 µS.cm⁻¹ (GIORDANO et al., 2002).

As lagoas de estabilização, dentre os diversos tipos de tratamento biológico, são as mais utilizadas na maioria dos AS. Bons resultados de tratamento são obtidos em muitos casos, no entanto, como limitações, as lagoas apresentam eficiência insatisfatória em regiões com elevados índices pluviométricos e de umidade do ar (JUCÁ, 2002). O elevado tempo de detenção requerido para o tratamento nas lagoas (para lagoas facultativas, tratando altas cargas orgânicas, o tempo de detenção, segundo Von Sperling (2002), pode variar de 15 a 45 dias) implica na construção de unidades muito grandes, o que aumenta os custos de implantação e operação. A topografia e a disponibilidade de áreas também dificultam a sua aplicação. Contrera (2008) afirma que o tratamento de lixiviado, através de lagoas anaeróbias, resulta em baixas eficiências de remoção, porque as mesmas acabam funcionando mais como tanques de contenção do que como lagoas de tratamento.

Apresentam-se, no Quadro 2, as principais vantagens e desvantagens dos processos de tratamento biológicos utilizados para tratar lixiviados de AS, segundo Ifeanyichukwu (2008).

Resultados obtidos a partir de estudos sobre tratamentos biológicos demonstraram que as eficiências de remoção obtidas não são suficientes ou são muito baixas, isto é, não atingem os limites impostos pela legislação ambiental vigente. Tartari (2003) avaliou a eficiência do tratamento biológico existente no AS do município de Novo Hamburgo, RS, e verificou que a mesma não atingia os níveis permitidos, tanto na remoção de MO, quanto de metais-traço. Massaroto (2010) verificou o desempenho de remoção de MO de lixiviados velhos e jovens, em reatores em bateladas sequenciais, e obteve os seguintes resultados: do lixiviado velho, com baixos teores de MOFB, não houve remoção, enquanto que para o lixiviado novo, a remoção foi, em média, de 17 %.

Quadro 2 - Principais vantagens e desvantagens dos processos de tratamento biológicos usados para lixiviados de AS.

Processo	Vantagens	Desvantagens
Lodos ativados	Bom para tratar lixiviados novos - remove mais de 90 % da DBO e entre 83-97 % da DQO; adaptável ao tamanho da comunidade (exceto para as muito pequenas); eficiente na eliminação de SS e de nitrogênio (nitrificação/desnitrif.)	Não é bom para tratar lixiviados intermediários e estabilizados; tem altos custos, requer mão-de-obra especializada e requer monitoramento regular; há dificuldade em se controlar a sedimentação do lodo, que é produzido em grandes quantidades
Contator biológico rotatório (biodisco)	Baixo consumo de energia e simplicidade de operação, requerendo menor manutenção e monitoramento que os lodos ativados; o meio suporte retém os microrganismos, evitando a perda dos mesmos	O desempenho, em termos de remoção, é menor do que nos lodos ativados; custos podem ser 20 % maiores que dos lodos ativados; não é bom para tratar lixiviados na fase acetogênica, pois o excesso de lodo pode causar o entupimento dos interstícios dos rotores
Reator sequencial em batelada	O gasto de energia é otimizado, controlando-se a taxa e a duração da aeração; sedimentadores secundários podem ser eliminados; flexibilidade para tratar cargas variáveis, ajustando-se o tempo de reação e o volume do tanque; não ocupa tanto espaço quanto o reator de lodos ativados	Requer mão-de-obra especializada e monitoramento regular
<i>Wetlands</i>	Baixo requerimento de energia, baixo custo operacional e de manutenção; melhoram a estética dos AS, por inserirem plantas verdes e, com isso reintroduzem a vida de aves (biodiversidade); capazes de tratar fluxos muito baixos ou intermitentes	Maior exigência de área que os métodos convencionais Procedimentos de projeto não padronizados
Filtro biológicos aeróbios	Ótima remoção de NH ₃ – superior a 97 %; filtros submersos possuem porosidade elevada e não requerem retrolavagem; sedimentadores secundários podem ser eliminados	Não são bons para a remoção de DQO – a DQO efluente dos filtros não atende os limites impostos pela legislação
Lagoas	Alta eficiência de tratamento em lagoas aeradas –remoção de 97 %; viabilidade técnica e econômica em escala real	Custos energéticos elevados em lagoas aeradas; requerem grandes áreas
Reator UASB	Baixo consumo de energia; produção de biogás; baixa produção de lodo excedente	Metais pesados podem impedir a biodegradação; altas concentrações de NH ₃ ainda permanecem no efluente do processo; vulnerável ao pH e a mudanças de temperatura
Filtros anaeróbios	Sedimentadores secundários podem ser eliminados	A retro-lavagem é complexa e deve ser controlada

Gomes et al. (2009) afirma que, a partir dos estudos realizados pela rede de pesquisas do PROSAB, edital V, os tratamentos biológicos não são suficientes para a maioria dos lixiviados dos aterros brasileiros, devendo ser feitas associações com processos FQ como pré ou pós-tratamento, para se conseguir enquadramento dentro do que é exigido pela legislação.

Marks, Luthy e Diwekar (1994), Gastaldello e Feronato (1998), e Rehman (2003) também explicitam que os sistemas de tratamento, consistindo de um único processo, não atingem as eficiências requeridas e, assim, faz-se imprescindível a combinação de diferentes processos, cada qual com um objetivo de remover poluentes específicos do lixiviado. Alguns autores afirmam que deve prevalecer o uso de um processo anaeróbio seguido de um aeróbio (BELTRÃO, 2006 apud BIDONE, 2007) ou de um processo FQ (STEGMANN, HEYER e COSSU, 2005). No último caso, a função do processo FQ é eliminar particulados, componentes orgânicos refratários e espécies químicas indesejáveis no efluente final, como os metais-traço (LIMA, 2006).

2.5.3 Processos físicos e físico-químicos

Os tratamentos físicos baseiam-se na aplicação de forças físicas sobre o líquido, no intuito de promover a separação de contaminantes da água. Os tratamentos químicos baseiam-se no contato de produtos químicos com o líquido, proporcionando a sua alteração química e, conseqüentemente, a remoção de alguns contaminantes. É de se observar que processos químicos são usados, em geral, em conjunto com operações físicas. Denominam-se estes processos de tratamentos físico-químicos (REICHERT, 1999).

As técnicas físico-químicas utilizadas para o tratamento de lixiviados são: diluição, coagulação/floculação, precipitação, sedimentação, filtração, adsorção/absorção, troca iônica, carvão ativado, oxidação química, osmose reversa, ultrafiltração, oxidação, evaporação natural e vaporização (QASIM e CHIANG, 1994; REICHERT, 1999; CHRISTENSEN et al., 1989 apud D'ALMEIDA e VILHENA, 2000).

Os processos FQ podem apresentar elevada eficiência de remoção de MO no tratamento de lixiviado, mas normalmente apresentam alto grau de complexidade operacional, elevados custos de aquisição de equipamentos, implantação e operação, manutenção frequente e produção elevada de lodo, implicando na complexidade de tratamento da fase sólida (SANTOS, 2010a; XIE et al., 2012).

A utilização de coagulantes convencionais, tais como os sais de ferro e alumínio (cloretos e/ou sulfatos), para a clarificação do lixiviado, apresenta eficiência razoável. Uma das desvantagens da técnica é que, os ânions cloreto e sulfato, permanecem solúveis após a coagulação, aumentando, na maioria dos casos, a concentração de sólidos dissolvidos (e da condutividade do lixiviado). O aumento da concentração de sais, conforme exposto anteriormente, prejudica o processo biológico, sobretudo pelo efeito osmótico sobre os microrganismos responsáveis pela biodegradação (GIORDANO, 2003).

Os processos de separação por membranas, para o tratamento de lixiviados de AS, têm sido objeto de estudo e também de aplicação nos países da Europa, principalmente a osmose reversa (OR). Pela alta capacidade de remoção de DQO, o emprego da nanofiltração tem ganhado popularidade nos últimos anos, especialmente porque permite que o efluente atinja os limites de descarga impostos pela legislação de muitos países europeus. Apesar da elevada performance, comparada com a adsorção por carvão ativado, por exemplo, o tratamento com membranas é considerado extremamente oneroso. O alto consumo energético, necessário para a aplicação de grandes pressões, aumenta consideravelmente os custos desta tecnologia. Além disso, ocorrem constantes entupimentos dos poros do meio filtrante, incorrendo em períodos de manutenção e limpeza mais frequentes. A disposição do concentrado gerado também é um problema, quando o mesmo é produzido em grandes quantidades (MORAIS, 2005).

A remoção de poluentes por arraste com ar – *air stripping* é umas das tecnologias mais utilizadas para a volatilização da amônia, presente em abundância nos lixiviados. Porém, para este poluente, comumente se faz necessária a elevação do pH do meio para favorecer a transformação do íon amônio em amônia livre. O processo de volatilização de amônia, apesar de largamente aplicado, apresenta elevado custo de operação, devido ao alto consumo de energia elétrica e de produtos químicos utilizados para alcalinização do meio. O processo apresenta também a desvantagem da liberação de amônia para a atmosfera e a possibilidade de entupimento das tubulações pela formação de carbonato de cálcio, nos casos onde se utiliza a cal para elevação do pH (SANTOS, 2011a).

No Brasil, estudos efetuados pela rede de pesquisas do PROSAB, edital V, demonstraram que a precipitação química, para tratamento de lixiviado, não é economicamente viável, pois o desempenho na remoção de DBO e DQO é insatisfatório e a formação de sais pode inibir o crescimento dos microrganismos nas unidades de

tratamento biológicas posteriores (GOMES et al., 2009). Ntampou, Zouboulis e Samaras (2006) estudaram os processos de coagulação/floculação e ozonização, em sequências distintas, utilizando um lixiviado estabilizado. As remoções de DQO foram eficientes, principalmente quando se utilizou pré-ozonização, seguida da coagulação/floculação, no entanto, não foram alcançadas as concentrações impostas pela legislação. Os autores afirmam que atingir os limites legislativos não é uma tarefa fácil. Somente se conseguiria atingi-las com um tempo de ozonização por demais prolongado ou usando doses bastante elevadas de coagulantes ou, ainda, combinar o tratamento com outras tecnologias.

Os processos FQ são reconhecidamente importantes no pré-tratamento de lixiviado, em geral para remoção das elevadas cargas de nitrogênio amoniacal e, no pós-tratamento, para remoção de compostos recalcitrantes, segundo Gomes et al. (2009).

Apresentam-se, no Quadro 3, as principais vantagens e desvantagens dos processos de tratamento físicos e FQ utilizados para tratar lixiviados de AS, segundo Ifeanyichukwu (2008).

2.5.4 Tratamento combinado e recirculação

Alguns autores (LEMA, MENDEZ e BLAZQUEZ, 1988; TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e VIGIL, 1993; MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995) consideram favorável o tratamento conjunto do lixiviado e de esgotos sanitários. McBean, Rovers e Farquhar (1995) apresentam o tratamento como uma forma bastante utilizada para se tratar lixiviados e reforçam a ideia de que a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto não deve ultrapassar 2 %, para evitar problemas. Um argumento a favor do tratamento combinado é que o lixiviado possui elevadas concentrações de nitrogênio, enquanto que o esgoto possui elevadas concentrações de fósforo, de forma que esses nutrientes não precisam ser adicionados em plantas de tratamento biológico (LEMA, MENDEZ e BLAZQUEZ, 1988).

Wiszniewski et al. (2006), por outro lado, não aconselham tal tratamento, pois há acumulação de compostos perigosos (COX, metais-traço) nos processos biológicos. Tem-se o exemplo do zinco, que pode estar presente em altas concentrações durante a fase acetogênica nos aterros e, que ao passar pelo tratamento biológico, irá precipitar e permanecer na fase sólida remanescente (STEGMANN, HEYRE e COSSU, 2005). Isto faz com que o lodo, usado como fertilizante na agricultura, não possa ser utilizado (WISZNIOWSKI et al., 2006).

Quadro 3 - Principais vantagens e desvantagens dos processos de tratamento físicos e FQ usados para lixiviados de AS.

Processo	Vantagens	Desvantagens
Coagulação-floculação	Desempenho regular para a remoção da DQO de lixiviados intermediários e velhos – remove até 75 %	Baixa eficiência na remoção de DQO de lixiviados novos (25-38 %); necessários produtos químicos, muitas vezes encarecendo o processo
Precipitação	Bom no pré-tratamento para remover altos teores de NH ₃ antes de um processo biológico; bom para a remoção de fósforo e de metais pesados	Baixa eficiência na remoção de DQO (27-50 %); custo dos produtos químicos
Adsorção	Boa remoção na DQO de lixiviados velhos (70 %); muito bom em remover substâncias hidrofóbicas; pode remover metais pesados tóxicos e compostos orgânicos como bifenilas policloradas e halogenos	Baixo desempenho na remoção de DQO de lixiviados jovens
Flotação	Bom na remoção de ácidos húmicos após tratamento biológico (até 99 %)	Processo com altos custos
Oxidação química e processos oxidativos avançados	Podem ser usados para remover compostos orgânicos refratários após tratamento biológico ; eficiência de remoção de DQO varia entre 45-85 %; processo com fenton é uma tecnologia simples; processos com ferro e peróxido de hidrogênio são baratos	A remoção de DQO é baixa (de 27-50 %), principalmente para lixiviados novos; dependendo do processo, os custos com produtos químicos são elevados; demanda por energia elétrica (ex. lâmpadas UV) e por grandes quantidades de oxidantes; alguns reagentes são tóxicos e requerem cuidados (peróxido de hidrogênio)
<i>Stripping</i>	Elimina altas concentrações de NH ₃ do lixiviado – a remoção pode alcançar 90 %; nenhum pré-tratamento é requerido	Não apresenta bom funcionamento em climas frios e requer valores de pH mais altos para uma boa performance; caro
Processo biológico combinado com FQ	Eficiência de tratamento da combinação dos dois processos é muito maior do que se os mesmos fossem usados separadamente; ideal para qualquer tipo de lixiviado (novo, intermediário e velho)	Altos custos na construção e na operação
Osmose reversa	Alta eficiência – remoção de 98 % de DQO; não é sensível a variações nas concentrações de compostos	Problemas de <i>fouling</i> ; altos custos para a instalação, comparado com processos biológicos

Em geral, o cotratamento é uma tecnologia que pode apresentar bom desempenho, principalmente se a planta de tratamento é cuidadosamente projetada e operada (e as cargas não sobrecarreguem o sistema) e, além disso, seja comprovada a inexistência de substâncias tóxicas (STEGMANN, HEYRE E COSSU, 2005).

A recirculação de lixiviados consiste na aplicação do líquido na área do AS, de modo que percole pela zona não saturada, entrando em contato com os resíduos aterrados, alcançando, por fim, a zona saturada. Diversos autores recomendam o processo para aceleração da decomposição de resíduos, uma vez que o lixiviado recirculado contém apreciáveis concentrações de nutrientes e microrganismos aclimatados ao meio de biodigestão dos resíduos e a seus compostos inibidores. No que se refere ao rebaixamento da carga poluente do efluente recirculado, a zona não saturada do aterro poderá atuar como um filtro aeróbio ou anaeróbio, dependendo da forma de aplicação, onde ocorrerão efeitos de complexação e precipitação de metais na matriz de percolação (FLECK, 2003). Uma desvantagem da recirculação do lixiviado é o aumento considerável do teor de sais (GIORDANO, 2003).

Embora a recirculação apresente benefícios quanto a uma considerável redução tanto de carga orgânica quanto do volume de lixiviado, o efluente final ainda não estará em condições de emissão nos cursos d'água receptores, pois ainda pode apresentar elevada DQO e principalmente, amônia. A recirculação deve, portanto, ser considerada como o primeiro estágio de um processo de tratamento mais amplo (REICHERT, 1999).

2.5.5 Legislação

O lançamento de lixiviados em corpos d'água não é regido por nenhuma legislação específica. Normalmente, confere-se a ele tratamento similar ao dispensado a efluentes de origem industrial, sendo assim regulado por resoluções federais e estaduais (MASSAROTTO, 2010).

A Resolução CONAMA n° 430, de maio de 2011, que altera e complementa a Resolução n° 357, de 2005, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Em seu artigo 3° especifica que “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos em resolução e em outras normas aplicáveis” (BRASIL, 2011). Ainda de acordo com a resolução, em seu artigo 16°, estabelece as condições (pH, temperatura,

materiais sedimentáveis, DBO, etc.) e padrões (parâmetros orgânicos e inorgânicos) de lançamento de efluentes de fontes poluidoras. Em seu parágrafo 1º, menciona que “os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos no artigo 16º”. No artigo 27º é citado que “as fontes potencial ou efetivamente poluidoras dos recursos hídricos deverão buscar práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, à aplicação de técnicas para redução da geração e melhoria da qualidade de efluentes gerados e, sempre que possível e adequado, proceder à reutilização” (BRASIL, 2011).

Um dos pontos mais críticos da legislação é referente ao padrão de lançamento de NH_3 , com concentração de 20 mg.L^{-1} a ser atingida no tratamento. Segundo Bidone (2007) a iniciativa certamente teve o objetivo de inibir a emissão final de efluentes cujas concentrações em termos de nitrogênio possam determinar todos os impactos listados em itens precedentes, entretanto, a resolução peca na medida em que estabelece que “todo” efluente tratado, independentemente da sua origem, deva atender ao referido padrão de lançamento. Nos esgotos sanitários verificam-se concentrações da ordem de 50 mg.L^{-1} (METCALF e EDDY, 1991), enquanto que em lixiviados de aterros sanitários podem alcançar 3.000 mg.L^{-1} (SOUTO E POVINELLI, 2007). A remoção de NH_3 já eleva de maneira significativa os custos e demanda maior complexidade técnica no tratamento de esgotos sanitários e, no caso dos lixiviados, o tratamento, conforme a legislação, deveria viabilizar eficiências superiores a 99 %, valores definitivamente elevadíssimos (ou para não dizer, inalcançáveis) para o contexto brasileiro (BIDONE, 2007).

Experiências com lodos ativados, filtros biológicos percoladores, lagoas de estabilização, processos FQ, combinação desses, ou ainda, diluição do lixiviado em estações de tratamento de esgoto sanitário, não têm viabilizado, na maioria dos casos, a combinação de sucesso ambiental e baixo custo. As eficiências apresentadas por esses processos na remoção de DBO, DQO, COT e NH_3 não atendem, de maneira geral, aos valores estabelecidos pela legislação ambiental brasileira (BIDONE, 2007).

2.5.6 Critério de seleção do tratamento

Forgie (1988) sugere critérios para poder selecionar o método para o tratamento de lixiviados, os quais estão discriminados na Tabela 9 seguinte.

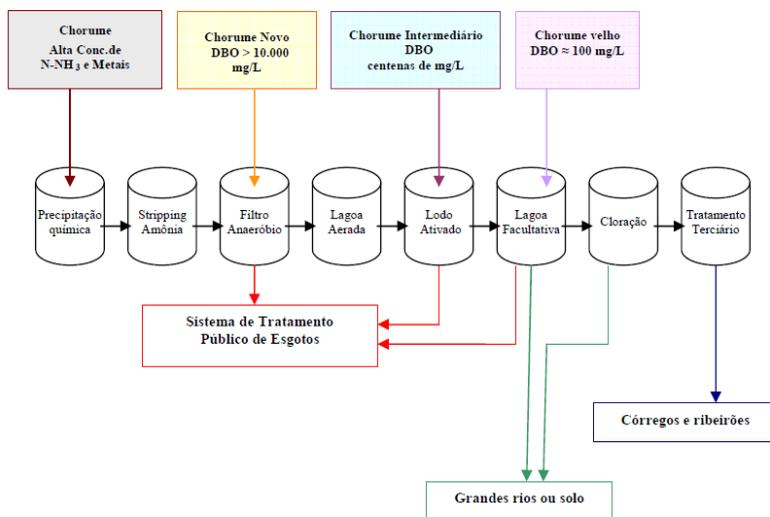
Tabela 9 - Critérios para a seleção do método para o tratamento de lixiviados.

Processos de tratamento	Características dos lixiviados
Biológico (aeróbio ou anaeróbio)	<ul style="list-style-type: none"> Elevada DQO (acima de 10.000 mg.L⁻¹) Baixas concentrações de nitrogênio amoniacal 0,4 < DBO/DQO < 0,8 Elevadas concentrações de ácidos graxos de baixa massa molar 0,1 < DBO/DQO < 0,4 e alta concentração de nitrogênio amoniacal (aeróbio)
Físico-químico	<ul style="list-style-type: none"> 1.500 < DQO (mg.L⁻¹) < 3.000 Elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal DBO/DQO < 0,1

Fonte: Adaptado de Forgie (1988).

McBean, Rovers e Farquhar (1995) sugerem sequências possíveis para tratamento, indicando pontos de entrada e de lançamento, conforme pode ser visualizado na Figura 2.

Figura 2 - Seleção de processos para tratamento.



Fonte: Adaptado de McBean, Rovers e Farquhar (1995).

O emprego de um sistema anaeróbio é altamente recomendável quando se trata de um aterro novo, já que a implantação de ambos

(aterro e tratamento) ocorre de forma concomitante. Em virtude das limitações de eficiência de sistemas anaeróbios e das elevadas concentrações de nitrogênio produzidas é fundamental o emprego de um processo aeróbio subsequente (HAMADA, SILVA e GIACHETI, 2004).

2.6 EVAPORAÇÃO

A evaporação da água no meio ambiente, seja através de superfícies de água livres ou de superfícies terrestres cobertas por vegetação, é uma das principais fases do ciclo hidrológico (BRUTSAERT, 1982). O ciclo da água ou ciclo hidrológico é o fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera, impulsionado fundamentalmente pela energia solar associada à gravidade e à rotação terrestre (CARVALHO e SILVA, 2006). Este ciclo consiste na transferência permanente da água da atmosfera para a superfície terrestre pela precipitação. Na superfície, ocorrem os processos de interceptação, infiltração, escoamento superficial e escoamento subterrâneo. O ciclo se fecha quando a água evapora e retorna à atmosfera (BRUTSAERT, 1982). Assim, a evaporação pode ser definida como o processo natural pelo qual a água, de uma superfície livre (líquida) ou de uma superfície úmida, passa para a atmosfera na forma de vapor, a uma temperatura inferior a de ebulição.

A transferência natural de água no estado de vapor da superfície do globo para a atmosfera interpreta-se facilmente pela teoria cinética da matéria. Nos sólidos e líquidos predominam as forças de atração entre as partículas do corpo. Nos sólidos, cada partícula tem oscilações de muito pequena amplitude em volta de uma posição média quase permanente. Nos líquidos, a energia cinética média das partículas é maior do que nos sólidos, mas uma partícula que se liberta da atração daquelas que a rodeiam é logo captada por um grupo de partículas vizinhas. Nos gases, a energia cinética média das partículas é ainda maior e suficiente para libertá-las umas das outras. A mudança do estado sólido ou líquido para o gasoso corresponde a um aumento da energia cinética das partículas da substância, exigindo, por isso, com temperatura constante, o consumo de uma quantidade de energia que, por unidade de massa da substância, é o calor de vaporização (CARVALHO e SILVA, 2006). A entalpia ou calor de vaporização é a quantidade de energia necessária para que um mol de um elemento ou de uma substância, que se encontra em equilíbrio com o seu próprio vapor, à pressão de uma atmosfera, passe completamente para o estado gasoso.

Simultaneamente, com o escape das partículas de água para a atmosfera dá-se o fenômeno inverso: partículas de água na fase gasosa, que existem na atmosfera, se chocam à superfície de separação e são captadas pelo corpo evaporante. A evaporação mantém-se até atingir o estado de equilíbrio, que corresponde à saturação do ar em vapor d'água: o número de partículas de água que escapam do corpo evaporante é, então, igual ao número de partículas de água na fase gasosa que são capturadas pelo corpo, no mesmo intervalo de tempo. Portanto, se existir uma superfície exposta às condições ambientais, que contém certo conteúdo de vapor d'água, será visto que existe troca de moléculas entre as fases de vapor e líquida, a qual envolve os fenômenos de condensação e evaporação (CARVALHO e SILVA, 2006).

As condições básicas para a ocorrência do mecanismo evaporativo, de acordo com Carvalho e Silva (2006), são:

- a) existência de uma fonte de energia, que pode ser a radiação solar, calor sensível da atmosfera ou da superfície evaporante. Em geral, a radiação solar é a principal fonte para a evaporação. A mudança da fase líquida para a fase de vapor consome 540 cal.g^{-1} a $100 \text{ }^\circ\text{C}$ e 586 cal.g^{-1} a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ e;
- b) existência de um gradiente de concentração de vapor, isto é, uma diferença entre a pressão de saturação do vapor na atmosfera (es) à temperatura da superfície e a pressão parcial de vapor d'água na atmosfera (ea).

O processo evaporativo acentua-se quando existe uma diferença positiva, ainda que pequena, entre a tensão de saturação de vapor saturado à superfície (es) e a tensão de vapor do ar (ea) na camada imediatamente acima da superfície líquida. O número de moléculas que se escapam do líquido depende da sua tensão de vapor, enquanto que o número de moléculas que retorna ao líquido depende da tensão de vapor do ar ambiente. Por isso, em igualdade dos restantes fatores, quanto maior for a diferença entre as tensões de saturação, ou seja, o déficit de saturação, maior número de moléculas de água são libertadas e, conseqüentemente, mais intensa é a evaporação (RODRIGUES, 2009).

Os fatores que intervêm na intensidade da evaporação podem ser agrupados em duas categorias distintas: os relativos à atmosfera ambiente e os referentes à própria superfície evaporante. Os primeiros caracterizam o estado da atmosfera na vizinhança da superfície evaporante – radiação solar, temperatura, umidade relativa (UR) do ar, vento e pressão barométrica. Os segundos caracterizam o estado da própria superfície evaporante, como a área superficial e a salinidade da

água, entre outros (BRUTSAERT, 1982; GARCEZ e ALVAREZ, 1988; CARVALHO e SILVA, 2006).

A radiação solar é fonte energética necessária ao processo evaporativo, sendo que a incidência direta fornece mais energia quando comparada com a difusa. A variação da intensidade da radiação solar recebida na superfície produz uma variação na temperatura da superfície, modificando a energia cinética das moléculas (DAMA-FAKIR e TOERIEN, 2009). A altas temperaturas, mais moléculas escapam da superfície, devido a sua maior energia cinética. O aumento da temperatura torna maior a quantidade de vapor d'água que pode estar presente no mesmo volume de ar, assim, aumentando a temperatura do ar, es aumenta, diminuindo a umidade relativa (efeito indireto) (CARVALHO e SILVA, 2006). Para cada 10 °C de elevação de temperatura, a pressão do vapor de água de saturação torna-se aproximadamente o dobro (GARCEZ e ALVAREZ, 1988).

O grau de UR do ar atmosférico pode ser definido como a relação entre a quantidade de vapor de água presente e a quantidade de vapor de água que o mesmo volume de ar conteria se estivesse saturado, expresso em percentagem. Quanto maior o grau de umidade, menor a intensidade de evaporação (GARCEZ e ALVAREZ, 1988).

A evaporação faz com que a umidade do ar sobrejacente a uma superfície líquida aumente até que atinja a saturação. O vento leva à remoção dessa camada, criando condições que favorecem o estabelecimento de gradientes de tensão de vapor, o que contribui para o aumento do poder evaporante local. Ao contribuir para a remoção do ar que vai ficando saturado, o vento permite que o processo evaporativo continue (DAMA-FAKIR e TOERIEN, 2009). Há que se considerar ainda que as moléculas em movimento apresentam maior energia cinética média do que aquelas em repouso no ar úmido, o que determina que quanto mais intenso o fluxo de ar, maior é o potencial para evaporação (RODRIGUES, 2009). Na camada em contato com a superfície (aproximadamente 1 mm), o movimento de vapor ocorre por moléculas individuais (difusão molecular), mas acima dessa camada limite superficial o responsável é o movimento turbulento do ar (difusão turbulenta) (CARVALHO e SILVA, 2006).

A pressão atmosférica é outro parâmetro meteorológico que influencia o processo da evaporação, sendo que a evaporação é proporcional à diferença entre a pressão de vapor de saturação na temperatura da superfície e a pressão de vapor numa altura acima desta superfície (FONTES, 2005). Assim sendo, a intensidade da evaporação é maior em altitudes elevadas (GARCEZ e ALVAREZ, 1988).

Já, em relação à salinidade, tem-se que um acréscimo na massa salina diminui a evaporação em igual percentual, tendo em vista a grande afinidade do sal pela água e, conseqüente, diminuição da energia livre das moléculas de água (FONTES, 2005; DAMA-FAKIR e TOERIEN, 2009).

Os dois principais fatores que condicionam o poder evaporante da atmosfera, segundo Garcez e Alvarez (1988), são o grau de umidade relativa do ar e a velocidade do vento.

Embora os termos ebulição e evaporação sejam frequentemente usados para indicar a mudança da fase líquida para a de vapor, eles diferem em alguns aspectos. No fenômeno evaporativo, a transferência de fase ocorre na interface líquido-vapor quando a pressão parcial do vapor é menor do que a pressão de saturação do líquido a uma dada temperatura. Por outro lado, a 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 (ÇENGEL e BOLES, 2008).

A tecnologia de evaporação usa transferência de calor convectiva para concentrar substâncias não voláteis em solução ou suspensão, produzindo produtos de maior concentração de sólidos. O processo de evaporação, movido à energia, utiliza vapor ou outros fluxos de processos. Na evaporação, a energia é aplicada a um líquido a uma pressão constante, elevando a temperatura até o ponto de saturação – ponto em que ele detém o máximo de energia possível sem entrar em ebulição. À medida que energia adicional é aplicada, a pressão de vapor do líquido atinge a pressão de vapor do ambiente adjacente e o líquido começa a vaporizar. O calor de vaporização é a quantidade de energia necessária para o líquido se transformar em vapor, sem mudança de temperatura. O vapor resultante se separa do líquido residual, aumentando a concentração da fração não volátil (MONCEAUX e KUEHNER, 2009). O processo de transferência de calor é definido pela lei de Fourier (Equação 1):

$$Q = U_0 A_0 \Delta T_{lm} \quad (1)$$

onde: Q = taxa de calor a ser transferida; U_0 = coeficiente de transferência de calor; A_0 = área de superfície de transferência de calor; ΔT_{lm} = média logarítmica da diferença de temperatura.

Como a evaporação ocorre na interface líquido-vapor, a área de contato é um fator limitante na taxa de evaporação. Existe um princípio básico nas reações físico-químicas, segundo o qual, quanto maior a superfície de contato entre os reagentes maior a velocidade da reação. Deste modo, para favorecer o processo de evaporação, deve-se aumentar a área de contato entre a água e o ar (JORGE, 2008). Para tanto, pode-se utilizar estruturas de contato, isto é, materiais com elevada superfície exposta. Estas superfícies de contato possuem estrutura alveolar, similar às colmeias de abelhas, apresentando uma elevada área específica, mesmo ocupando volumes reduzidos (RANZI, 2009). Estas superfícies de contato são bastante utilizadas em evaporação forçada. O princípio da evaporação forçada é similar ao da evaporação natural, sendo que a diferença básica entre os processos diz respeito ao tipo de energia utilizada para elevar a temperatura do líquido (TAVARES, 2011).

2.6.1 Evaporação como processo aplicado ao tratamento do lixiviado

A evaporação de lixiviado vem sendo estudada desde a década de 80 na Europa (EISNER, LEONHARD e WILDERER, 1996), porém o número de publicações científicas nesta área ainda é muito limitado (AGUIAR e VIGNOLI, 2007). No Brasil, a tecnologia de evaporação já vem sendo praticada, porém pouco conhecimento se tem acerca dos riscos e impactos ambientais resultantes do uso deste tipo de tratamento (SANTOS, 2011c).

De acordo com Giraldo (2001), a evaporação como sistema de pré-tratamento de lixiviados é uma aplicação bastante recente. Geralmente, para ocorrer o processo evaporativo, utiliza-se da energia proveniente do biogás (CH_4), gerado no AS, para o aquecimento do próprio líquido ou do ar em contato com o lixiviado. Enquanto as técnicas convencionais de tratamento visam remover a carga poluidora do efluente, em geral, através da combinação de processos FQ, biológicos ou híbridos, a evaporação dos lixiviados tem por objetivo retirar a água (pela evaporação) e concentrar os poluentes, reduzindo o volume de lixiviados a um concentrado líquido ou semissólido a ser gerenciado, evitando seu lançamento em corpos hídricos receptores (RANZI, 2009).

A evaporação dos lixiviados pode ocorrer em sistemas abertos ou fechados. Os sistemas abertos podem ser constituídos por lagoas de evaporação ou por painéis evaporativos, estando os mesmos sujeitos às condições climáticas. Já, nos sistemas fechados, o processo ocorre por

evaporação forçada. Nestes sistemas, são reproduzidas as condições de evaporação natural acelerada, com a vantagem de que, neste processo, o sistema pode operar com pouca influência (dependendo do caso) das condições meteorológicas negativas ao tratamento (FENELON, 2011).

Segundo Giust, Visintin e Del Piccolo (2007) a evaporação em sistemas fechados pode ocorrer de diversas formas, dependendo:

- da fonte de energia utilizada – elétrica, vapor ou água quente;
- do tipo de circulação do líquido a ser evaporado – natural (o líquido flui com baixa velocidade) ou forçada (o líquido é bombeado);
- do tipo de tecnologia (diferem, basicamente, no método usado para transferir o calor e na forma como o vapor de exaustão é tratado) – recompressão mecânica do vapor, evaporador de um ou múltiplos estágios com utilização de vapor/água quente, termocompressão e bomba de calor.

De acordo com Hewitt, Shires e Bott (1993 apud REHMAN, 2003) os evaporadores tradicionais podem ser divididos em quatro categorias: tipo filme, de ebulição, tipo *flash* e de contato direto.

Nos evaporadores do tipo filme o líquido a ser evaporado flui, por gravidade, sobre uma superfície aquecida, formando uma fina película, sendo que o vapor pode fluir tanto para baixo, no mesmo sentido do fluido, quanto para cima, em contracorrente com o líquido. A vantagem deste evaporador é que, devido à pequena queda de temperatura através do filme e a mistura do fluxo de vapor com os gases incondensáveis, o filme líquido não é superaquecido, evitando problemas de incrustação (*fouling*), associados com a ebulição nucleada (HEWITT, SHIRES e BOTT, 1993 apud REHMAN, 2003).

No caso dos evaporadores de ebulição, ao contrário do primeiro, a geração de vapor envolve o processo de ebulição nucleada em superfície sólida aquecida, sendo que, no estágio inicial da geração de vapor, ocorre a formação de bolhas e após, para sustentar a formação das mesmas no processo, torna-se necessário o superaquecimento do líquido (HEWITT, SHIRES e BOTT, 1993 apud REHMAN, 2003).

Quando um líquido é submetido a uma súbita queda de pressão, abaixo da sua pressão de saturação, todo o calor não pode ser contido no líquido como calor sensível e, assim, o excesso é transformado em calor latente de vaporização. Deste modo, originam-se bolhas de vapor no interior do volume líquido e ocorre a evaporação por *flash*, que resulta na queda da temperatura do líquido (SAURY et al., 2001 apud REHMAN, 2003).

Nos evaporadores de contato direto, como o próprio nome já diz, o gás quente entra em contato com o líquido e o calor é transferido através da interface entre os mesmos, vaporizando parte do líquido. Utiliza-se o calor sensível do gás para prover o calor latente requerido para a evaporação do líquido. Neste sistema não são utilizadas superfícies para a troca de calor. É um processo bastante simples e de baixo custo (HEWITT, SHIRES e BOTT, 1993 apud REHMAN, 2003).

2.6.2 Vantagens e desvantagens da evaporação

As principais vantagens e desvantagens apresentadas em trabalhos sobre evaporação de lixiviados estão listadas no Quadro 4.

A maioria dos lixiviados apresenta uma capacidade tampão elevada, devido à presença de bicarbonato, amônia e outros sais de ácidos e bases fracas, em altas concentrações, resultando em um alto custo para o ajuste de pH, necessário ao processo evaporativo (YUE et al., 2007). O baixo pH e as altas concentrações de cloretos, presentes em muitos lixiviados, podem afetar a taxa de corrosão dos evaporadores (feitos de aço) com o aquecimento do líquido (FINK e HART, 2001).

A deposição de substâncias alcalinas, presentes como sólidos em suspensão no lixiviado, tendem a sedimentar no fundo, sobre a superfície de transferência de calor dos equipamentos, criando uma barreira de isolamento na fonte do aquecimento (as temperaturas podem cair em até 40 % devido à incrustação, conforme relatam Lee et al. (2003)), ocasionando um superaquecimento do tanque e provocando a precipitação de carbonetos (FINK e HART, 2001). Redução na eficiência do processo, falhas operacionais e a fusão do evaporador podem ocorrer devido à presença de tais substâncias, particularmente quando os lixiviados apresentam altas concentrações de bicarbonato e íons de cálcio e magnésio (YUE et al., 2007).

Os SST e SDT podem aumentar a frequência da limpeza do lodo de fundo dos evaporadores e, por sua vez, os custos de operação e manutenção se elevam (LEE et al., 2003). O descarte do lodo pode ser considerado um problema, devido ao conteúdo de umidade presente. Os SST tendem a sedimentar no evaporador, criando uma barreira entre a fonte de aquecimento e o lixiviado. Os SDT podem, ainda, elevar a temperatura de ebulição, pois quanto maior o conteúdo de sais presente, mais aquecimento e mais energia são requeridos para evaporar a fração líquida do lixiviado (FINK e HART, 2001).

Quadro 4 - Principais vantagens e desvantagens do uso da tecnologia de evaporação no tratamento de lixiviados de AS.

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Os subprodutos “lixiviado” e “biogás” podem ser utilizados em conjunto em um único processo de tratamento ¹	Muitas vezes se torna necessário tratar o condensado e/ou o concentrado do processo ⁶
O condensado produzido pode ser de alta qualidade ^{1,10}	Corrosão dos equipamentos ³
O condensado produzido pode ser facilmente disposto (mais fácil que em sistemas de tratamento convencionais) ¹	Geração de espuma ^{2,5}
O volume do concentrado é uma pequena fração do volume original de lixiviado ^{1,11} (pode chegar a 1% do volume original ²)	Incrustação dos equipamentos por substâncias alcalinas ^{2,5,8}
Apresenta fluxos residuais menores e mais concentrados do que os processos convencionais ^{2,7}	Grande quantidade de concentrado a ser disposto (dependendo do processo) ¹⁰
Pode ser aplicável como principal unidade de tratamento ⁴	Grande consumo energético ¹⁰
Sofre menor influência da recalcitrância de alguns lixiviados ⁹	Altos custos (dependendo do tipo de processo evaporativo utilizado) ³
Bom desempenho na remoção de poluentes ^{3,10}	Baixas eficiências devido à redução da T dos trocadores de calor ^{7,8}
Permite a separação dos componentes voláteis dos não voláteis ¹¹	Necessidade de ajuste de pH, para evitar o arraste de gases indesejáveis ²
O concentrado pode ser recirculado de volta ao aterro sanitário ¹¹	Emissão de COV e de amônia ^{2,6,8}

Fontes: Adaptado de 1 – Birchler et al. (1994), 2 – Giraldo (2001), 3 – Ettala (1998), 4 – Gastaldello e Feronato (1998), 5 – Amsoneit (1985) e Tiefel 1989 (apud BIRCHLER et al., 1994), 6 – Yue et al. (2007), 7 – Marks, Luthy e Diwekar (1994), 8 – Afsharnia et al. (2012), 9 – Bahé et al. (2008), 10 – Eisner, Leonhard e Wilderer (1996), 11 – Rehman (2003).

No vapor gerado pelo aquecimento do lixiviado são emitidos COV e NH₃, e, em alguns casos, até metais-traço (FINK e HART, 2001; AFSHARNIA et al., 2012) que poderão causar poluição ambiental. Compostos tais como benzeno, etilbenzeno, xileno e tolueno, possuem alta volatilidade e quando emitidos em altas concentrações podem causar danos à saúde humana, que vão desde náuseas até efeitos tóxicos ou carcinogênicos, e ao meio ambiente, onde reagem com outras

substâncias produzindo o ozônio, um oxidante que tem efeito nocivo sobre plantas e animais (MARTINS, 2004).

Por estes motivos, é fundamental controlar a evaporação destes elementos ou removê-los do vapor formado, antes ou durante o processo de evaporação do lixiviado (GIRALDO, 2001; YUE et al., 2007). O tratamento de todo vapor gerado pode ser realizado por meio da incineração ou da oxidação, garantindo uma descarga segura, porém requer alto consumo de energia e eleva os custos da tecnologia. É necessário investigar o processo evaporativo dos poluentes do lixiviado a fim de verificar se é possível tratar apenas uma parte do vapor, para diminuir os custos do processo (YUE et al., 2007).

Conforme esclarece Giraldo (2001), os problemas da tecnologia de evaporação são similares àqueles reportados para outros processos de tratamento, como é o caso da formação de espumas pela turbulência gerada no processo, a incrustação por precipitados no sistema e o arraste de COV.

2.6.3 Estudos sobre evaporação

Bondon et al. (1994 apud RANZI, 2009) avaliaram o tratamento de efluentes agroindustriais, provenientes de vinícolas, através de um sistema de evaporação constituído por painéis evaporativos. Inicialmente, os autores utilizaram dois painéis, com dimensões de 2,1 m de largura por 4 m de altura, com espessura de 0,3 m e área superficial de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}$, sobre os quais o efluente era pulverizado (efeito cascata), sendo que a parcela não evaporada retornava ao sistema por recirculação. Os resultados obtidos foram promissores, sendo que cada painel apresentou uma capacidade média de evaporação de $1,18 \text{ m}^3$ de efluente por dia. Deste modo, os pesquisadores decidiram instalar um sistema em escala real, composto por seis painéis, para tratar todo o efluente da vinícola objeto do estudo (1.500 m^3). Os experimentos foram implementados em Mèze, França.

Duarte, Neto e Queda (2001) estudaram a evaporação natural também através de painéis evaporativos como processo de tratamento de efluentes de dejetos de suínos. O principal objetivo do estudo foi trazer uma nova tecnologia de gestão de resíduos, alternativa aos sistemas tradicionais de tratamento em regiões onde estes sistemas não são técnica e economicamente viáveis, utilizando a vantagem das condições climáticas favoráveis ao processo. O sistema de tratamento combinava três processos: (1) decantação, para evitar a colmatação dos painéis evaporativos e dos pulverizadores, visto às características do efluente

(grande concentração de sólidos); (2) evaporação, para eliminar a fração líquida do efluente e (3) compostagem da fração sólida para obter uma biomassa estável. O sistema de evaporação era composto por quatro painéis, que resultavam em uma área superficial de $600 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$. Segundo os autores, o processo mostrou-se satisfatório, com eficiências de evaporação variando de 0,83 a 4,75 m^3 de lixiviado, por painel por dia. A eficiência da tecnologia implementada foi afetada pela composição do efluente, pela eficiência de separação sólido/líquido e pelas condições meteorológicas (velocidade do vento, temperatura e umidade relativa do ar).

2.6.3.1 Estudos sobre evaporação de lixiviados

2.6.3.1.1 Trabalhos internacionais

Birchler et al. (1994) relataram que, até a década de 90, pouca informação sobre evaporação/destilação de lixiviados de aterros sanitários tinha sido publicada. As experiências até então obtidas e os dados disponíveis advinham, principalmente, de dois grupos – um da Alemanha e outro da Suíça.

O grupo alemão realizou testes de destilação em laboratório com lixiviados de diferentes procedências, sob diversas condições (com e sem ajuste de pH) e em sistemas de um e dois estágios. Obtiveram-se como resultados: mais de 95 % da NH_3 removida através da destilação com acidificação prévia das amostras; mais de 80 % da DQO/COT reduzida pela basificação dos lixiviados; sem ajuste de pH, menor eficiência de remoção de NH_3 e de compostos orgânicos e; necessidade de destilação em série, com ajuste de pH, em um sistema ácido-base, para remover, eficientemente, a NH_3 e a MO presentes (KONRAD, 1989 apud BIRCHLER et al., 1994). Outro estudo realizado pelo grupo foi feito em escala real, com capacidade de $3,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, na qual a amônia era removida por *air stripping* e o líquido residual era vaporizado por um sistema *flash* em dois estágios. O lodo concentrado do evaporador era desidratado, ensacado e levado ao aterro para disposição. Resultados médios mostraram eficiências de remoção de 92 % para DQO, de 94 % para NH_3 e de 50 % para fenol (STEINMETZER, 1987; TIEFEL, 1989 apud BIRCHLER et al., 1994). O grupo suíço, também citado por Birchler et al. (1994), instalou, em Uttigen, um sistema de evaporação em escala real, com capacidade de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, usando o gás do aterro para a geração de eletricidade. O sistema era composto por: pré-tratamento com HCl, para retenção da NH_3 ; *air stripping*, para remoção de CO_2 e

compostos orgânicos voláteis; desgaseificação a vácuo, para remover ar dissolvido e; evaporação por *flash*, em sistema de quatro estágios. Mais de 98,5 % da DQO, da NH_3 e da condutividade puderam ser removidas.

Birchler et al. (1994), baseados nos trabalhos dos dois grupos anteriormente citados, também estudaram o processo evaporativo. Os testes por eles realizados, em escala de laboratório, foram conduzidos com três amostras de lixiviado de aterros antigos (uma “fraca”, com DQO de 165 mg.L^{-1} e duas “fortes”, com DQO de 817 e 1.060 mg.L^{-1}). Em geral, conforme citam os autores, para os vários testes, a separação da amônia, da DQO e dos COV depende, primariamente, do valor inicial do pH e, com o decorrer do processo, de quanto a DQO é transformada em COV. Altas eficiências de remoção de DQO e de NH_3 e um destilado com baixas concentrações de cloretos e de condutividade foram o resultado da investigação da evaporação em um estágio - fase ácida (pH = 4). Já, em pH básico (pH = 12), a amônia volátil foi carregada para o destilado, enquanto que a maior parte da DQO permaneceu no concentrado. Na destilação em dois estágios, sem ajuste de pH, houve 100 % de transferência da amônia para o destilado e remoção total da DQO. A destilação ácida realizada em dois estágios resultou em alta eficiência de remoção de amônia, entretanto, somente metade da DQO foi removida. Os melhores resultados obtidos foram alcançados através da destilação ácido-base – quase toda a amônia foi removida no primeiro estágio e mais de 99,5 % da DQO foi removida no segundo estágio. Como conclusão, os autores afirmam que a evaporação de lixiviados, contendo NH_3 e COV pode ser controlada pelos ajustes de pH (ácido e básico) em diferentes estágios. Além destes estudos, os autores ainda verificaram, através de análises teóricas, a viabilidade da utilização do biogás na evaporação.

Um novo processo de evaporação, utilizando como superfície de troca de calor um filme plástico, de apenas 0,03 mm de espessura, foi desenvolvido por Ettala (1998), em 1996, na Finlândia. Um evaporador em escala real, com capacidade para tratar 130 m^3 de lixiviado por dia, foi construído em um AS. Baseado no processo de recompressão mecânica do vapor e no uso de um filme plástico fino foi possível utilizar baixas pressões (0,12-0,2 bar) e temperaturas (50-60 °C), resultando em pequeno consumo de energia. Como pré-tratamento, foram construídos um filtro de areia, uma unidade para ajuste de pH e um desgaseificador (para eliminação de CO_2). Os objetivos principais do desenvolvimento da planta eram a redução da concentração de amônia e de DQO do lixiviado; a redução do volume do concentrado resultante do processo era uma meta secundária, visto que o mesmo

podia ser disposto no AS. A eficiência de remoção, medida no condensado, foi de 86,8 % para DQO (abaixo de 30 mg.L⁻¹), 88,8 % para DBO (abaixo de 3 mg.L⁻¹) e 99,4 % para nitrogênio amoniacal (0,63 mg.L⁻¹). O volume final do concentrado foi de 18 %.

Gastaldello e Feronato (1998) monitoraram duas plantas de tratamento de lixiviado, localizadas na Itália. O lixiviado de uma das plantas (norte da Itália) era tratado em um sistema de evaporação de triplo efeito com recirculação forçada, com capacidade evaporativa de 35 m³.h⁻¹ de lixiviado, utilizando, para isto, 240 m³ de biogás.h⁻¹. Antes do tratamento por evaporação, o pH do lixiviado bruto era ajustado em um tanque, para propiciar as melhores condições de remoção de DQO e amônia. O concentrado residual obtido (de 2 a 5 % da quantidade inicial) era disposto no próprio AS. O condensado era, posteriormente, alimentado em um sistema de *air stripping*, para a remoção de NH₃. A partir da avaliação feita pelos autores, durante um período de 40 meses, a conclusão a que se chegou é que o processo de evaporação permitiu alta eficiência de remoção de MO (maior que 97 %, em termos de DQO), sólidos suspensos e substâncias inorgânicas solúveis, como cloretos, sulfatos e metais. No segundo estudo, a planta de tratamento incluía, além da unidade de evaporação, composta por um evaporador de circulação forçada de duplo efeito com retroalimentação, uma unidade de *air stripping* e tratamento biológico por lodos ativados. A energia para evaporar o lixiviado advinha de uma planta de cogeração, com capacidade de 3.100 L.h⁻¹. O concentrado residual (15-20 % da quantidade inicial) era, também, disposto no AS. O condensado era, após a correção do pH, alimentado em um sistema de *air stripping*, aonde os gases eram absorvidos em uma solução de HCl e, depois, passavam por tratamento em um reator sequencial em batelada (SBR). A remoção de DQO, no evaporador, apresentava eficiência superior a 87 %. Os autores concluíram, com base no monitoramento, que a evaporação pode ser empregada como principal processo de tratamento do lixiviado, conquanto o condensado produzido, contendo componentes residuais, tanto orgânicos voláteis, quanto inorgânicos (amônia) deve passar por pós-tratamento.

Di Palma et al. (2002) propuseram um sistema de tratamento de lixiviado composto por evaporação (pré-tratamento) e OR. O objetivo do sistema proposto era evaporar, sob condições de vácuo, o lixiviado proveniente de um aterro industrial, concentrando componentes orgânicos, amônia e metais-traço, a fim de reduzir o fluxo de água e aumentar a eficiência do estágio de OR. Os autores realizaram uma série de três testes experimentais, utilizando temperatura de 40 °C, e pressões

de 400, 45 e 20 mmHg. No início dos testes, houve um rápido *stripping* dos COV, sendo que as parcelas de condensado, coletadas no início dos experimentos, apresentaram altos níveis de COT. Com o decorrer dos testes, a concentração diminuiu, como resultado da diluição do conteúdo orgânico com a evaporação da água. Entretanto, nas últimas frações do condensado coletado, observou-se o aumento do COT que ocorre, de acordo com os autores, devido à evaporação de compostos orgânicos mais pesados. O teste que apresentou maior eficiência foi o de menor pressão (maior volume de destilado com menor tempo de evaporação). A maior parte dos sais e da MO não volátil permaneceu no concentrado, e os COV e a amônia no condensado foram removidos por OR. Os resultados do estudo mostraram que o processo de evaporação reduziu, com sucesso, os níveis de substâncias orgânicas e de amônia na solução – no teste à pressão de 45 mmHg foi possível separar um destilado contendo apenas 1 % de MO e 20 % de NH₃. Nenhuma concentração significativa de metais no permeado foi observada e no destilado as concentrações foram negligenciáveis. Isto permitiu que houvesse um maior fluxo à unidade de membranas da OR e a redução da concentração de substâncias causadoras do *fouling*.

Lee et al. (2003) investigaram, experimentalmente, o processo de evaporação em escala de laboratório, com o objetivo de desenvolver um método de controle do *fouling* em um sistema de tratamento constituído por um evaporador *flash* com leito fluidizado, utilizando efluentes com altas concentrações de DQO. Neste estudo utilizaram-se três diferentes tipos de lixiviado, provenientes de três cidades da Coréia: (1) um industrial, contendo resíduos químicos e de petróleo; (2) outro industrial, contendo resíduos de processamento de petróleo e de metais e; por último, (3) lixiviado proveniente de um poço de armazenamento de resíduos sólidos municipais para incineração. Os testes foram efetuados com solução de óxido de ferro sendo que, em somente uma, de duas colunas, foram adicionados grânulos de vidro. Durante a experimentação, a T foi mantida em 70 °C no sistema, os sólidos suspensos concentrados foram descartados em um hidrociclone e a taxa máxima de evaporação foi de 2,53 L.h⁻¹. Os resultados indicaram que os grânulos de vidro removeram efetivamente os depósitos de *fouling* existentes. Na coluna sem os grânulos foi formado um grande depósito de óxido de ferro nas paredes da mesma. As eficiências de remoção para DQO e amônia foram: (1) 91 e 50 %, (2) 99 e 41 % e (3) 92 e 69 %.

Rehman (2003), com o intuito de avaliar o impacto de diferentes condições operacionais no desempenho de um evaporador e o impacto destas condições em relação aos contaminantes presentes no

lixiviado, projetou e desenvolveu um evaporador de contato direto, em escala de laboratório. O sistema piloto consistia de: um tanque de alimentação, uma câmara de combustão, uma coluna de evaporação e um trocador de calor. No topo da coluna de evaporação foram instalados quatro tipos de bicos pulverizadores, de aço inoxidável, que proporcionavam diferentes tamanhos de gota (comparados a chuvas de média, baixa e baixíssima intensidade). O evaporador foi operado, inicialmente, com água, para avaliar o impacto das variáveis de controle sobre as taxas de evaporação. Foram treze testes, sendo que em cada um foi variada apenas uma condição. Os testes efetuados com água mostraram que o tipo do bico *spray* e a temperatura foram as variáveis mais importantes. Os bicos pulverizadores que produziram gotas menores proporcionaram maiores taxas de evaporação, assim como as temperaturas mais elevadas. Verificou-se que algumas das partículas de água foram arrastadas para fora da unidade sem evaporar, devido à alta velocidade do ar na coluna de evaporação. A vazão também teve influência sobre a eficiência de evaporação, sendo que quanto maior o fluxo de água no sistema, maior a eficiência de evaporação. Nos ensaios, utilizando lixiviado, foram realizados sete testes em batelada e um contínuo, abrangendo três temperaturas na câmara de combustão: 600, 800 e 1.000 °C, que resultaram nas temperaturas de 42, 61 e 82 °C na coluna de evaporação. Os resultados foram similares àqueles encontrados nos testes preliminares. Para o teste contínuo, de longa duração (23 h), não houve diferença nos resultados, quando comparado aos valores dos testes em batelada, porém verificou-se a formação de um depósito sobre o trocador de calor da coluna de evaporação. A espessura da incrustação nas paredes do evaporador aumentou com o tempo, pois não houve limpeza durante os ensaios. Na maioria dos testes, o condensado apresentou quantidades significativas de contaminantes, ao contrário do que se esperava, segundo relata o autor. Ele afirma que isto ocorre devido às gotas que não evaporam, mas são arrastadas devido à alta velocidade do ar no sistema. Com relação ao pH, o mesmo aumentou no condensado e no concentrado, provavelmente como resultado da volatilização de ácidos orgânicos fracos. A maior parte dos SST, da DQO e dos cloretos permaneceu no concentrado. Pequenas frações de NTK e de amônia foram encontradas no condensado e no concentrado do processo, quando a evaporação foi conduzida sem ajuste de pH. Quando fez-se a acidificação do lixiviado, reduzindo-se o pH de 7,5 para 3,5, a maior parte do NTK e da amônia permaneceu no concentrado. Os resultados da pesquisa indicaram que a melhor

eficiência de evaporação se dá com bicos pulverizadores de *spray* fino, a altas temperaturas e velocidades do ar.

Levando em consideração que a valorização do gás de aterro, para produzir eletricidade, induz uma perda de energia, devido ao sistema de refrigeração dos motores de escape dos gases de combustão, duas empresas – Led Itália e a Onyx Valtech – desenvolveram um sistema de cogeração através do tratamento de lixiviado. Este sistema de tratamento proposto, para tratar o lixiviado proveniente de um AS no sul da França, foi descrito por Hercule et al. (2005). O sistema de tratamento era constituído por: pré-tratamento – acidificação do lixiviado, para limitar a formação de NH_3 , desgaseificação, para eliminar gases incondensáveis e tratamento dos gases em filtro de carvão ativado; primeiro estágio de evaporação – aquecimento a 35-45 °C (para garantir uma melhor qualidade do destilado) e evaporação em uma câmara sob condições de vácuo, a uma pressão residual de 5-6 kPa; pós-tratamento – OR, adsorção em coluna de carvão ativado granular e troca iônica. A proposta do estudo era implementar mais uma câmara de evaporação, após o pós-tratamento existente, baseada na circulação forçada, para garantir o fator de concentração requerido, diminuindo, assim, o volume de resíduos final. Testes em escala laboratorial foram realizados a fim de melhorar as características do tratamento, tais como o consumo de produtos químicos, concentrar as frequências de descarga e a qualidade do destilado. Como resultado dos testes obteve-se uma baixa concentração de DQO no destilado (devido às baixas temperaturas de operação). Nestas condições, substâncias voláteis e semivoláteis tendem a permanecer na fase líquida, ou seja, no concentrado. A acidificação a pH 4 diminuiu ainda mais a transferência da amônia para o condensado. O fator de concentração, derivado dos testes, foi maior do que 90 %, para todo o processo. O fluxo final do concentrado foi menor que $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, para um fluxo de entrada de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. A cogeração de energia aplicada ao tratamento do lixiviado permitiu reduzir os custos relacionados com o tratamento do concentrado, melhorando, desta forma, o gerenciamento dos efluentes do AS em questão.

Xu et al. (2006) afirmam que, nas últimas décadas, o tratamento do lixiviado tem sido bastante investigado. Porém, estes estudos têm seu foco somente na remoção dos poluentes do líquido e pouca atenção tem sido dada na reciclagem de substâncias ali presentes, que podem ser reaproveitadas. Destarte, os pesquisadores conduziram uma série de experimentos a fim de investigar a possibilidade de reciclar substâncias húmicas (ácidos húmicos e fúlvicos), conhecidamente possuidoras de propriedades fertilizantes, presentes em lixiviados de aterros antigos e

em lixiviados pré-tratados biologicamente. Os estudos foram conduzidos em escala laboratorial, utilizando lixiviado advindo de um aterro localizado em Beijing, China, em um processo combinado de ultrafiltração e evaporação. Os testes de evaporação foram implementados com o objetivo de reduzir o volume de água, concentrar a MO e os SDT e diminuir a concentração de organismos patogênicos, requisitos necessários para os fertilizantes. A entrada no evaporador era o efluente advindo do processo de ultrafiltração e o processo foi conduzido à pressão ambiente. Análises do condensado indicaram que o mesmo apresentava baixo conteúdo orgânico ($COT = 31 \text{ mg.L}^{-1}$), poucos componentes inorgânicos, as concentrações de metais eram negligenciáveis, entretanto, quantidades significativas de amônia foram constatadas (1.660 mg.L^{-1}). No concentrado obtiveram-se, como resultado, a concentração dos SDT (13 % base úmida) e da MO (25 % base úmida) e concentrações de metais abaixo do limite permitido pelas regulações nacional e internacional. Como conclusão, os autores puderam comprovar que o lixiviado, passando por processo combinado de ultrafiltração e evaporação, tem como resultado um produto que pode ser reaproveitado como fertilizante.

Yue et al. (2007), com o intuito de projetar um sistema de tratamento para lixiviado proveniente de um AS antigo, localizado em Beijing, China, simularam, primeiramente, três diferentes condições de evaporação por aquecimento indireto em laboratório. Os autores afirmam que muitos processos de tratamento biológico são bastante eficientes em termos de remoção de amônia, porém, a remoção de substâncias húmicas, presentes em lixiviados “maduros”, é um obstáculo para estes processos. Além disso, citam que a técnica de evaporação pode ser útil para a separação de substâncias húmicas (grupo de espécies orgânicas não voláteis), especialmente no caso do uso do biogás como fonte de energia. Deste modo, o principal objetivo desta pesquisa foi a evaporação da MO posteriormente à concentração da mesma por um processo combinado de biorreator à membrana (MBR) e osmose reversa (OR). Os experimentos incluíram evaporação normal (1 atm), evaporação a vácuo (0,5 atm) e evaporação por arraste de gás (velocidade do ar de $0,2 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$), a diferentes condições de pH. No experimento à pressão atmosférica verificou-se que a DQO do condensado era maior no início do teste, devido ao rápido arraste dos COV presentes no lixiviado, porém, com o aumento da taxa de evaporação, a DQO do condensado foi sendo drasticamente reduzida. Portanto, a maior parte da MO permaneceu no concentrado. Durante a evaporação a vácuo, foi observada, sob condições básicas, a formação

de espuma, sendo que a pH próximo de 9, o teste não teve boa performance. Nos três experimentos constatou-se que a DQO do condensado, na condição de pH 4, era maior do que nas outras condições (mais básicas), isso porque a maioria dos COV está presente na forma de moléculas, ao invés de íons. Assim, com base nos resultados obtidos a partir dos experimentos laboratoriais, o lixiviado pode ser dividido em três partes: (1) o condensado do 1º estágio, (2) o condensado do 2º estágio e o (3) concentrado. A primeira parte, contendo grande quantidade de COV, poderia ser tratada por processo biológico ou incineração. O concentrado, rico em MO refratária e sais, poderia ser solidificado e aterrado. E o condensado do 2º estágio poderia ser evaporado diretamente para a atmosfera. Deste modo, haveria uma redução do consumo de energia para a evaporação, pois apenas parte do vapor seria tratada. Nestas condições foi projetado um sistema de evaporação por combustão submersa em dois estágios, com capacidade de evaporar $20 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de lixiviado. O fator de concentração do sistema variava de 5 a 10. Os autores recomendam o processo biológico como método de pré-tratamento da evaporação.

A evaporação natural, através de painéis evaporativos, foi estudada por Savage et al. (2007). Um protótipo, em um AS na região de Veneza, Itália, foi construído com o intuito de definir as melhores condições operacionais para a construção de um evaporador. O piloto era constituído por dois processos principais – oxidação e evaporação. Na etapa de oxidação, o lixiviado seria suficientemente tratado para o controle dos odores; já, na etapa de evaporação, o efluente clarificado teria seu volume reduzido substancialmente, reduzindo assim, os custos do processo que utilizava ar forçado para oxigenar e evaporar o líquido. As variáveis medidas foram: temperatura e umidade relativa ambientes, volume de lixiviado evaporado e consumo de energia. Os painéis projetados eram de polietileno de alta densidade, resistentes à radiação UV e a agentes atmosféricos, possuíam 4 m de comprimento, 2,1 m de largura e 0,3 m de espessura e apresentavam estrutura alveolar dupla, com área específica de $200 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$. Os testes no protótipo ocorreram sob diferentes condições de vazões de alimentação de lixiviado (10,4, 14,2 e $19,8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$). Os resultados indicaram que a melhor eficiência de evaporação ($1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) era obtida utilizando a menor vazão, combinada com a maior temperatura e a menor umidade relativa ambientes.

Para encontrar uma solução eficaz para o tratamento de dois lixiviados (um velho – 30 anos e um novo) de um AS no norte de Paris, Giust, Visintin e Del Piccolo (2007), monitoraram, durante um ano, uma planta composta por OR e evaporador de dois estágios. A planta em

questão foi escolhida após testes e análises laboratoriais, sendo que para resolver o problema do lixiviado “velho” (bastante diluído e estabilizado) a OR foi o processo selecionado, e, para o lixiviado “novo” a evaporação foi a tecnologia selecionada, visto à variação das características quali-quantitativas do líquido, que requer um tratamento flexível (assim como é a evaporação). Os dois processos, na verdade, estavam interligados: o concentrado da OR era ainda mais concentrado no evaporador, a fim de reduzir o volume final de disposição e o condensado da evaporação era enviado à OR para polimento final, antes da descarga/disposição. O tratamento por evaporação era constituído por: ajuste de pH, desgaseificação, primeiro estágio de evaporação (processo de concentração), com circulação forçada de água quente e segundo estágio de evaporação (superconcentração). Ajustando-se o pH a 5-5,5, reduzia-se a incrustação no sistema, fenômeno que geralmente acontece pelo aumento da concentração dentro da câmara de evaporação. O rendimento do primeiro estágio era de 93 %, o segundo, de 80-85 %. O permeado produzido foi caracterizado por alta qualidade, superior à requerida pela legislação vigente, com uma redução de mais de 99 % na salinidade (condutividade) e aproximadamente 97 % nos compostos orgânicos (DQO). A combinação dos dois lixiviados (60-65 ton por dia para tratamento) resultou, após o tratamento, em um volume final a ser disposto de apenas 300 kg de concentrado semissólido, tendo-se, deste modo, uma expressiva redução de custos. Os autores concluem o estudo afirmando que a combinação das tecnologias de membranas e de evaporação traz resultados extremamente satisfatórios – produção de um permeado de excelente qualidade e redução máxima de volume de concentrado a ser disposto.

Messineo, Freni e Volpe (2012) avaliaram a possibilidade de tratamento *in situ* do lixiviado do AS Bellolampo, localizado na província de Palermo (Sicília). Para o estudo foram simulados dois cenários tecnicamente viáveis, sendo que a concepção do sistema de tratamento integrado era capaz de produzir um efluente com padrões compatíveis com os limites impostos pelo decreto ambiental em vigor. Ambos os cenários incluíam evaporadores com circulação forçada sob condições de vácuo, para redução de volume, e tratamento FQ, para redução de MO, NH₃ e metais-traço. O primeiro cenário consistia de seis evaporadores de dois estágios e o destilado seria tratado por OR. No segundo cenário, o lixiviado proveniente da unidade de OR seria enviado à unidade de evaporação, composta por três evaporadores de estágio simples. Em ambos os cenários o calor necessário para a evaporação da água seria recuperado de sete motores a biogás instalados

no aterro. Uma comparação econômica entre os dois cenários e a situação existente foi efetuada. Os 250 m³ de lixiviado produzidos diariamente eram transportados (por 1.000 km), tratados e dispostos, tendo um custo total anual de 4.500.000 euros (para o volume de 75.000 m³.ano⁻¹) – situação existente. O custo total anual de tratamento do primeiro cenário seria de 1.944.528 euros e do segundo, de 2.726.720 euros. Mesmo apresentando um custo total maior, o segundo cenário se mostrou a alternativa mais viável, pois os custos de investimento e de manutenção foram menores que do primeiro cenário, apresentando uma economia de 36,36 euros.m⁻³ de lixiviado tratado ao contrário do primeiro, de 25,93 euros.m⁻³. Este estudo mostrou, segundo os autores, que os custos de disposição de lixiviado podem ser reduzidos em mais de 50 % através do uso de tratamento apropriado – neste caso o uso do biogás permitiu uma recuperação de energia significativa, contribuindo para a redução dos custos de operação das plantas.

2.6.3.1.2 Trabalhos brasileiros

Vignoli (2007) avaliou as emissões de NH₃ no processo de tratamento de lixiviado por evaporação em escala laboratorial. Foram destiladas amostras de (1) lixiviado *in natura* (sem ajuste de pH), (2) amostras previamente acidificadas com diferentes ácidos inorgânicos (H₂SO₄, HCl e HNO₃ a pH 2, 4 e 6) e (3) amostras pré-tratadas com resina comercial, com característica fortemente ácida, devido à presença de grupos sulfônicos (R-SO₃H). A destilação do lixiviado *in natura* resultou em níveis de NH₃ da ordem de 3.000 mg.L⁻¹ no condensado, valor este bastante elevado, comparado com o valor do parâmetro analisado antes da evaporação – 950 mg.L⁻¹. Foi verificado que a DQO no condensado foi drasticamente reduzida, assim como a condutividade (também verificado nos outros dois experimentos). Não foi verificado arraste de metais para o condensado, em concentrações significativas que pudessem causar algum tipo de impacto. Os resultados obtidos na segunda etapa mostraram que o ácido sulfúrico concentrado, na faixa de pH 2, foi o mais eficiente no pré-tratamento do lixiviado (melhor retenção de amônia no concentrado). O valor de NH₃ no condensado foi de 3,96 mg.L⁻¹, apresentando redução de 99,7 %, comparado com o valor bruto. No terceiro experimento, o teor de nitrogênio amoniaco no condensado foi de 371 mg.L⁻¹, sendo obtida uma remoção de 72 %. O autor atribui a não remoção total da amônia à saturação da resina – as substâncias presentes no lixiviado estariam competindo com a amônia pelos sítios ativos da resina. Foi demonstrado pelo estudo que o pré-

tratamento do lixiviado reduz significativamente as emissões de amônia. Embora não haja uma legislação que trate de padrões de lançamento deste poluente na forma gasosa, sabe-se que a liberação de amônia traz inúmeras consequências impactantes ao meio natural.

Estudo semelhante ao de Vignoli (2007) foi realizado por Bahé (2008). O processo de evaporação foi estudado, preliminarmente, em escala de bancada, para verificar a possibilidade de evaporar lixiviado utilizando biogás como fonte energética em um equipamento desenvolvido pela Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro (COMLURB), denominado de Evaporador Unitário (EU). Os testes evaporativos foram conduzidos a fim de reduzir em 70 % o volume das amostras. Análises no concentrado (resíduo) do processo mostraram que houve um aumento da concentração dos parâmetros DQO, DBO, cloretos, alcalinidade, cor, turbidez e pH. No condensado, houve aumento dos parâmetros alcalinidade, amônia e pH. Somente através da evaporação com amostra acidificada foi possível reter a amônia no concentrado, obtendo uma eficiência em torno de 99 %, porém, segundo a autora, este procedimento não é aconselhável, pois acelera-se o processo de corrosão e encarece o mesmo, devido ao grande volume de ácido a ser adicionado (alta alcalinidade do lixiviado). Alterações na temperatura ambiente interferiram no rendimento do processo de evaporação. A autora ressalta que as principais dificuldades encontradas no controle do processo evaporativo, em escala de bancada, foram devido à formação de espuma, provocando o refluxo do lixiviado e à incrustação no fundo do balão, de difícil remoção.

A avaliação do rendimento de evaporação de lixiviado no EU e das características dos resíduos gerados foi realizada por Bahé et al. (2008). O evaporador operava com alimentação contínua de lixiviado e sua fonte energética era o biogás gerado no aterro. Foi verificado o mesmo comportamento obtido em laboratório, no estudo realizado por Bahé (2008) – aumento do pH, do conteúdo de matéria orgânica e de sólidos no concentrado e aumento do pH no condensado, sendo que neste último não foi possível fixar a amônia em condições de campo. Além destes dois fluxos residuais foi coletado, durante as limpezas do equipamento, um resíduo de caráter sólido. Este resíduo apresentou elevada concentração de DQO e amônia, pH 4 e peso específico de $973,4 \text{ kg.m}^{-3}$ ($1,94 \text{ m}^3$ de lixiviado evaporado pra produzir 1 kg de resíduo). O rendimento médio de evaporação, segundo os autores, foi de $27,4 \text{ L.h}^{-1}$ e não se observou qualquer relação entre o desempenho do equipamento, a temperatura ambiente e a pluviosidade local.

Sá (2008) desenvolveu e construiu um evaporador solar a fim de avaliar o tratamento de lixiviados por evaporação natural em escala reduzida. O intuito principal do estudo era prover uma solução alternativa para o tratamento de lixiviados de aterros de pequeno porte. O destilador solar consistia de um tanque raso com um tampo de vidro transparente, formando um volume estanque. Deste modo, a radiação solar promovia o aquecimento e a mudança de fase do líquido, e pela evaporação o mesmo condensava ao entrar em contato com o vidro, sendo recolhido em canaletas construídas nas laterais do equipamento. Como resultados do monitoramento do condensado, podem-se citar: mudança pouca significativa do pH, significativa redução de sais, verificada pela diminuição do valor da condutividade, assim como da DBO e da DQO, remoções de 96,7 % para turbidez, 98,7 % para cor e de 99,9 % para sólidos. Foi verificado o arraste de componentes leves juntamente com a água, no início do processo evaporativo. Sensorialmente, foi detectada a presença de amônia no destilado nos primeiros dias de experimento. Devido ao arraste de gases e a outros fatores, a autora relata que houve a paralisação do experimento por problemas técnicos, como a oxidação do suporte da cobertura de vidro do destilador. O parâmetro “temperatura” apresentou maior influência sobre o rendimento do destilador, seguido da radiação solar. Em dias com menores temperaturas e menor incidência solar ocorreu redução no volume da água destilada. A autora conclui que este sistema é eficiente e viável para aterros de pequeno porte, contanto que o local de implantação do sistema possua altos índices de insolação e baixos índices pluviométricos.

Ranzi (2009) estudou a evaporação natural de lixiviados de AS utilizando um sistema constituído por um tanque de armazenamento, um painel evaporativo de elevada área superficial ($200 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$) e um conjunto de aspersores. Após nove meses de monitoramento, a autora verificou que a técnica de evaporação se mostrou eficiente, mesmo sendo implementada em uma região que apresenta altos índices pluviométricos e de umidade relativa do ar. A taxa média de evaporação no sistema foi de $111 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ ($26 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ por m^2 de painel). A pulverização do lixiviado sobre o painel intensificou o contato do líquido com o ar, favorecendo a evaporação e também a remoção da carga orgânica e inorgânica do lixiviado. A contribuição da evaporação natural e do painel evaporativo não foi constante ao longo do período. As características climáticas influenciaram de forma direta no processo, sendo que a variável meteorológica mais significativa foi a velocidade do vento, seguida pela radiação solar e pela temperatura. A umidade

relativa apresentou uma relação inversamente proporcional à evaporação, porém não significativa estatisticamente.

Massarotto (2010) avaliou a evaporação de lixiviado, em escala de laboratório, utilizando um rotoevaporador, com o objetivo de verificar a influência do pH na eficiência de evaporação. Para isso, conduziu cinco experimentos, com pH do afluente ajustado em 2, 3, 4 e 5 e também sem ajuste (7,54). Quanto à remoção de MO (obtida a partir de análises do condensado do processo), os melhores desempenhos ocorreram nas condições experimentais com pH ajustados em 3, 4 e 5. Constatou-se, através dos testes, que quanto mais ácido era o pH do afluente mais tempo era necessário para evaporar o lixiviado – a duração para evaporar 330 mL, com amostra acidificada a pH 2, foi de 2 h e 58 min e com o pH 7,54, foi de 2 h. Assim, o autor concluiu que o experimento com pH 5 é o mais indicado, por propiciar grande eficiência de remoção de MO e menor tempo de evaporação (que, por consequência, reduz os custos energéticos do tratamento).

Bacelar (2010) estudou a evaporação de lixiviado, em escala de bancada, em duas etapas: 1^a - sob temperatura constante (100 °C) e 2^a - a diferentes temperaturas (140, 300, 500 e 700 °C). À T constante, os seguintes resultados foram obtidos: elevação do pH no concentrado e no condensado, acúmulo de sólidos e de MO no concentrado; concentração de dioxinas e de furanos no condensado, de 27,7 pg.L⁻¹ e de 6 pg.L⁻¹, respectivamente, cujo somatório é cerca de 70 vezes superior ao limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 316/2002, de 0,5 pg.L⁻¹ e; nas análises microbiológicas verificou-se que nenhum grupo microbiano, existente no lixiviado bruto, foi transportado para os vapores emitidos à atmosfera pelo processo de evaporação. Na segunda etapa obtiveram-se os seguintes resultados: sensível redução da concentração de MO no condensado quando comparado ao lixiviado bruto, independente da T do ensaio; elevação da concentração de NH₃ para valores similares ao do lixiviado a 700 °C; redução considerável na concentração de sólidos nas amostras de condensado, evoluindo juntamente com a T e; valores de cor e turbidez reduzidos drasticamente, já para 300 °C. O autor conclui que a evaporação não pode ser empregada sem que se tratem os gases de emissão do processo, principalmente devido às dioxinas e furanos, substâncias comprovadamente cancerígenas.

Fenelon (2011), através da implementação de um sistema piloto, avaliou a tecnologia de evaporação forçada de lixiviado de AS, simulando diferentes condições climáticas. A unidade experimental foi construída a partir de uma torre de resfriamento e adaptada às

características do líquido a ser evaporado. O sistema era constituído por resistências aquecedoras, um ventilador, dutos de entrada e saída de ar, sensores, aspersores e por um painel evaporativo, de $200 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ de área superficial. Os resultados, segundo o autor, se mostraram satisfatórios, com variações de eficiência entre 21,3 e $353,3 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. A simulação das características climáticas no interior da unidade experimental mostrou que a velocidade do ar foi a variável mais significativa, seguida da umidade relativa do ar. A temperatura, embora não significativa estatisticamente, apresentou relação proporcional à evaporação. A tecnologia de evaporação em sistema fechado, conforme o autor, traz as vantagens da pouca ou nenhuma influência das condições meteorológicas, fazendo com que sua utilização possa ser aplicada em regiões com baixas temperaturas e elevados índices de pluviometria.

- Aterros sanitários brasileiros onde se implantaram evaporadores

No aterro de Tremembé, em SP, a empresa SASA – Sistemas Ambientais implantou um sistema de evaporação de lixiviados em 2001. O sistema utilizava, como combustível, o biogás gerado no próprio AS. Em 2005, foi aprovado um projeto para o aproveitamento dos gases gerados no aterro, através do mercado de créditos de carbono do chamado Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), previsto pelo protocolo de Kyoto (PAGLIUSO e REGATTIERI, 2008).

O AS de Nova Iguaçu (RJ) foi implantado em 2003 e o tratamento do lixiviado era composto por uma unidade de evaporação – a EVAP-O-DRY, modelo 500, da indústria Fen Teck Environmental. A unidade de tratamento era dividida em duas partes/etapas: na primeira, tinha-se a canalização e a sucção do biogás e, na segunda, a operação dos equipamentos de evaporação, que promoviam a redução do volume de lixiviado pela eliminação do vapor d'água nele presente. O evaporador era constituído por: soprador de ar de combustão, tubo de combustão, câmara de vaporização, sistema de exaustão e sistema de descarga de sólidos. O equipamento assegurava a evaporação da água do lixiviado e a sedimentação de sólidos no interior da câmara de evaporação, constituindo um lodo que era, posteriormente, destinado ao AS. Os vapores gerados no processo de evaporação passavam por um filtro (*demister pad*) antes de serem lançados para a atmosfera. A energia utilizada para acionar este processo era retirada do aproveitamento do biogás gerado no AS (LANDIM e AZEVEDO, 2008).

O equipamento denominado Evaporador Unitário (EU), foi desenvolvido pela COMLURB e instalado no aterro de Gramacho. O EU vem sendo estudado e aperfeiçoado desde 2005, quando foi concebido em sua forma original. Ao longo dos dois primeiros anos, a sua operação teve o acompanhamento técnico-científico de pesquisadores da Universidade Federal do Rio de Janeiro, que contribuíram para as melhorias que foram incorporadas ao modelo original. O EU, devido às suas pequenas dimensões e, diferentemente dos evaporadores convencionais, pode ser instalado ao lado do poço do biogás, evitando-se a construção da rede de coleta e transporte deste gás (GOMES et al., 2009).

Em 2007, foi implantado no aterro sanitário de São Leopoldo, administrado pela SL Ambiental, um evaporador que utilizava o biogás gerado no aterro como combustível, permitindo a queima do metano e a otimização da capacidade de tratamento das lagoas de estabilização. Este mesmo equipamento foi reprojeto e nacionalizado pela empresa que o desenvolveu, visando, especialmente, o tratamento dos líquidos percolados gerados em aterros de pequeno porte (SOLVÍ, 2013).

2.7 COMUNIDADES BACTERIANAS

Os RSU contêm uma vasta comunidade bacteriana. Por conta da disposição de diversos rejeitos, como fezes e carcaças de animais, fraldas e subprodutos das estações de tratamento de esgoto, o lixiviado gerado pode apresentar microrganismos patogênicos (BARLAZ, SCHAEFER e HAM, 1989). Pelas características físico-químicas e biológicas dos lixiviados é necessário que os mesmos recebam tratamento. Para que se possa tratar esse efluente de forma satisfatória, é necessário conhecê-lo. A ausência de conhecimento sobre a diversidade e, conseqüentemente, sobre os processos de biodegradação dos RSU, são obstáculos para a otimização dos processos de tratamento biológico de lixiviados, por exemplo (SANTOS, 2010b).

Além disto, alguns processos relacionados ao tratamento de resíduos e efluentes apresentam alguns problemas inerentes, como a produção de aerossóis, podendo conter, também, microrganismos patogênicos. A aplicação de esgotos domésticos (irrigação por aspersão) no solo e a evaporação de lixiviado são dois exemplos de atividades que geram bioaerossóis. Alguns estudos epidemiológicos sobre vírus de origem animal, bactérias, entre outros microrganismos patogênicos, advindos de aerossóis gerados por equipamentos de aeração e irrigação por aspersão (CARNOW et al., 1979; PILLAI et al., 1996), mostraram

que há pouca ou nenhuma evidência de aumento de doenças ou riscos de infecção em trabalhadores das estações de tratamento e moradores das proximidades, porém outros autores, como Katzenelson, Buium e Shuval (1976), Fattal et al. (1986) e Paez-Rubio et al. (2005) mostraram que há um certo risco de exposição a estes bioaerossóis (doenças entéricas e infecções respiratórias, por exemplo).

Estudar as populações microbianas presentes em líquidos percolados e aquelas advindas do tratamento destes efluentes é de suma importância, visto que o tratamento, muitas vezes, é dependente dos microrganismos presentes e, por outro lado, torna-se necessário reduzir a concentração de determinadas bactérias patogênicas, a fim de evitar a contaminação do meio natural e problemas de saúde pública.

2.7.1 Estudos sobre os microrganismos presentes em resíduos e lixiviados

O risco que os microrganismos presentes em lixiviados podem representar à saúde pública foi avaliado por Scarpino, Donnelly e Brunner (1979). Para o estudo foram analisadas amostras de lixiviados provenientes de aterros experimentais (lisímetros construídos) e de aterros comerciais antigos (escala real). Os autores encontraram, nas amostras dos AS comerciais, os seguintes microrganismos: *Achromobacter* sp., *Acinetobacter* sp., *Aeromonas* sp., *Bacillus* sp., *Clostridium fallax*, *Clostridium* sp., *Corynebacterium* sp., *Enterobacter cloacae*, *Listeria monocytogenes*, *Micrococcus* sp., *Moraxella* sp., *Neisseria* sp., *Pseudomonas* sp., *Serratia marcescens*, *Staphylococcus albus*, estreptococos anaeróbios, *Streptococcus* sp. e α -estreptococos. Nos seis lisímetros construídos, contendo várias combinações de resíduos municipais, hospitalares e lodos de esgoto, foram isoladas 85 espécies de estreptococos e 57 de enterococos. Conforme os autores, os lixiviados podem apresentar risco à saúde pública devido ao seu conteúdo microbiológico, como, por exemplo, pela presença de estreptococos fecais, encontrados nos líquidos percolados pesquisados.

Sprott et al. (1988 apud COLLINS e KENNEDY, 1992) examinaram resíduos que geralmente vão para os aterros sanitários, como fraldas geriátricas e absorventes femininos. Estafilococos coagulase-negativa e espécies de *Bacillus* (ambos normalmente presentes no meio ambiente) foram encontrados em fraldas e *Clostridium* spp., incluindo *C. tetani* e *C. perfringens* (microrganismos do solo, mas patogênicos oportunistas) estavam presentes em algumas fraldas que continham materiais recicláveis.

A avaliação do conteúdo microbiano em resíduos foi realizada por diversos autores, com o intuito principal de verificar as diferenças existentes entre os resíduos sólidos domiciliares (RSD) e de serviço de saúde (RSSS) e obter dados que pudessem fornecer subsídios para a discussão da necessidade, ou não, de tratamento e disposição final diferenciados para os RSSS.

Machado (2004) avaliou a presença de bactérias patogênicas e indicadoras de contaminação em lixiviados procedentes de duas células do AS de Belo Horizonte, sendo uma com aterramento de RSU (emergencial – com operação finalizada em 1997) e outra com codisposição de RSU e RSSS (AC05 – em operação durante o estudo). A concentração de coliformes totais foi superior na célula AC05 (pois a mesma ainda estava em operação, ao contrário da emergencial). A concentração do grupo *Enterococcus* foi superior às concentrações de coliformes totais e termotolerantes, dando indicativos de uma possível maior resistência às condições ambientais adversas. A detecção de *C. perfringens* foi relevante, segundo a autora, uma vez que a sua presença dá indícios da presença de microrganismos patogênicos de maior persistência no líquido lixiviado (indicativo de contaminações fecais mais remotas). Dentre os microrganismos indicadores de contaminação pesquisados, a *P. aeruginosa* foi o que apresentou maior concentração no lixiviado. Isto representa, segundo a autora, preocupação para a saúde pública, devido à possibilidade de disseminação dos genes de resistência a outras bactérias do ambiente. Não foi verificada a presença de *Staphylococcus aureus* nas amostras.

O trabalho realizado por Silva et al. (2011) consistiu na caracterização microbiológica de lixiviados gerados (coletados nas bacias de caminhões coletores de resíduos) a partir de RSSS e de RSD. Foram observadas densidades expressivas das populações microbianas em RSSS e RSD. Nos RSD obtiveram-se as seguintes médias geométricas globais: coliformes totais $1,9 \times 10^9$ (NMP.100mL⁻¹), coliformes termotolerantes $1,7 \times 10^9$ (NMP.100 mL⁻¹), *E. coli* $4,3 \times 10^8$ (NMP.100 mL⁻¹), *Enterococos* $2,7 \times 10^8$ (NMP.100mL⁻¹), *P. aeruginosa* $3,4 \times 10^5$ (NMP.100 mL⁻¹) e bactérias heterotróficas $1,4 \times 10^8$ (UFC.mL⁻¹). Foi possível, a partir da metodologia para *Salmonella* (encontrada em apenas uma amostra de RSD), verificar a presença de outras enterobactérias nos resíduos analisados, tais como *Klebsiella pneumoniae*, *Proteus mirabilis* e *P. vulgaris*. A partir dos dois lixiviados de RSSS e RSD 466 estirpes bacterianas foram isoladas. Os autores concluíram que a presença de indicadores de matéria fecal foi observada em ambos os resíduos, o que, consequentemente, indica a possibilidade

da coexistência de diversos organismos patogênicos de origens humana e animal. Pela aplicação de teste estatístico não foi verificada influência do tipo de resíduo no perfil microbiano identificado, ou seja, a identificação das estirpes mostrou semelhança qualitativa entre as microbiotas dos diferentes resíduos analisados.

2.7.2 Estudos sobre estrutura e diversidade microbiana

Em uma série de quatro trabalhos, Huang e colaboradores estudaram a estrutura e a diversidade de comunidades de arqueas (Huang et al., 2002 e Huang et al, 2003) e de bactérias em dois tipos diferentes de aterros sanitários. Huang et al. (2004) analisaram a composição filogenética das comunidades bacterianas presentes no lixiviado efluente de um AS operado com recirculação de lixiviado, utilizando métodos de biologia molecular, com o intuito de obter maior conhecimento sobre o processo microbiológico de decomposição dos resíduos nestes tipos de AS. Análises iniciais mostraram que a comunidade bacteriana associada era complexa e que o nível de similaridade com seus homólogos publicados no banco de dados era relativamente baixo. A maioria das sequências não foi relacionada com espécies sabidamente cultiváveis, indicando que a maioria das espécies de bactérias presentes em lixiviados de AS permanece por ser identificada. Algumas sequências foram agrupadas com gêneros que são classicamente identificados dentro de sistemas de tratamento anaeróbio. Os resultados indicam, segundo os autores, que, apesar da recente expansão, o nosso conhecimento sobre a diversidade microbiana em sistemas de tratamento anaeróbio é ainda bastante limitado.

Huang et al. (2005) determinaram a natureza dos constituintes microbianos do lixiviado de um AS de RSU já encerrado. A justificativa do trabalho, conforme os autores, é que a otimização de processos anaeróbios nestes sistemas tem sido dificultada devido ao desconhecimento da estrutura da comunidade microbiana e, assim, o processo de degradação ocorre muito lentamente, resultando em emissões de poluentes a longo prazo e encarecendo os custos de monitoramento destes locais após seu encerramento. Os autores concluem o trabalho afirmando que a série de estudos por eles efetuada foi destinada a revelar a composição e a diversidade microbianas em ambientes pouco caracterizados e avaliar se existia diferença nos componentes microbianos entre aterros que foram operados sob dois critérios atualmente utilizados. Os resultados obtidos sugerem que as comunidades nestes sistemas são mais complexas do que previamente se

estipulou e permanecem amplamente inexploradas. A aparente abundância e diversidade das novas sequências indicam que os organismos correspondentes podem desempenhar um papel muito importante, porém ainda desconhecido nos processos anaeróbios em AS.

Naiak (2009) analisou a estrutura, a composição e a dinâmica das comunidades de bactérias e de arqueas presentes em lixiviados provenientes de biorreatores construídos (escala laboratorial), usados para simular a decomposição de RSU em aterros sanitários. A estrutura das comunidades bacterianas e de arqueas foi analisada por Eletroforese em Gel com Gradiente Desnaturante – DGGE. Como resultado, verificaram-se mudanças temporais nas populações para ambos os domínios. Ambas populações exibiram grande diversidade, porém as arqueas exibiram diversidade aparente maior que as de bactérias.

Santos (2010b) avaliou e comparou a diversidade microbiana presente em lixiviados oriundos de diferentes AS (quatro do RJ - Morro do Céu (MC), Nova Iguaçu (NG), Gramacho (GR), Gericinó (GE) e um de PE - Muribeca (MU)). Neste estudo, técnicas moleculares foram empregadas com o intuito de fornecer um conhecimento básico da composição microbiana deste tipo de resíduo. Pela análise do perfil de DGGE das amostras, a maior similaridade encontrada foi entre MC e GE, com valor de 42 %. O lixiviado de NG apresentou o menor valor de similaridade (25 %) com os demais lixiviados. Os resultados sugerem que existe uma estruturação diferencial da comunidade microbiana entre as amostras. A amostra de GR (aterro mais antigo) apresentou diversidade significativamente inferior aos demais lixiviados. Os resultados do pirosequenciamento identificaram indivíduos distribuídos em 24 filós, sendo 12 mais abundantes. Uma grande fração das sequências permaneceu sem identificação, sugerindo que as comunidades são complexas e permanecem inexploradas. Verificou-se que as comunidades bacterianas estavam fortemente relacionadas a alguns fatores abióticos: DBO, DQO, NTK, amônia, SST, SSV e SDT; pH e idade não mostraram correlação significativa.

Zhang et al. (2011) analisaram a abundância e a composição filogenética da comunidade bacteriana presente em lixiviados provenientes de AS anaeróbios e semi-aeróbios. Técnicas moleculares como *real time*-PCR (quantitativa), DGGE, clonagem e sequenciamento foram utilizadas. Quatro amostras foram selecionadas: (1) lixiviado de 6 meses do aterro semi-aeróbio; (2) lixiviado de 2 anos de idade do aterro semi-aeróbio; (3) lixiviado de 6 meses do aterro anaeróbio e; (4) lixiviado de 8 anos do aterro semi-aeróbio. Os autores verificaram que dois parâmetros controlavam a abundância das bactérias: os sólidos

voláteis e a DQO. Quanto maiores estes parâmetros, maior a abundância das comunidades bacterianas. Diferenças nas quantidades de bandas do gel de DGGE e nos índices de diversidade indicaram que a comunidade bacteriana dos lixiviados variava de acordo com a idade do aterro e com o tipo de processo utilizado. Através da análise dos índices de diversidade, os autores verificaram que a diversidade bacteriana, incluindo a de bactérias metanotróficas, foi significativamente maior no lixiviado do aterro semi-aeróbio.

Xie et al. (2012) construíram um biorreator com resíduos (*aged refuse bioreactor*) para simular os processos de degradação de lixiviados de AS. Nestes reatores, os microrganismos aderidos ao filtro desempenham um papel muito importante na decomposição dos poluentes do lixiviado, no entanto, existe pouca informação sobre a estrutura e a dinâmica da comunidade microbiana presente. Os autores verificaram que, quanto menor a temperatura, menor a abundância e a atividade de algumas bactérias e que a recirculação e a alta carga preveniram mudanças bruscas nos microrganismos e garantiram a estabilidade do biorreator. As diferentes composições bacterianas nas amostras indicaram que os processos de biodegradação dos poluentes do lixiviado foram controlados por diferentes microrganismos. Algumas α -, β -, γ - e δ -proteobactérias não classificadas foram as mais abundantes em todas as amostras. Alguns gêneros, tais como *Pseudomonas*, *Lysobacter* e *Bacillus*, foram significantes nas amostras do biorreator, os quais têm sido considerados responsáveis pelo tratamento biológico do lixiviado por métodos de cultura. Os pesquisadores concluíram a pesquisa afirmando que as comunidades microbianas e suas exatas funções são, ainda, desconhecidas no tratamento de lixiviado. Também afirmaram que o uso do pirosequenciamento permitiu encontrar diversas populações e a existência de alguns grupos nunca antes reportados.

2.7.3 Estudos sobre bioaerossóis

O termo “aerossol”, segundo Ljungqvist e Reinmüller (2008), é um conjunto de partículas líquidas ou sólidas em meio gasoso, estável o suficiente para permitir observação e medição. Os dispositivos de medição coletam partículas do ar e dão aos microrganismos viáveis coletados a possibilidade de se multiplicarem e serem detectados como UFC.

Peterson (1971) realizou estudos a fim de determinar a presença e os níveis de microrganismos patogênicos associados com o processamento de RSU. A eficiência de diversos tipos de incineradores

na destruição de bactérias associadas com RS foi avaliada. Amostras de RS e de seus subprodutos após a incineração foram examinadas. O número de células bacterianas viáveis presente nas amostras de resíduos antes da incineração ficou na faixa de $4,0 \times 10^6$ a $6,8 \times 10^8 \cdot g^{-1}$. O autor analisou o ar de três áreas em torno de seis incineradores. A contagem celular microbiana viável total variou de 1 a 197 organismos. $0,25 \text{ pé}^3$ de ar. Os níveis de microrganismos foram de 4 a 10 vezes maiores quando comparados com outros ambientes. Os organismos mais comumente presentes foram fungos, cocos gram-positivos e bacilos gram-negativos. Embora presentes em baixas concentrações foram encontrados *S. aureus*, *Diplococcus pneumoniae* e *K. pneumoniae*. *Escherichia coli* foi isolada do entorno de cinco dos incineradores. Em todos os incineradores foram encontrados estreptococos α -hemolíticos. A sobrevivência de coliformes e patógenos entéricos nos resíduos após a incineração foi considerada um indicador da inadequada operação e/ou projeto dos incineradores estudados.

Glysson, Schleyer e Leonard (1974) avaliaram o conteúdo microbiano do ar dentro de uma unidade fechada de manejo de RSU, mais especificamente em um incinerador, que recebia 125 ton de RSU por dia e numa unidade de transferência de resíduos. O amostrador de Andersen de seis estágios foi utilizado para as coletas de organismos viáveis no local. Os autores afirmam que há uma grande geração de poeira nestas unidades e devem ser verificadas as concentrações e os tipos de organismos patogênicos que possam estar sendo emitidos durante o manuseio dos RSU. Os resultados variaram de 512 a 11.802 partículas viáveis. m^{-3} na área de armazenamento, de 137 a 3.480 partículas viáveis. m^{-3} em um local logo atrás do forno e de 134 a 629 partículas viáveis. m^{-3} na área externa à unidade de manejo de RSU.

A coleta, a triagem e a disposição de resíduos geram pó e alguns microrganismos presentes neste pó podem ser emitidos para a atmosfera e também serem inalados pelos trabalhadores de unidades de manejo de RSU. Muitas bactérias gram-negativas, incluindo aquelas que são normalmente associadas com infecções em humanos, são conhecidas por produzirem endotoxinas. A presença destas bactérias gram-negativas no ar durante o manuseio de resíduos foi investigada por Crook et al. (1987 apud COLLINS e KENNEDDY, 1992). Eles examinaram 345 amostras e encontraram um grande número destes organismos no ar e identificaram 17 espécies em números variando entre 725 e 29×10^3 por mm^3 de ar. Doenças caracterizadas por sintomas intestinais e do aparelho respiratório superior foram relatadas entre trabalhadores de usinas de compostagem expostos a bactérias gram-

negativas produtoras de endotoxinas. Rosas et al. (1996 apud FLORES-TENA et al., 2007) identificaram 14 gêneros, incluindo espécies patogênicas e oportunistas, de amostras de ar em uma estação de transferência de RSU na Cidade do México.

Kim (2003) cita que a amostragem convencional de resíduos fornece apenas uma compreensão limitada da comunidade microbiana e, por este motivo, a autora realizou amostragens também no biogás e no biogás condensado, provenientes de um AS de RSU. As comunidades microbianas foram estudadas através de técnicas de biologia molecular. Os resultados mostraram que, nos três meios pesquisados, o domínio Bacteria era predominante, com contribuições relativas de 85,9 % para o biogás, 86,8 % para o biogás condensado e 86,5 % para os resíduos. O domínio Archaea se apresentou como o menor componente da comunidade microbiana, apesar de seu importante papel funcional. As abundâncias relativas de Archaea foram 7,2 e 2,1 % no biogás condensado e nos resíduos, respectivamente, não sendo detectadas no biogás, devido ao pequeno volume de amostra. Arqueas metanogênicas foram identificadas somente no biogás condensado e em uma amostra de resíduo. Não foi verificado nenhum padrão distinto nas abundâncias relativas das três populações de microrganismos pesquisados entre as duas amostras de resíduos utilizadas (uma com 3 anos de idade e a outra com 10 anos).

Flores-Tena et al. (2007) pesquisaram bactérias gram-negativas patogênicas e oportunistas em amostras do solo, do ar e do lixiviado provenientes do AS San Nicolás - México, para avaliar o risco sanitário a trabalhadores e visitantes do sítio de disposição de resíduos, a moradores próximos ao aterro, bem como aos animais que se alimentavam nas adjacências do mesmo. Trinta e nove bactérias foram isoladas – 10 patogênicas, 17 oportunistas e 2 patógenos de plantas. A contagem de bactérias totais do ar foi $4,4 \times 10^3$ UFC.m⁻³. Os autores concluem o trabalho, afirmando que a ocorrência das bactérias, isoladas e identificadas, provenientes dos três extratos amostrados, sugere que existe um significativo risco sanitário e de saúde ocupacional, especialmente para os trabalhadores permanentes do aterro, que podem desenvolver infecções respiratórias e gastrointestinais. Muitas espécies isoladas foram patogênicas para bois, porcos e aves, indicando que os animais podem se apresentar como um risco potencial, agindo como dispersores destes patógenos.

Coccia et al. (2010) monitoraram microrganismos do ar por um ano em três ambientes de trabalho dentro de uma usina de compostagem de resíduos orgânicos: a triagem, a própria compostagem e o escritório

do local. Considerando que o processo de compostagem ocorre através da estabilização aeróbia da matéria orgânica, o mesmo requer aeração e, por isso, causa a dispersão de partículas microbianas (microrganismos e toxinas associadas). As concentrações microbianas analisadas nos três ambientes foram baixas, de acordo com os autores (contagem bacteriana total de $7,5 \times 10^2$ UFC.m³ na triagem, $8,4 \times 10^1$ UFC.m³ na compostagem e $1,2 \times 10^2$ UFC.m³ no escritório).

Jorge (2008), Ranzi (2009) e Fenelon (2011) mapearam a presença e a dispersão de microrganismos no entorno de unidades piloto de evaporação de lixiviados de AS. Nos dois primeiros estudos, as unidades experimentais eram compostas de painéis evaporativos em sistema aberto e o terceiro, por uma torre de evaporação adaptada para evaporar lixiviado em um sistema parcialmente fechado. Todos os estudos utilizaram a técnica de deposição passiva (sedimentação) em meio de cultura sólido. Placas de Petri, contendo diferentes meios de cultura, foram expostas ao ar ambiente, a diferentes distâncias das unidades piloto, com tempo de coleta de 30 minutos. Após as amostragens, as placas foram incubadas em estufa a diferentes temperaturas (dependendo do estudo), variando de 25-35 °C, por 48 h. Os autores verificaram que, quanto maior a distância em relação à unidade experimental, menor o número de microrganismos coletados.

Jorge (2008) verificou que a dispersão (quantitativa) ocorreu na envolvente do piloto até uma distância de 7 a 8 m. A partir desta distância, o número de microrganismos foi pouco significativo, correspondendo a uma dispersão típica de um ambiente não contaminado. A maior concentração obtida no estudo foi de 320 UFC. No estudo de Ranzi (2009) as placas posicionadas na parede do reservatório de evaporação apresentaram contagem entre 200 e 300 UFC. As placas localizadas a 3 m de distância resultaram em valores entre 60 e 100 UFC. Já, na placa colocada a 15 m de distância, obteve-se contagem de 27 UFC. A autora afirma que o estudo revela apenas indícios do comportamento da dispersão de aerossóis no ambiente devido à presença de um sistema de evaporação natural com painéis. Fenelon (2011) obteve contagens de 2 a 154 UFC nas placas amostradas. A maior contagem foi obtida a 26,7 m de distância. O autor considera que isto tenha ocorrido devido ao fato de que a placa estava posicionada a 1 m de distância de uma rua onde passavam muitos carros, inclusive ocorrido no período em que foi feita a amostragem. Isto indica que a alta contagem obtida não é proveniente da unidade experimental, mas sim de outros fatores externos. A segunda maior contagem, de 101 UFC, foi obtida pela amostragem efetuada a 1,5 m de

distância do duto de exaustão do piloto. As menores concentrações foram observadas nas placas dispostas a 60 m de distância.

Os objetivos do estudo de Pascual et al. (2003) foram: (1) determinar, por cultura, a presença de indicadores de contaminação (coliformes totais e fecais, fungos e leveduras) e patogênicos potenciais (*P. aeruginosa* e espécies pertencentes ao complexo *Mycobacterium tuberculosis*) no ar, gerados em diferentes estágios de uma planta de tratamento de esgoto sanitário (pré-tratamento, decantadores primários e unidades de aeração e de lodos ativados); (2) avaliar a presença de *M. tuberculosis* nos bioaerossóis e; (3) aplicar análises estatísticas para identificar os principais pontos de emissão de bioaerossóis da estação de tratamento e determinar a relação entre as concentrações de bioaerossóis e outros parâmetros como temperatura, umidade relativa, velocidade do vento e vazão de entrada na estação. A maior concentração de bactérias heterotróficas correspondeu a etapa de pré-tratamento com uma mediana de 5.600 UFC.m³. O pré-tratamento e os decantadores primários foram as principais fontes de emissão de bioaerossóis contendo coliformes totais e fecais. Através da análise de variância pode-se verificar que as concentrações de bioaerossóis dependiam das espécies, dos locais de amostragem e também da vazão de entrada e da velocidade do vento. Nenhuma dependência significativa foi relatada para a umidade relativa e para a temperatura. O coeficiente da correlação entre velocidade do vento e concentração de bioaerossóis foi negativo, isto é, quanto mais forte o vento, menor a concentração de bioaerossóis.

Bowers et al. (2012) estudaram a dinâmica temporal das comunidades bacterianas presentes no ar. Os pesquisadores examinaram a abundância de bactérias de acordo com as mudanças sazonais, a contribuição relativa de bactérias em relação aos aerossóis totais e a estrutura das comunidades bacterianas em uma estação de pesquisa no Colorado, Estados Unidos. A abundância de bactérias variou durante as diferentes estações do ano – as maiores concentrações foram observadas durante o outono e a primavera. As células bacterianas representaram 22 %, em média, do total de partículas de aerossóis. A composição da comunidade bacteriana, determinada através de pirosequenciamento, também variou significativamente com a estação do ano.

2.7.4 Técnicas de biologia molecular

A fim de aprimorar o conhecimento das populações bacterianas presentes em lixiviados de AS e, sabendo-se que as técnicas de cultivo (apenas 1 % dos microrganismos são cultiváveis, pelos métodos

tradicionais, segundo Amann, Ludwig e Schleifer (1995)), na maioria das vezes, subestimam a diversidade e a quantidade de microrganismos, muitos estudos (DALY, SHARP e MCCARTHY, 2000; POURCHER et al., 2001; VAN DYKE e MCCARTHY, 2002; ZHU et al., 2007; MCDONALD et al., 2008; SAWAMURA et al., 2010, etc.) têm sido efetuados, utilizando técnicas de biologia molecular. Uma das técnicas moleculares mais utilizadas é a Reação em Cadeia da Polimerase (PCR).

A PCR, desenvolvida por Mullis, em 1983, é uma técnica de amplificação *in vitro* capaz de gerar milhões de cópias de sequências específicas de ácidos nucleicos (aproximadamente 10^5 cópias ou 0,25-0,5 µg), a partir de pequenas quantidades de DNA ou de RNA, geralmente presentes em misturas complexas (genoma celular total). A PCR ocorre por meio de uma reação enzimática, através da ação da enzima Taq-DNA polimerase e de oligonucleotídeos, denominados iniciadores ou *primers*, sobre um DNA molde (*template* DNA). Os *primers* são pequenos fragmentos sintéticos de DNA de fita simples, sintetizados com base na sequência de DNA a ser amplificada (WALKER e RAPLEY, 2008).

A PCR, segundo McPherson e Møller (2006), consiste de três passos distintos, governados por diferentes temperaturas:

1º) Desnaturação – o DNA alvo é desnaturado por meio da elevação da temperatura, geralmente até 94 °C, perdendo sua estrutura de dupla hélice, formando duas cadeias complementares individuais;

2º) Anelamento – a temperatura da reação é rapidamente reduzida (para 55-60 °C), a fim de permitir que os *primers* se liguem ao *template*, ou seja, ocorre a hibridização dos *primers* nas respectivas sequências complementares à região alvo da amplificação;

3º) Extensão – ocorre novamente a elevação da temperatura, até 72 °C, para que a enzima Taq-DNA polimerase se posicione junto aos *primers* e inicie a extensão/síntese da nova fita. A síntese se dá por meio da utilização dos nucleotídeos (dNTPs) que foram adicionados ao tampão e que são sempre complementares à fita-molde. Dessa maneira, são formadas, com o auxílio do cloreto de magnésio (cofator da reação), novas fitas de DNA de dupla hélice, correspondente à região alvo de amplificação (OLIVEIRA et al., 2007).

Esta técnica apresenta diversas vantagens em relação aos métodos convencionais, como maior poder de tipificação e discriminação, maior rapidez, bom limite de detecção, maior seletividade, especificidade, potencial para automação e a possibilidade de trabalhar com bactérias que não são cultiváveis em meios de cultura normalmente utilizados (BUSH e NITSCHKO, 1999 apud GANDRA et

al., 2008). De acordo com Alvarez, Buttner e Stetzenbach (1995) a técnica da PCR, usada para detecção de microrganismos do ar, é rápida e sensível, podendo ser usada como um método alternativo de monitoramento da qualidade do ar. Os autores citam que muitos microrganismos podem não crescer em meios de cultura devido ao estresse da aerossolização e das condições de amostragem aerobiológica.

Sequências repetitivas de DNA, localizadas entre regiões variáveis, têm sido identificadas em muitos genomas eucarióticos e procarióticos (LUPSKI e WEINSTOCK, 1992). O primeiro grupo de sequências repetitivas identificadas em bactérias gram-positivas foi designado elementos BOX, os quais foram inicialmente descobertos em *Streptococcus pneumoniae*, tendo sequências altamente conservadas no interior das suas regiões intergênicas cromossômicas (MARTIN et al., 1992).

A BOX-PCR é um método de genotipagem que amplifica sequências de DNA entre sequências repetitivas altamente conservadas chamadas de elementos BOX (MARTIN et al., 1992). Os elementos BOX são compostos das subunidades boxA, boxB e boxC, que apresentam, respectivamente, 59, 45 e 50 pares de bases (bp). Entre as três subunidades, a boxA parece ser a mais conservada entre diferentes espécies bacterianas (KOEUTH, VERSALOVIC e LUPSKI, 1995). Quando sequências boxA no genoma de uma espécie bacteriana são amplificadas via PCR, têm-se, como resultado, produtos de amplificação de diferentes tamanhos, gerados a partir das sequências de DNA entre as repetições intercaladas (NAIAK, 2009). A separação dos produtos é feita através da eletroforese em gel. Padrões distintos são gerados devido às diferenças intrínsecas na organização do genoma das diversas espécies. O número e a localização das bandas dependem do tamanho do genoma e do número de sítios de ligação do *primer*. A genotipagem de isolados bacterianos gera uma “impressão digital molecular” única, como um código de barras, e que pode ser utilizada para a diferenciação de estirpes (BRUIJN et al., 1996). A genotipagem de DNA via PCR utilizando *primers* que visam elementos repetitivos de DNA tem se mostrado valiosa ferramenta, diferenciando até mesmo no nível de subespécie (VERSALOVIC et al., 1994).

A Eletroforese em Gel com Gradiente Desnaturante (DGGE) é outra ferramenta da biologia molecular bastante utilizada em estudos ambientais. A PCR-DGGE é uma técnica de *fingerprinting*, independente de cultivo, comumente usada para avaliar a estrutura das comunidades microbianas em amostras ambientais e determinar a

dinâmica das comunidades em resposta a variações ambientais. É uma análise rápida, pouco onerosa e que possibilita a avaliação simultânea de múltiplas amostras (MUYZER e SMALLA, 1998; MUYZER, 1999; ERCOLINI, 2004). A PCR-DGGE de DNA ribossomal foi introduzida na ecologia microbiana por Muyzer, De Waals e Uitterlinden (1993).

A técnica é baseada na mobilidade eletroforética de fragmentos de DNA amplificados por PCR em um gel de poliacrilamida, que contém um gradiente linear crescente de desnaturantes – ureia e formamida. Por meio da análise é possível separar *amplicons* de mesmo tamanho, porém com diferentes sequências de pares de base (MUYZER, DE WALL e UITTERLINDEN, 1993). Os *amplicons* são os produtos obtidos através da amplificação de fragmentos do gene rRNA 16S, extraídos a partir do DNA metagenômico microbiano.

Para que haja uma separação efetiva das bandas, ou seja, uma melhor resolução dos fragmentos no DGGE, é necessária a incorporação de um grampo GC, de 40-pb, em um dos iniciadores (*primers*). Deste modo, os fragmentos amplificados por PCR permanecerão parcialmente como fita dupla, isto é, o grampo GC evitará a desnaturação completa dos mesmos (MUYZER, DE WALL e UITTERLINDEN, 1993).

Fragmentos de DNA que possuem maior conteúdo G+C (pareamento guanina-citosina: possui três pontes de hidrogênio) apresentam maior estabilidade, ao contrário de fragmentos que possuem menor conteúdo G+C (ou maior conteúdo A+T - pareamento adenina-timina: possui duas pontes de hidrogênio). Isto significa que, na separação das fitas de DNA no gradiente desnaturante, os fragmentos migrarão de forma diferencial, de acordo com o seu teor de G+C, formando um padrão de bandas distinto (MUYZER e SMALLA, 1998). Em geral, fragmentos ricos em GC permanecem como fita dupla até atingirem concentrações maiores de desnaturantes.

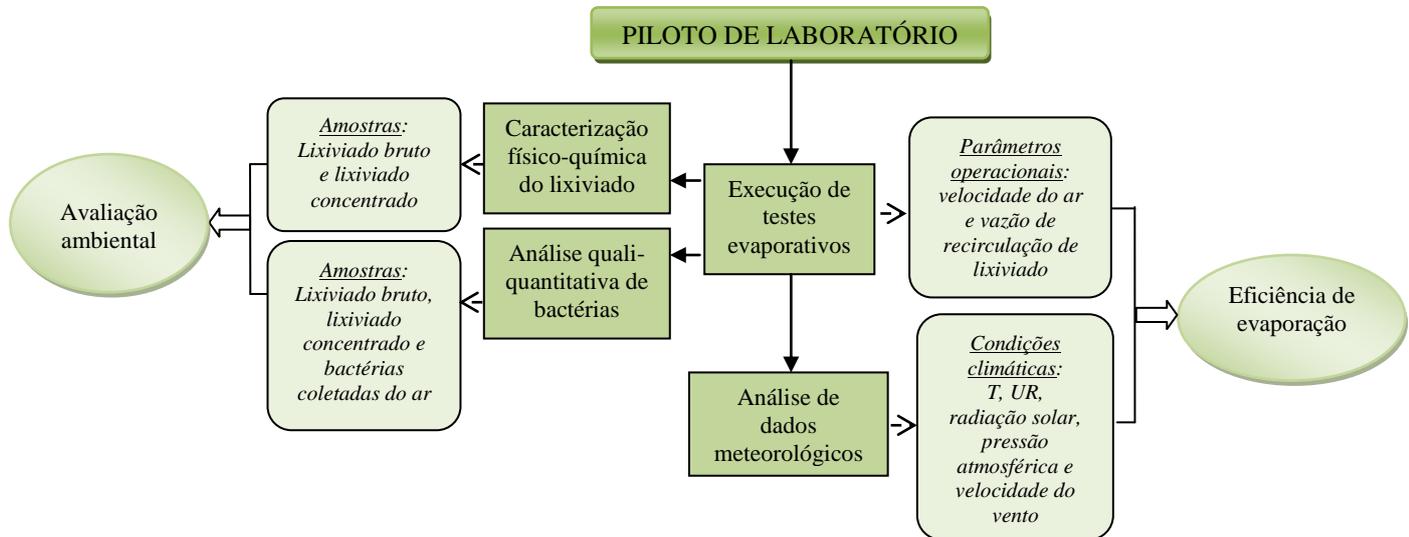
A intensidade de cada banda e a sua posição em um perfil de populações, resultante do padrão de bandejamento obtido por DGGE, provavelmente representam, segundo Muyzer, De Waals e Uitterlinden (1993) a abundância relativa de uma espécie em particular na população. Porém, bandas em posições idênticas no gel de DGGE não são, necessariamente, derivadas da mesma espécie, assim como em uma mesma banda é possível que se tenha mais de uma espécie bacteriana (SEKIGUCHI et al., 2001).

O DGGE, por ser uma técnica de análise comparativa, permite diferenciar estruturas de comunidades microbianas pelo padrão de bandejamento gerado pela migração dos *amplicons* (AGNELLI et al., 2004).

3 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia adotada para o desenvolvimento da pesquisa está descrita neste capítulo. No fluxograma seguinte – Figura 3 apresentam-se, resumidamente, as atividades desenvolvidas em cada etapa do estudo.

Figura 3 - Fluxograma da metodologia adotada para o estudo.



Fonte: A autora.

Para a efetivação da pesquisa foi construída, na área de experimentação do Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO), uma unidade experimental e, para a realização dos testes evaporativos, foi utilizado o lixiviado proveniente do Aterro Sanitário de Canhanduba.

3.1 ATERRO SANITÁRIO DE CANHANDUBA

O lixiviado utilizado na pesquisa proveio do Aterro Sanitário de Canhanduba (Figura 4), localizado na Comunidade Agrícola de Canhanduba, no município de Itajaí, em Santa Catarina. As coordenadas do local são 728173.76m W e 7013853.09m S (sistema métrico Universal Transversa de Mercator - UTM), cerca de 100 km da capital do estado, Florianópolis (ARROYO et al., 2010).

Antes da década de 90 o local era utilizado como depósito de resíduos (“lixão”). Em 1991, foram realizadas melhorias no local, como serviços de terraplenagem e drenagem de líquidos percolados, e iniciada a operação do aterro controlado. Em 2003, a atual empresa que opera o aterro assumiu o controle do antigo lixão, fazendo a recuperação da área com técnicas de engenharia e transformando o antigo depósito em aterro sanitário (SECRETARIA DE OBRAS E SERVIÇOS MUNICIPAIS, 2005). No dia 17 de julho de 2006, a operação do AS foi iniciada, após regularização ambiental da área junto à FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina e licenciamento junto à Prefeitura de Itajaí. A Empresa Ambiental Saneamento e Concessões (AMBSC) é a responsável pela coleta dos resíduos, pelos serviços de limpeza das vias do município de Itajaí e pelo gerenciamento e operação do AS.

O aterro recebe resíduos sólidos domiciliares, de limpeza e de varrição, de algumas empresas e também de serviços de saúde, dos municípios de Itajaí e de Balneário Camboriú. O histórico de deposição no aterro pode ser visualizado na Tabela 10. Nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro a quantidade de resíduos é maior, visto o aumento da população neste período. A média de recebimento de resíduos, em 2012, foi de aproximadamente 10.000 toneladas por mês (AMBSC, 2012).

A área total do aterro é de 275.200 m² (área do aterro, instalações de apoio e estação de tratamento do lixiviado). A altura das células de resíduos é de 4 m, sendo que o aterro possui, atualmente, 5 camadas de resíduos, ou seja, tem altura total de 20 m. O método de aterramento dos resíduos sólidos é o método da área. A vida útil prevista, em projeto, é de 23 anos, que pode se estender, conforme o programa de coleta seletiva (AMBSC, 2012).

Tabela 10 - Histórico de deposição de resíduos sólidos no Aterro Sanitário de Canhanduba, em toneladas, de 2006 a 2012.

MÊS/ANO	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Média mensal
Janeiro	10.665	10.897	9.266,98	11.234,02	11.441,12	12.199,16	12.659,03	11.194,62
Fevereiro	8.058	9.171	9.110,87	11.121,38	9.766,34	9.485,66	10.784,72	9.642,57
Março	8.628	9.243	8.608,04	10.560,10	9.570,28	9.617,96	10.408,84	9.519,46
Abril	7.158	8.659	7.889,01	8.667,71	8.317,88	8.375,87	9.405,54	8.353,29
Maiο	7.062	8.828	7.413,54	7.654,96	8.466,49	8.542,43	9.354,94	8.188,91
Junho	6.773	7.228	6.735,92	7.674,90	8.132,44	8.158,74	8.917,20	7.660,03
Julho	7.201	7.181	7.551,73	8.086,62	8.400,02	8.599,66	8.742,97	7.966,14
Agosto	7.266	7.054	7.409,55	8.216,28	7.978,42	8.759,46	9.265,01	7.992,67
Setembro	6.986	7.468	7.301,73	8.694,04	8.105,01	9.115,38	8.883,53	8.079,10
Outubro	7.688	8.218	7.955,60	8.782,35	8.798,85	9.027,89	9.605,34	8.582,29
Novembro	7.775	7.872	8.807,16	8.718,24	9.059,64	9.195,35	9.825,99	8.750,48
Dezembro	9.187	9.388	11.690,30	10.558,94	11.024,89	10.972,50	11.765,84	10.655,35
TOTAL	94.447	101.207	99.740	109.970	109.061	112.050	119.619	

Fonte: AMBSC (2012).

Foram realizados e publicados apenas dois estudos, referentes à caracterização dos resíduos depositados no Aterro de Canhanduba, mais especificamente os resíduos provenientes do município de Itajaí. Os resultados obtidos estão explicitados na Tabela 11.

Tabela 11 - Composição gravimétrica média dos resíduos dispostos no Aterro Sanitário de Canhanduba nas quatro estações do ano.

Componentes	Primavera (outubro/2006)¹	Verão (janeiro/2008)²	Outono (abril/2007)¹	Inverno (julho/2008)²	Média (%)
Papel	3,1	6,2	6,4	4,6	5,07
Papelão	7,5	6,3	9,0	8,8	7,90
Vidro	4,1	2,3	3,0	4,6	3,51
Matéria orgânica	39,0	29,1	35,5	35,7	34,82
Metal ferroso	1,3	1,7	2,8	1,7	1,90
Metal não ferroso	0,2	0,8	0,5	0,2	0,45
Plástico duro	8,0	5,9	6,3	2,8	5,76
Plástico filme	7,5	9,3	9,8	4,0	7,67
PET	2,6	2,0	2,0	0,6	1,84
Borracha	1,9	0,5	0,6	0,05	0,76
Pano/trapo	5,4	6,9	3,5	6,9	5,73
Cerâmica	0	0	0,3	0	0,075
Madeira	0,9	0,3	1,0	1,7	0,72
Couro	0,1	0,1	0	0	0,047
Poda de jardim	0,5	3,5	0,7	0,9	1,42
Outros rejeitos*	22,3	25,0	23,0	28,1	24,57

* Rejeitos incluem: fraldas, terra areia, papel higiênico, medicamentos, pilhas, etc. Fontes: Adaptado de 1 - Formighieri (2007); 2 - Sonda (2008).

A vazão média atual de lixiviado coletado é de $157 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. O sistema de tratamento do lixiviado é composto por: duas lagoas anaeróbias (Lagoa 1 – 11.200 m^2 e Lagoa 2 – 3.500 m^2), operadas em série, um sistema de lodos ativados, uma lagoa facultativa (2.800 m^2) e um sistema de desinfecção (radiação ultravioleta). O pré-tratamento físico-químico encontra-se desativado. O lixiviado bruto é composto por duas parcelas: das células em operação (construídas e operadas a partir de 2006) e da área recuperada (aterro controlado encerrado – com idade superior a 10 anos) (AMBSC, 2012).

Figura 4 - Aterro Sanitário de Canhanduba – Vista aérea.



Fonte: AMBSC (2012).

3.2 UNIDADE EXPERIMENTAL – PILOTO DE LABORATÓRIO

3.2.1 Instalação/adequação da unidade experimental

A unidade experimental utilizada neste estudo foi a mesma empregada em trabalho de mestrado precedente, onde também avaliou-se a evaporação de lixiviado de aterro sanitário. Algumas modificações foram realizadas na unidade experimental, também designada “piloto de laboratório”, com o intuito de se promover uma melhor eficiência de evaporação, para que o trabalho na mesma fosse facilitado e que se tivesse maior segurança na sua utilização.

Para a confecção da unidade experimental utilizou-se uma torre de resfriamento (Figura 5), similar às utilizadas em indústrias de trocadores de calor, a qual foi ajustada para a evaporação de lixiviado. A torre de resfriamento adaptada, que é o próprio sistema de evaporação, é de plástico reforçado de engenharia e possui as seguintes dimensões: 1,43 m de comprimento, 0,71 m de largura e 1,33 m de altura (HD EQUIPAMENTOS, 1999). Esta torre foi dividida longitudinalmente em três partes: (1) na parte superior está localizado um ventilador e um sistema de distribuição/aspersão de lixiviado; (2) na parte central têm-se um painel de evaporação disposto transversalmente e um eliminador/retentor de gotas e; (3) na parte inferior tem-se uma bacia de retenção. Uma esquematização do interior da torre está apresentada na Figura 6. A torre é da marca HD Equipamentos, modelo HD-1102, da série 400 (HD EQUIPAMENTOS, 1999).

Figura 5 - Torre de resfriamento do projeto.

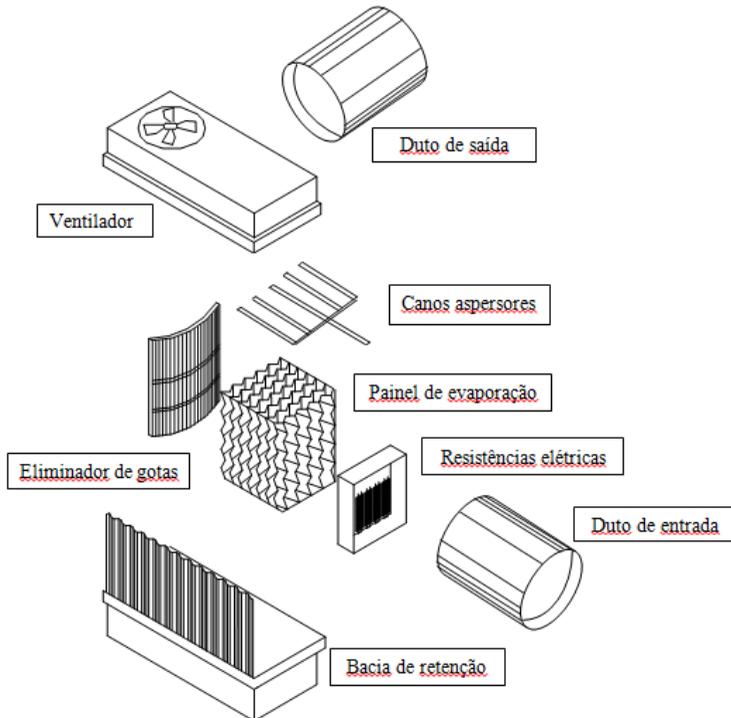


Fonte: HD Equipamentos (1999).

O ventilador axial, localizado na parte superior, possui cubo em alumínio e pás em *nylon* e tem um motor elétrico TFVE-IP-55. O diâmetro do ventilador é de 0,5 m (HD EQUIPAMENTOS, 1999). O sistema de aspersão de lixiviado (Figura 7), também instalado na extremidade superior da torre, é constituído por: cinco canos de PVC perfurados, de 45 cm de comprimento, seis canos de PVC de 6 cm, quatro tês, dois registros e uma curva, todos de 20 mm de diâmetro. Os cinco canos perfurados estão interligados entre si, com espaçamento de 6 cm, e os mesmos estão distribuídos acima do painel evaporativo (cerca de 20 cm). Este sistema de aspersão se refere à quarta e última modificação realizada no sistema. A discussão sobre os três sistemas anteriores testados está apresentada no Apêndice A - “Ensaio

preliminares utilizando diferentes sistemas de aspersão”. A bacia de retenção, presente na parte inferior da torre, tem capacidade de armazenar um volume de 220 L.

Figura 6 - Sistema de evaporação – Torre de resfriamento adaptada ao estudo.



Fonte: Adaptado de Fenelon (2011).

Figura 7 - Sistema de aspersão de lixiviado.

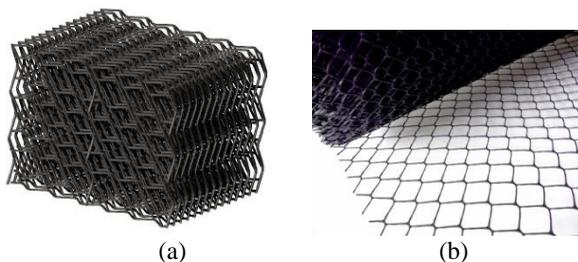


Fonte: A autora.

Os enchimentos de contato utilizados em torres de resfriamento de fluidos foram escolhidos como materiais para compor o painel de evaporação do experimento. O modelo escolhido foi o enchimento de contato tipo “GRT” (Figura 8a) também da empresa HD Equipamentos. Este enchimento é constituído por blocos de grades trapezoidais de ondas cruzadas e é de polipropileno (HD EQUIPAMENTOS, 1999). Este material possui uma área específica de $27 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$.

Para aumentar a área específica, com o intuito de promover uma melhor eficiência de evaporação e poder comparar com outros trabalhos realizados nesta área, foi utilizada uma tela (Figura 8b) para ser entrelaçada ao enchimento de contato. A tela utilizada é de polietileno de alta densidade (PEAD) e possui malha hexagonal, de $\frac{1}{2}$ polegada (CATUMBI, 2013). Os painéis evaporativos, utilizados em alguns estudos de evaporação de lixiviados, possuem áreas específicas de $200 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ e são estruturas patenteadas de fabricação europeia.

Figura 8 - (a) Enchimento de contato tipo “GRT” e (b) Tela de PEAD.



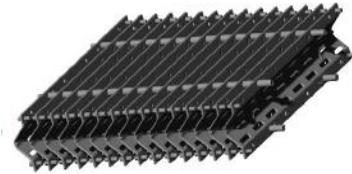
Fontes: (a) HD Equipamentos (1999) e (b) Catumbi (2013).

Assim, para que fosse possível verificar a metragem de tela necessária para elevar a área específica a $200 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$, um cálculo baseado no Princípio de Arquimedes foi efetuado. O enunciado do princípio especifica que “todo corpo mergulhado em um fluido (líquido ou gás) sofre, por parte do fluido, uma força vertical para cima, cuja intensidade é igual ao peso do fluido deslocado pelo corpo” (PRASS, 2011). Essa força vertical, com sentido ascendente, é denominada empuxo e equivale ao peso do espaço de vazios que o material contém. Desta forma, é possível determinar a área específica da tela. Após cálculos efetuados por Fenelon (2011) foi concluído que, para elevar a área da superfície de contato, era necessário entrelaçar 4,33 m de tela ao painel evaporativo. Deste modo, a área específica passou de 27 para 200

$\text{m}^2 \cdot \text{m}^3$. O painel de evaporação ficou composto, desta forma, por duas placas alveolares, com dimensões de 60 x 30 x 50 cm e 60 x 30 x 60 cm (base x altura x espessura), totalizando um volume de 0,2 m^3 e ocupando uma área projetada ao solo de 0,36 m^2 .

O retentor ou eliminador de gotas (Figura 9) é de polipropileno e possui perfil em onda aerodinâmico. As perdas de gotas são limitadas a 0,01 % da vazão de água e tem alta resistência térmica (90 °C) e mecânica, assim como o painel de evaporação (HD EQUIPAMENTOS, 1999).

Figura 9 - Retentor de gotas.



Fonte: HD Equipamentos (1999).

Na unidade experimental foram instalados, junto à torre, dois dutos de ar, um de entrada e outro de saída, fabricados em alumínio tipo TDC flangeado. No duto de entrada, têm-se peças de resistências elétricas de aquecimento tubulares aletadas (Figura 10), do tipo radiador, sendo duas de 3.000 W cada e seis de 500 W cada. Para evitar o superaquecimento da unidade experimental um termostato com regulação de temperatura foi instalado.

Figura 10 - Resistências elétricas tubulares.



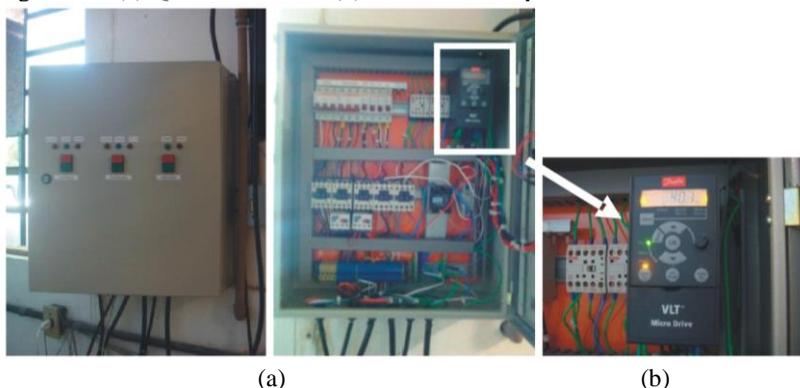
Fonte: A autora.

Um conjunto de mangueiras de silicone e de tubulações de PVC de 3/4 e de 1/2 polegada de diâmetro, e peças acessórias como registro, tês, uniões, curvas, cotovelos e caps interligam as partes constituintes da unidade experimental. Dois sensores de nível e uma boia foram

adquiridos e instalados no piloto. Duas motobombas centrífugas elétricas, uma da marca Eletroplás, modelo ECS-50M, de 1/2 cv (GMEG, 2013), e outra da marca Schneider, modelo BCR-2000, de 1/3 cv foram instaladas junto à unidade (SCHNEIDER, 2011).

Para o controle do processo foi construído um quadro elétrico (Figura 11) e instalados sensores de temperatura (T) e umidade relativa (UR). Uma balança analítica foi adquirida para obtenção de dados no experimento. A balança eletrônica é da marca Toledo, modelo 2098, com capacidade de medição máxima de 120 kg (TOLEDO, 2011). Também fazem parte do sistema três reservatórios de fibra de vidro, dois com capacidades de 2.000 (reservatórios externos) e um de 100 litros, este último denominado de reservatório superior. Um computador, dois programas computacionais e um módulo de aquisição de dados completam a unidade experimental.

Figura 11 - (a) Quadro elétrico e (b) Inversor de frequência.

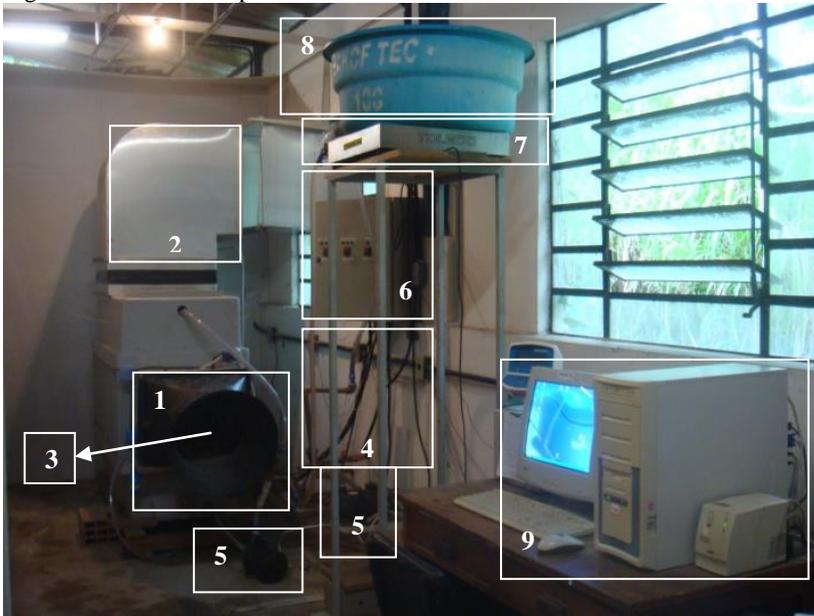


Fonte: A autora.

As modificações realizadas na unidade experimental, a partir do sistema original, sem contar as efetuadas para os testes preliminares, foram: mudança no sistema de distribuição de lixiviado, instalação das seis peças de resistências aquecedoras, de 500 W cada, e do termostato, inserção de dois sensores de nível, inclusão de uma motobomba, para a recirculação do lixiviado e a instalação de uma linha hidráulica para tal, compra de um reservatório de 2.000 L, troca da balança analítica e desenvolvimento do programa para o registro dos dados de peso.

A Figura 12 ilustra a unidade experimental utilizada no estudo.

Figura 12 - Unidade experimental do estudo.



1 – Duto de entrada; 2 – Duto de saída; 3 – Resistências elétricas; 4 – Mangueiras e tubulações; 5 – Motobombas centrífugas; 6 – Quadro elétrico; 7 – Balança analítica; 8 – Reservatório superior; 9 – Computador. Fonte: A autora.

3.2.2 Funcionamento da unidade experimental

A partir do quadro elétrico iniciava-se a operação de todo o sistema: pelo acionamento dos disjuntores que ligavam e desligavam as resistências elétricas, pelo acionamento e comando do inversor de frequência que ativava e controlava a velocidade do motor de ventilação e pelo acionamento das chaves que ligavam e desligavam as duas motobombas centrífugas.

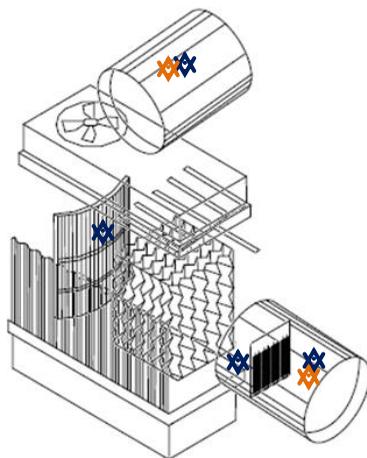
As oito resistências elétricas foram agrupadas e instaladas em dois conjuntos, de 4.500 W cada, sendo um deles variável (R_1) e outro não variável (R_2); ou seja, era possível variar a temperatura do primeiro conjunto de resistências (R_1), pela sua potência de saída (0 a 4.500 W), ao contrário do segundo que, quando acionado, obtinha-se sempre a mesma potência (máxima), de 4.500 W.

A variação da velocidade do ar era feita no inversor de frequência, instalado no quadro elétrico (Figura 11b), onde a regulação

era feita manualmente, controlando-se este parâmetro como desejado. A velocidade máxima era de 6 m.s^{-1} (60 Hz de frequência).

Para o monitoramento do processo, alguns sensores foram instalados em diversos pontos da unidade experimental (Figura 13), para a obtenção de dados de T e de UR. Os quatro sensores de temperatura foram instalados e os mesmos se localizavam: no duto de entrada de ar (T_{entrada}), após as resistências elétricas (T_1), no retentor de gotas (T_2) e no duto de saída de ar ($T_{\text{saída}}$). Com relação aos sensores de umidade, foram instalados dois: um no duto de entrada (UR_{entrada}) e outro no duto de saída de ar ($UR_{\text{saída}}$).

Figura 13 - Localização dos sensores de temperatura e umidade relativa do ar.



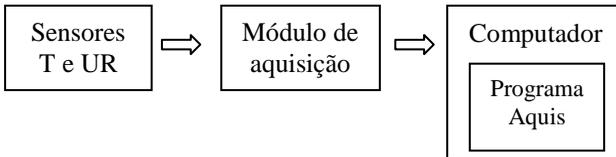
✱ - sensor de umidade relativa do ar; ✱ - sensor de temperatura do ar.
Fonte: A autora.

Os dados registrados pelos seis sensores eram enviados a um módulo de aquisição, também chamado de caixa registradora, que enviava os mesmos ao computador do projeto, isto é, este módulo fazia a interface entre os sensores e o computador (ou programa). Um programa computacional de aquisição dos parâmetros – T e UR –, denominado Aquis, foi desenvolvido para armazenar estes dados. Para elucidar melhor o funcionamento tem-se a Figura 14.

Além dos dados de T e UR, dados de peso, obtidos por meio da balança analítica e registrados por um programa computacional, eram armazenados no computador do sistema. A balança analítica foi instalada abaixo do reservatório superior para a medição de peso. A

variação dos pesos registrada pela balança indicava a evaporação do líquido no sistema, auxiliando, desta forma, na contabilização da quantidade do volume evaporado a cada teste.

Figura 14 - Aquisição de dados de temperatura e umidade relativa do ar.



Fonte: A autora.

3.2.3 Operação e monitoramento da unidade experimental

Para a preparação do sistema como um todo, inicialmente, efetuaram-se testes de evaporação com água. Estes testes foram imprescindíveis para verificar se o funcionamento das partes e do todo estava ocorrendo adequadamente. Alguns ajustes foram realizados, principalmente nas tubulações de ligação entre as suas partes constituintes, para evitar vazamentos. Conforme citado anteriormente, houve modificações no sistema de aspersão durante o período de experimentação. Deste modo, a operação da unidade experimental, utilizando água nos testes, foi feita de forma diversa da que ocorreu com lixiviado. Será, aqui, descrita a operação feita com lixiviado. Para os testes com água a operação está descrita no Apêndice A – “Ensaio preliminares utilizando diferentes sistemas de aspersão”.

O lixiviado utilizado no estudo foi armazenado em dois reservatórios de fibra de vidro de 2.000 L, localizados no pátio da área de experimentação do LARESO. No ponto de saída do reservatório externo de armazenamento principal (conectado à unidade experimental) havia um filtro, de tela do tipo “mosquiteiro”, de 0,25 mm de diâmetro, cuja função era de evitar a passagem de materiais grosseiros que pudessem comprometer o sistema hidráulico do experimento (bombas, tubulações, sistema de distribuição de lixiviado, etc.).

Para iniciar os testes evaporativos, o lixiviado era, primeiramente, encaminhado do reservatório externo para um reservatório superior de fibra de vidro, com capacidade de 100 L, localizado a três metros de altura do solo. Este abastecimento ocorria pelo acionamento de uma das motobombas centrífugas, que

possibilitava a passagem do lixiviado entre os reservatórios por um sistema de recirculação do tipo “cisterna-caixa d’água”.

O líquido descia, então, por gravidade, através de uma mangueira de $\frac{3}{4}$ de polegada, acoplada ao reservatório, até à bacia de retenção da torre de evaporação. Através de outra mangueira de $\frac{3}{4}$ de polegada, o líquido era conduzido da bacia de retenção ao sistema de aspersão, em um sistema de recirculação contínuo, com a utilização de uma das motobombas centrífugas. O líquido era distribuído igualmente por toda a superfície do painel evaporativo. A partir do painel, o fenômeno da evaporação se processava, auxiliado pelo ventilador e pelas resistências elétricas, que garantiam a evaporação do lixiviado e a exaustão dos vapores formados.

Os líquidos conduzidos juntamente com o evaporado eram retidos no eliminador de gotas. Este dispositivo tinha por finalidade permitir apenas a saída de gases/vapores do sistema, pelo duto de saída de ar. Os líquidos impedidos de sair retornavam à bacia de retenção.

Com o decorrer do processo evaporativo, ocorria uma mudança no nível do líquido presente na bacia de retenção. Uma boia de nível, instalada na bacia, permitia que o lixiviado armazenado no reservatório superior descesse por gravidade e reabastecesse o sistema. O “zero” do sistema era o volume máximo de armazenamento da bacia de retenção, ou seja, 220 L (nível sempre mantido antes do início de cada teste). Quando era atingido o nível mínimo de lixiviado no reservatório superior, outro sensor de nível, lá instalado, acionava a motobomba centrífuga para reencher o sistema (do reservatório externo para o superior).

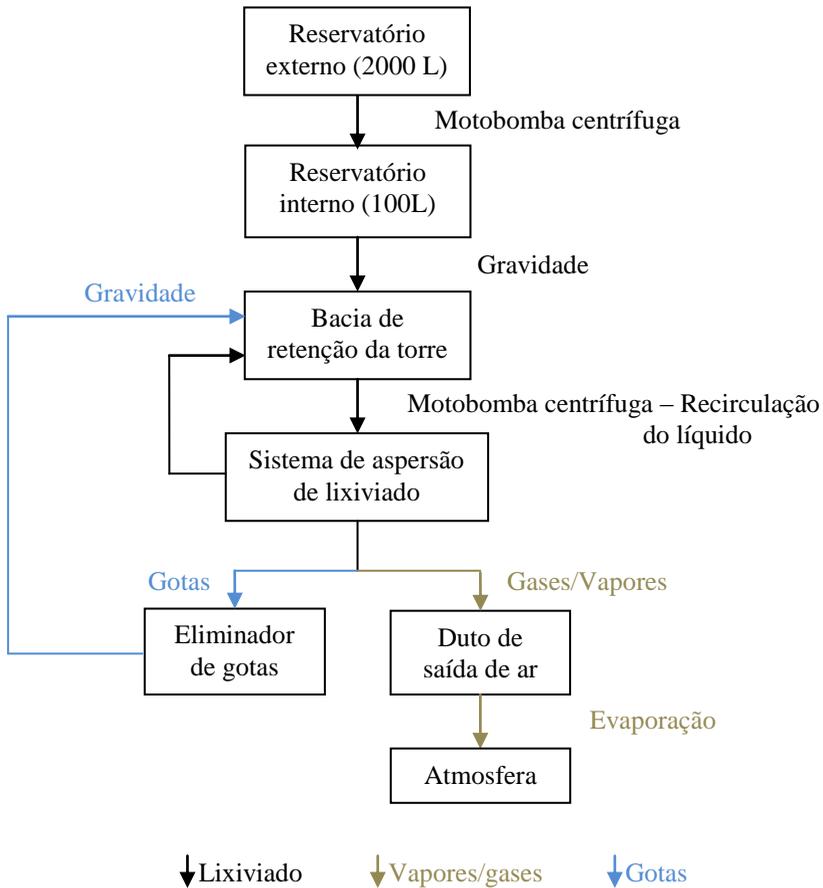
Na Figura 15, ilustra-se o “caminho” percorrido pelo lixiviado no piloto, durante os testes de evaporação.

3.2.4 Variação das condições operacionais na unidade experimental

Com o intuito de avaliar a influência das condições operacionais no processo evaporativo, a velocidade do ar e a vazão de recirculação de lixiviado na unidade experimental foram variadas.

A partir do inversor de frequência, onde era possível variar a velocidade do ventilador de zero a 6 m.s^{-1} , pode-se simular diferentes velocidades do ar (simulando a condição climática “velocidade do vento”). Escolheram-se as velocidades de 0,5, 1,0, 1,5, 2,0, 2,5, 3,0, 3,5, 4,0, 4,5, 5,0, 5,5 e $6,0 \text{ m.s}^{-1}$ para a operação do piloto.

Figura 15 - Fluxograma do lixiviado na unidade experimental.



Fonte: A autora.

As vazões de recirculação de lixiviado, medidas na saída do sistema de aspersão, foram ajustadas, variando-se a abertura do registro existente, acoplado ao sistema hidráulico de recirculação de lixiviado. As duas vazões médias resultantes (medidas em triplicata) foram de: $Q_1 = 700 \text{ L.h}^{-1}$ e $Q_2 = 500 \text{ L.h}^{-1}$, para registro totalmente aberto e meio aberto, respectivamente.

Para simular a condição climática “temperatura do ar” na unidade experimental seria necessário variar a potência de saída do

conjunto de resistências R_1 . Porém, este parâmetro não foi considerado devido aos fatos expostos a seguir.

No dia 18 de junho de 2012, variou-se a velocidade do ar no sistema de 0,5 a 6 m.s^{-1} (a intervalos de 0,5 m.s^{-1}) e anotou-se o valor de temperatura pós-resistência (T_1) obtido para cada velocidade. Os resultados estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Combinações de velocidade do ar e temperaturas pós-resistências.

Velocidade do ar (m.s^{-1})	Potência de saída da resistência R_1 (%)	Temperatura média T_1 ($^{\circ}\text{C}$)
6,0	99	25,8
5,5	99	26,0
5,0	99	27,0
4,5	99	28,2
4,0	99	29,2
3,5	99	31,2
3,0	99	33,5
2,5	99	36,8
2,0	99	41,2
1,5	99 / 85 / 50	50,0 / 47,1 / 43,3
1,0	99 / 70 / 50	60,6 / 57,3 / 54,3
0,5	45 / 1 / somente R_2 *	63,0 / 60,4 / 38,6

Os valores das potências de saída apresentados na tabela se referem aos valores da resistência variável, R_1 . Estes valores, somados à resistência R_2 , resultam nas temperaturas apresentadas. * somente a resistência R_2 ligada. Fonte: A autora.

Verificou-se que só eram obtidas temperaturas acima de 40 $^{\circ}\text{C}$ para velocidades do ar menores que 2,0 m.s^{-1} . Temperaturas mais baixas não eram o foco do estudo, pois já tinham sido avaliadas em estudo precedente (Fenelon, 2011).

Em dias subsequentes fizeram-se novas medições, das possíveis combinações entre velocidades de ar e de temperatura pós-resistência e verificou-se que, selecionando-se a mesma velocidade do ar e a mesma potência de saída da resistência R_1 , obtinha-se uma temperatura diversa da encontrada nos dias anteriores. Isto ocorreu, provavelmente, devido às variações das condições do tempo nos dias em que foram avaliadas as combinações entre estes dois parâmetros.

Deste modo, considerando que os testes com variação de temperatura seriam somente efetuados para baixas velocidades do ar e que não seria possível obter as mesmas temperaturas (pós-resistência), visto às variações de acordo com a temperatura ambiente (temperatura externa), a “temperatura pós-resistência” não foi avaliada como um

parâmetro operacional; a temperatura pós-resistência, assim como as demais, foram somente medidas pelos sensores instalados, sendo consideradas apenas parâmetros de controle.

3.3 TESTES EVAPORATIVOS COM LIXIVIADO

O lixiviado bruto utilizado no experimento foi transportado no dia 1º de outubro, por um caminhão pipa, do aterro sanitário até o local de experimentação e foi armazenado nos dois reservatórios externos existentes. Para a coleta de 4.000 L, os responsáveis pelo AS desviaram o lixiviado bruto advindo da área de disposição de resíduos (que seguiria para tratamento) para uma lagoa pulmão.

Os testes de evaporação iniciaram-se no dia 04 de outubro. A primeira batelada de testes foi feita com a vazão de recirculação Q_1 e a segunda, com a vazão Q_2 . Foram 12 testes de oito horas cada, com velocidades de ar de 0,5, 1,0, 1,5, 2,0, 2,5, 3,0, 3,5, 4,0, 4,5, 5,0, 5,5 e 6,0 $m.s^{-1}$, para cada batelada. A segunda batelada foi finalizada no dia 08 de novembro.

A partir dos resultados dos 24 testes, foram efetuados mais 12 testes, seis com a vazão Q_1 e seis com a Q_2 , com o objetivo de repetir aqueles testes em que houve uma grande diferença no volume evaporado, utilizando vazões diferentes. A terceira batelada iniciou no dia 09 de novembro e foi concluída no dia 28 de novembro.

O intervalo de gravação dos parâmetros – temperatura do ar, umidade relativa do ar e peso/massa de lixiviado – foi de 10 minutos. O registro dos dados pelo programa da balança foi automático, entretanto, para o Aquis, teve que ser feito de forma manual, pois o mesmo apresentou problemas.

No início de cada teste, o peso inicial de lixiviado armazenado no reservatório superior era registrado pelo programa computacional. No final das oito horas, o peso de lixiviado era também registrado pelo programa da balança. O peso final (total evaporado) era obtido (anotado) somente no dia seguinte. Isto ocorreu devido ao fato de que havia um atraso de reabastecimento de lixiviado do reservatório superior para a bacia de retenção, provocado pela boia instalada no interior da unidade experimental. Assim, o “zero” do sistema (220 L de lixiviado na bacia de retenção) era atingido após a conclusão das oito horas de teste.

3.4 ANÁLISE DE DADOS METEOROLÓGICOS

Analisando-se os valores de eficiência obtidos durante a realização dos testes preliminares (efetuados com água, com bicos pulverizadores), verificou-se que os mesmos poderiam estar sendo afetados pelas condições do tempo. Com base nesta hipótese inicial e em informações provenientes de trabalhos realizados com evaporação de lixiviados, fez-se mister investigar se as condições meteorológicas poderiam estar influenciando no processo evaporativo, já que o mesmo ocorria em um sistema semi-fechado. Outro fator de investigação foi com relação aos bioaerossóis. Da mesma forma, as concentrações de bactérias coletadas do ar, dadas em UFC.m^{-3} , poderiam estar relacionadas com as condições meteorológicas.

Deste modo, solicitaram-se dados à EPAGRI/CIRAM – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de SC/ Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de SC e também ao LEPTEN/LABSOLAR – Laboratórios de Engenharia de Processo de Conversão e Tecnologia de Energia da UFSC.

A estação meteorológica da EPAGRI/CIRAM localiza-se em São José (SC), com coordenadas: latitude $27^{\circ}36'07''$ e longitude $48^{\circ}37'11''$ e a do LEPTEN/LABSOLAR se encontra no Centro Tecnológico (CTC), no Departamento de Engenharia Mecânica, Bloco A3, no campus da UFSC. Os dados das estações são obtidos a cada 1 hora e a cada 10 minutos, respectivamente.

Para a EPAGRI/CIRAM foram solicitados dados de temperaturas mínima, média e máxima do ar ($^{\circ}\text{C}$), radiação solar (W.m^{-2}) e pressão atmosférica (mb) para verificação da influência destes parâmetros no processo evaporativo. Já, para o LEPTEN/LABSOLAR foram solicitados dados de temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$), radiação solar (W.m^{-2}), pressão atmosférica (mb), umidade relativa do ar (%) e velocidade média do vento (m.s^{-1}), para verificação da influência no processo de evaporação e também para relacionar os parâmetros com as concentrações de UFC.m^{-3} coletadas do ar circunstante à unidade experimental.

A estação da EPAGRI/CIRAM não está inserida na área onde os experimentos foram conduzidos, porém era a única que dispunha de todos os dados necessários para as análises (todo o período de experimentação). Apesar da estação do LEPTEN/LABSOLAR estar bastante próxima à unidade experimental, o registro dos dados do mês de novembro foi inviabilizado, de acordo com o técnico do laboratório e, por este motivo, a análise da interferência das condições do tempo no

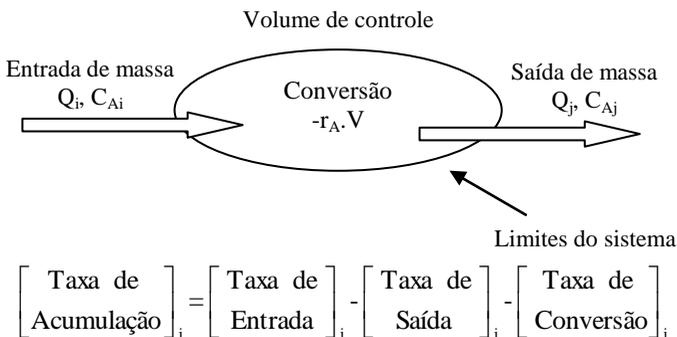
processo evaporativo não cobriu todo o período de experimentação – apenas 38 % de todos os testes efetuados.

Para a análise estatística dos dados foi utilizado o programa computacional Statistica 7.0.

3.5 EFICIÊNCIA DE EVAPORAÇÃO

A eficiência da evaporação no piloto pode ser calculada através do balanço de massa no sistema. O balanço de massa é uma aplicação do princípio da lei de conservação de massa para a análise de sistemas físicos. Por este princípio, pressuposto verdadeiro por Lavoisier em seus trabalhos (MARTINS e MARTINS, 1993), a matéria não pode ser criada, nem destruída espontaneamente, pode apenas transformar-se. Em sistemas isolados, a quantidade total de massa permanece constante. Porém, em sistemas abertos, há uma variação da mesma. A massa que entra em um sistema durante um intervalo de tempo é igual à massa que deixa o sistema mais a massa acumulada no sistema durante o intervalo de tempo considerado (Figura 16).

Figura 16 - Balanço de massa.



Fonte: Adaptado de Corseuil (2011).

De modo simplificado, considerando-se que não exista nenhuma reação (taxa de conversão = 0), pode-se escrever a equação geral do balanço de massa, em função do tempo, conforme segue (Equação 2):

$$\begin{aligned}
 \text{Massa do sistema no tempo (t)} &= \text{mvc}_{(t)} + \mathbf{m_0} \\
 \text{Massa do sistema no tempo (t+\Delta t)} &= \text{mvc}_{(t+\Delta t)} + \mathbf{m_f} \\
 \mathbf{m} &= \text{mvc}_{(t)} + \mathbf{m_0} = \text{mvc}_{(t+\Delta t)} + \mathbf{m_f} \\
 \text{mvc}_{(t+\Delta t)} - \text{mvc}_{(t)} &= \mathbf{m_0} - \mathbf{m_f} \\
 (\text{mvc}_{(t+\Delta t)} - \text{mvc}_{(t)})/\Delta t &= \mathbf{m_0}/\Delta t - \mathbf{m_f}/\Delta t
 \end{aligned}
 \tag{2}$$

onde: mvc = massa do volume de controle

m_0 = massa inicial (t = 0)

m_f = massa final (t = i)

Para se proceder aos cálculos de eficiência de evaporação foi considerada toda a unidade experimental como volume de controle, incluindo, desta forma, o reservatório superior. Assim, não existia entrada de massa no sistema. A massa acumulada era a que estava dentro do sistema, ou seja, na bacia de retenção e no reservatório superior, sendo que a massa na bacia de retenção era constante - no início e no final dos testes a massa era sempre a mesma (220 L). A massa que saía do sistema era o volume de lixiviado evaporado durante os testes de evaporação. Não foram consideradas as perdas por evaporação natural que, porventura, poderiam estar ocorrendo no sistema, já que o mesmo não era isolado. Assim, a Equação 3 foi aplicada ao estudo, considerando Δt o mesmo para todos os testes efetuados (8 horas):

$$\begin{aligned}
 \text{Massa evaporada} &= (\mathbf{m_0} - \mathbf{m_f}) / \mathbf{m_0} \\
 \text{Eficiência de evaporação (\%)} &= [(\mathbf{m_0} - \mathbf{m_f}) / \mathbf{m_0}] \times 100
 \end{aligned}
 \tag{3}$$

Os valores de peso registrados pela balança, durante o processo evaporativo, forneceram os dados que foram utilizados no cálculo da eficiência de evaporação na unidade experimental.

A densidade do lixiviado utilizado nos experimentos era de $1,015 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$, valor este bastante próximo ao da densidade da água. Por este motivo, os valores de massa, inicial e final, foram diretamente utilizados nos cálculos de eficiência de evaporação como volume de lixiviado evaporado.

Para a análise da eficiência de evaporação, em função da variação dos parâmetros operacionais, foram utilizados os programas computacionais Excel 2010 e Statistica 7.0.

3.6 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO E DO CONCENTRADO DO PROCESSO

A coleta e a preservação das amostras de lixiviado foram realizadas conforme preconizado por APHA (2005).

A primeira caracterização físico-química do lixiviado bruto foi realizada no dia em que foram coletados os 4.000 L de lixiviado no aterro sanitário para serem usados nos testes de evaporação. As caracterizações seguintes incluíram análises físico-químicas do lixiviado bruto e do lixiviado concentrado, isto é, do líquido remanescente no reservatório superior, que não entrou no processo de evaporação – bruto – e, do concentrado, armazenado na bacia de retenção da torre, utilizado nos testes evaporativos.

A periodicidade das análises no lixiviado bruto e no concentrado ocorreu de acordo com o andamento dos testes de evaporação, conforme expresso no Quadro 5.

Quadro 5 - Dias de monitoramento e de caracterização do lixiviado.

Dia de monitoramento	Dia da caracterização
Coleta do lixiviado	01/10/12
1º teste de evaporação	03/12/12
11º teste de evaporação	22/10/12
21º teste de evaporação	05/11/12
31º teste de evaporação	20/11/12

Fonte: A autora.

O primeiro teste de evaporação ocorreu em 04/10/12, porém não foi possível fazer a caracterização do lixiviado neste dia. A caracterização, representando o primeiro dia de testes, foi feita no dia 03/12. Para que a mesma representasse mais fidedignamente o que deveria ser o primeiro dia de teste (concentrado de 8 h), toda a unidade experimental foi limpa: o concentrado da bacia de retenção foi retirado, a torre foi lavada e lixiviado “novo” foi colocado na unidade piloto.

Os parâmetros físicos e químicos analisados, bem como os equipamentos e os métodos analíticos utilizados para tais caracterizações estão indicados no Quadro 6. O OD do lixiviado foi determinado *in loco*. Os demais parâmetros foram caracterizados no LARESO e no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade.

Quadro 6 - Parâmetros físico-químicos e seus respectivos procedimentos analíticos.

Parâmetro	Método analítico	Equipamento (marca, modelo)	Referência (APHA, 2005)
Temperatura (°C)	Termométrico	Condutivímetro (Lutron, CD4303)	2550 B
OD (mg O ₂ .L ⁻¹)	Eletrométrico	Oxímetro (Alfakit, AT140)	4500-O G
pH	Eletrométrico	pHmetro (Quimis, Q-400A)	4500-H ⁺ B
Turbidez (NTU)	Nefelométrico	Turbidímetro (HACH, 2100N)	2130 B
Condutividade (mV)	Condutivimétrico	Condutivímetro (Lutron/CD-4303)	2510 B
Potencial redox (mS.cm ⁻¹)	Eletrométrico	Medidor de potencial redox (Hanna Instruments, HI991003)	2580 B
Cor (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Espectrofotômetro (HACH, DR 2800)	2120 C
Nitrito (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico		4500-NO ₂ ⁻ B
Nitrato (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico		4500-NO ₃ ⁻ B
Sulfato (mg.L ⁻¹)	Turbidimétrico		4500-SO ₄ ⁻² E
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico		4500-S ⁻² D
Fósforo (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico		4500-P C
DBO (mg O ₂ .L ⁻¹)	Teste de 5 dias	Medidor de bancada (HACH, BOD Trak)	5210 B
DQO (mg O ₂ . L ⁻¹)	Colorimétrico - Refluxo fechado	Digestor (Hach, DRB 200) e Espectrofotômetro (HACH, DR 2800)	5220 D

Quadro 6 - Parâmetros físico-químicos e seus respectivos procedimentos analíticos (Continuação).

Parâmetro	Método analítico	Equipamento (marca, modelo)	Referência (APHA, 2005)
COT (mg O ₂ .L ⁻¹)	Por combustão	TOC-V (Shimadzu, CPH)	5310 B
NTK (mg.L ⁻¹)	Digestão/Destilação Kjeldahl	Bloco digestor (VELP Cientifica, DK 20), neutralizador de gases (VELP Cientifica, Scrubber) e destilador semiautomático (VELP Cientifica, UDK 132)	4500-Norg B
Amônia (mg.L ⁻¹)	Destilação Kjeldahl/Titulométrico	Destilador semiautomático (VELP Cientifica, UDK 132) e pHmetro (Quimis, Q-400A)	4500-NH3 B e 4500-NH3 C
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Titulométrico	pHmetro (Quimis, Q-400A)	2320 B
AVT (mg.L ⁻¹)	Titulométrico	pHmetro (Quimis, Q-400A)	*
ST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Mufla (Quimis, Q318S35T), estufa (Quimis, Q317B342) e balança analítica (Shimadzu/AY-220)	2540 B
SDT (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico		2540 C
SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico		2540 D
SFT (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico		2540 E
SVT (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico		2540 E
Sólid. sedim. (mL.L ⁻¹)	Volumétrico	-	2540 F

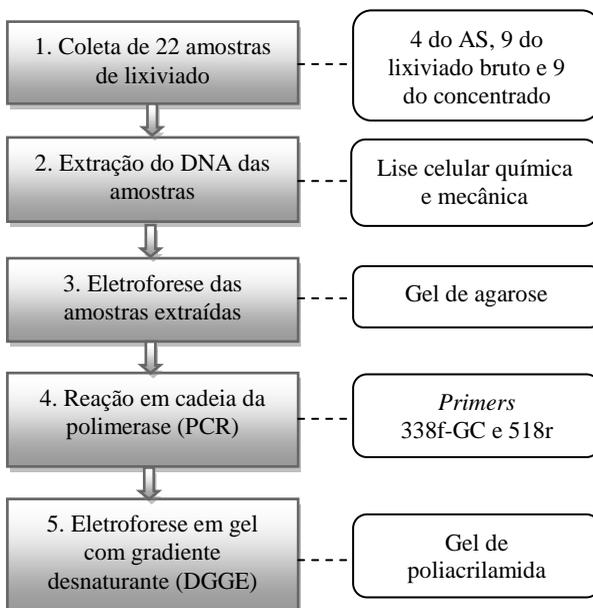
* - Metodologia de acordo com DiLallo e Albertson (1961) (Anexo A).

3.7 AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DE BACTÉRIAS

Neste estudo avaliou-se a população bacteriana presente em três diferentes extratos de análise: (1) lixiviado bruto; (2) lixiviado concentrado e; (3) as bactérias remanescentes do processamento do lixiviado, que poderiam estar sendo detectadas juntamente com os gases/vapores formados durante o processo evaporativo. Foram utilizadas, no estudo, ferramentas de biologia molecular, como PCR e DGGE, com o intuito de caracterizar o perfil das comunidades bacterianas nos extratos de análise.

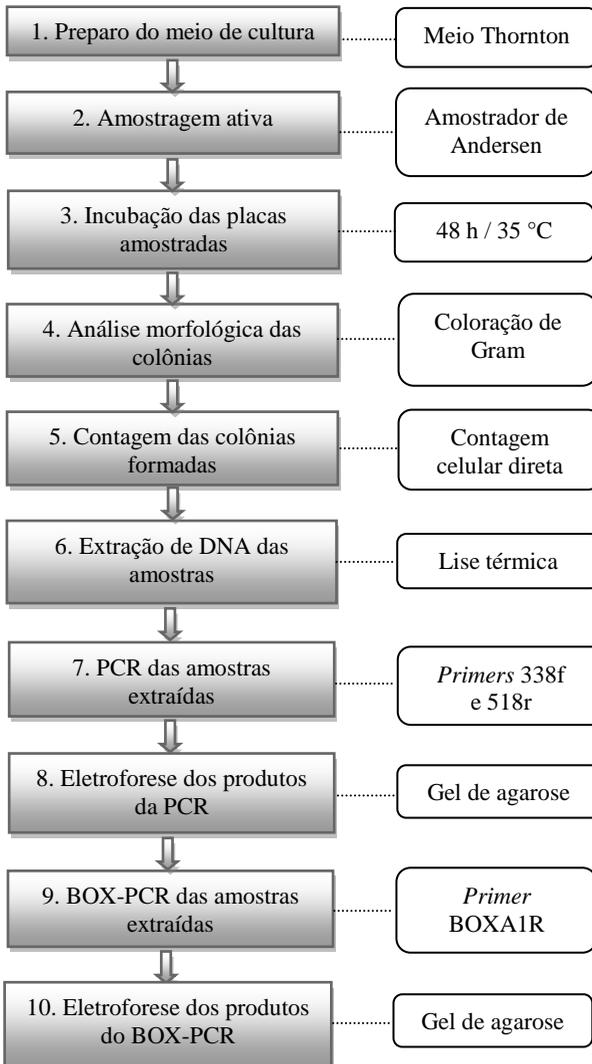
Para a análise qualitativa das bactérias presentes nas amostras de lixiviado foram desenvolvidas as atividades elencadas na Figura 17; já, para a análise quali-quantitativa das bactérias presentes nas amostras coletadas do ar, foram executadas as atividades indicadas na Figura 18. Todas as atividades de preparo, análise e caracterização foram desenvolvidas no Laboratório de Diversidade Microbiana, do Departamento de Microbiologia da UFSC (MIP).

Figura 17 - Etapas da análise qualitativa das amostras de bactérias do lixiviado.



Fonte: A autora.

Figura 18 - Etapas da análise quali-quantitativa das amostras de bactérias coletadas do ar.



Fonte: A autora.

3.7.1 Análise qualitativa das bactérias presentes nas amostras de lixiviado

3.7.1.1 Coleta de amostras de lixiviado

Quatro alíquotas de lixiviado bruto de uma lagoa pulmão do Aterro Sanitário de Canhanduba (A₁, A₂, A₃ e A₄), de 200 mL cada, foram coletadas no mesmo dia em que se procedeu a coleta do lixiviado para os testes evaporativos. As alíquotas foram coletadas com o auxílio de béqueres e armazenadas em erlenmeyers, de 250 mL, previamente esterilizados em autoclave, a 121 °C e 1 kgf.cm⁻², por 20 minutos.

Nos dias em que foram feitas as amostragens de bactérias em fase gasosa (item 3.7.2.2), foram coletadas duas alíquotas de lixiviado, de 200 mL cada, – uma do bruto (reservatório superior) e uma do concentrado (coletado a partir do sistema de aspersão), em erlenmeyers de 250 mL, para cada dia de coleta. Ao total foram coletadas 18 alíquotas, nove de lixiviado bruto (B₄, B₅, B₉, B₁₀, B₁₁, B₁₅, B₁₆, B₁₇ e B₁₈) e nove de lixiviado concentrado (C₄, C₅, C₉, C₁₀, C₁₁, C₁₅, C₁₆, C₁₇ e C₁₈).

As 22 amostras coletadas foram armazenadas em geladeira até a extração do DNA metagenômico a ser utilizado para a caracterização das populações microbianas.

3.7.1.2 Extração de DNA das amostras e eletroforese

A extração de DNA das 22 alíquotas de lixiviado foi realizada utilizando-se o kit “PowerSoil DNA Isolation Kit” (MOBIO Laboratories Inc.), seguindo o protocolo indicado pelo fabricante (Anexo B). A lise celular e a extração de DNA por este kit ocorrem através de reações químicas e efeitos mecânicos.

Para verificar a integridade do DNA extraído, alíquotas de 4 µL de cada amostra foram submetidas a uma eletroforese em gel de agarose 0,5 % em tampão TAE-1X (50 mM de tris-HCl pH 8,8; 50 mM de ácido acético glacial; 25 mM de EDTA). Os seguintes reagentes foram utilizados: *loading buffer* 6x (tampão para DNA), corante fluorescente *sybr green* (Life Technologies) e *ladder* (marcador) de 100 kb. As condições da eletroforese foram: corrente elétrica de 160 mA, potência elétrica de 18 W e tensão elétrica (voltagem) de 80 V. A duração da eletroforese foi de 1 hora. Para visualização do material aplicado no gel foi utilizado um transiluminador com luz ultravioleta, da MiniBIS Pro (DNR Bio-Imaging Systems).

As amostras contendo o DNA metagenômico extraído foram armazenadas em freezer, a -20 °C.

A eletroforese em gel de agarose é um método simples e muito eficiente que permite separar, identificar e purificar fragmentos de DNA. A técnica consiste na separação de moléculas ionizadas (aminoácidos, peptídeos, proteínas, nucleotídeos, ácidos carboxílicos e outras substâncias de relevância biológica), de acordo com sua carga elétrica e seu peso molecular (OLIVEIRA et al., 2007). Este processo ocorre em uma cuba eletroforética, na presença de um sistema tampão, aonde é aplicada uma diferença de potencial elétrico (NASCIMENTO et al., 2003; LIMA, 2008). Os ácidos nucleicos, por possuírem carga total negativa (em decorrência do grupamento fosfato), migram sempre em direção ao polo positivo (OLIVEIRA et al., 2007).

3.7.1.3 PCR e DGGE

A análise da estrutura (do perfil) das comunidades bacterianas das amostras de lixiviado foi realizada por PCR-DGGE. A região V3 (correspondente à região 341–534 em *Escherichia coli*) do gene rRNA 16S de Bacteria foi amplificada por PCR, utilizando-se o DNA metagenômico extraído e os iniciadores apresentados no Quadro 7. Estes iniciadores, também conhecidos como *primers*, são universais para bactérias, isto é, amplificam o DNA de todas as bactérias presentes em uma dada amostra.

Quadro 7 - Iniciadores utilizados na amplificação das amostras.

<i>Primers</i>	Posição (bases)	Sequência 5' - 3'
PRBA338f*	338-357	5' ACT CCT ACG GGA GGC AGC AG 3'
PRUN518r	518-534	5' ATT ACC GCG GCT GCT GG 3'

*grupo GC – 5' CGC CCG CCG CGC GCG GCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG G 3'. Fonte: Øvreås et al. (1997).

A reação de amplificação das amostras foi realizada utilizando-se: 2 µL do DNA extraído, 1 µL dos *primers* 338f-GC e 518r, ambos na concentração de 25 pmol, 2,5 µL de dNTPs 2 mM, 2,5 µL de tampão (sem magnésio), 0,75 µL de MgCl₂ 3 mM, 0,25 µL (1 U) de Taq DNA polimerase e 15 µL de H₂O ultrapura, para um volume final de 25 µL. As condições de amplificação da PCR foram: desnaturação inicial por 5 min a 95 °C, seguida de 30 ciclos de 1 min a 95 °C (desnaturação), 1 min a 55 °C (anelamento) e 1 min a 72 °C (extensão) e extensão final

por 10 min a 72 °C (ØVREÅS et al., 1997). O termociclador utilizado foi da marca Eppendorf, modelo Mastercycler Personal.

A etapa de eletroforese em gel com gradiente desnaturante (Anexo C) iniciou-se com o preparo das soluções: gel a 8 % (m/v) de acrilamida:bisacrilamida (37,5:1, m:m), gradiente desnaturante linear de 15-55 % de formamida e ureia, reagentes de polimerização - 100 µL de PA 0,1 g.mL⁻¹ (persulfato de amônio) e 10 µL de Temed (N,N,N',N'-tetrametiletilenodiamina), e tampão de corrida TAE-0,5X (ØVREÅS et al., 1997). Após a polimerização do gel, fez-se uma pré-corrída, a 200 V, até atingir a temperatura de 63 °C. Alíquotas entre 5 e 20 µL dos produtos da PCR (*amplicons*) e *loading buffer* III foram aplicados nos géis, que foram submetidos à eletroforese a 200 V e 60 °C constantes, durante quatro horas, no “Dcode™ Universal Mutation Detection System” (Bio-Rad Laboratories).

Ao término da eletroforese, os géis foram corados com *sybr green* e a aquisição (visualização e fotografia) das imagens foi feita utilizando-se um fotodocumentador, modelo Gel Logic 200 Imaging System. Para a análise dos perfis dos *amplicons* utilizou-se o programa “Gel Compare II”.

3.7.2 Análise quali-quantitativa das bactérias presentes nas amostras de ar

3.7.2.1 Preparo do meio de cultura

Para a determinação da população bacteriana do ar foi utilizado o meio de cultura Thornton (THORNTON, 1922) (Anexo D). O meio de cultura, após seu preparo, teve seu pH ajustado para 6,2, utilizando-se ácido sulfúrico 0,2 N e, em seguida, foi esterilizado em autoclave, a 121°C e 1 kgf.cm⁻², por 20 min. A preparação do meio foi feita em erlenmeyers de 1 L, contendo cerca de 500 mL de meio de cultura. Após esterilização e resfriamento do meio, o mesmo foi vertido em placas de Petri descartáveis (de 90 mm x 15 mm), em condições assépticas de fluxo laminar, antes da sua solidificação. As placas foram, então, acondicionadas em sacos plásticos e mantidas em geladeira até o início das amostragens.

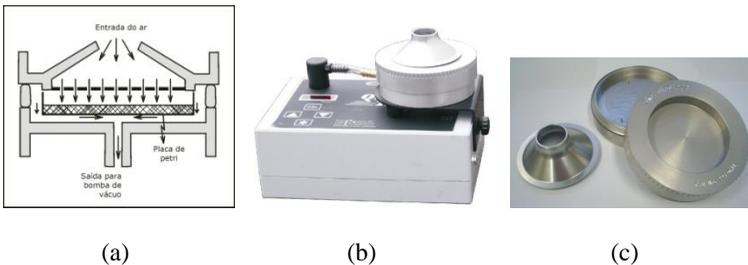
3.7.2.2 Amostragem de bactérias viáveis

Para a coleta das bactérias do ar decidiu-se pela utilização do método de amostragem ativa em meio sólido. Com este tipo de

amostragem é possível calcular a concentração de microrganismos no ar, visto que o volume de ar amostrado é conhecido. Utilizou-se, assim, um amostrador de ar por impactação através de peneiras, de um estágio, chamado amostrador de Andersen (ANDERSEN, 1958), da marca SKC, modelo Biostage 1 (Figura 19).

O amostrador de Andersen de um estágio é também conhecido como impactador N6, pois equivale ao sexto estágio do Amostrador de Andersen de seis estágios. Neste equipamento, um volume de ar passa por uma chapa metálica com 400 orifícios sobre uma placa de Petri com meio de cultura, o que permite o crescimento de culturas de microrganismos a partir dos propágulos que se fixarem ao meio (ANDERSEN, 1958). Com o Impactador Andersen, consegue-se uma eficiente amostragem de bioaerossóis, coletando-se, nas placas de Petri, bactérias e fungos, de 0,65 a 22 μm de tamanho, os quais possam estar suspensos no ar ambiente (DIAS, 2010). A amostragem ativa, usando o impactador de Andersen, é a metodologia recomendada pela resolução RE nº 9 da ANVISA (BRASIL, 2003). O tempo de amostragem, recomendado pela resolução, é de 5 a 15 minutos.

Figura 19 - (a) Esquema ilustrativo, (b) e (c) Foto do amostrador de Andersen.



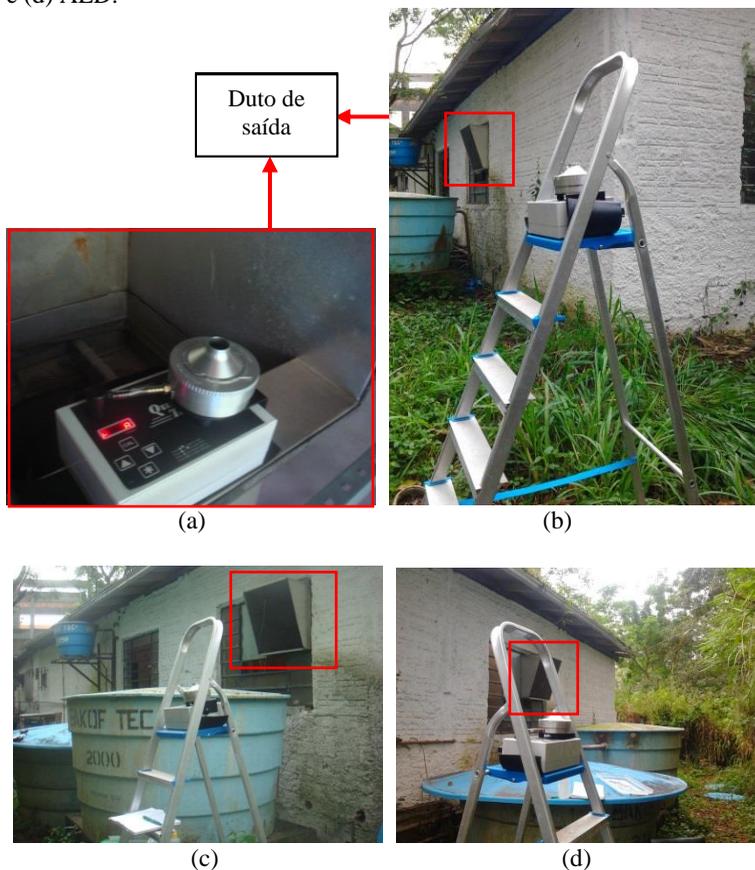
Fonte: Quadros (2008).

Os modelos atuais dos impactadores Andersen foram projetados para trabalhar com uma vazão média de 1 cfm (*cubic foot per minute* – pé cúbico por minuto), que equivale a uma vazão de $28,3 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ (ANDERSEN, 1958). Assim, com a vazão de ar no amostrador mantida fixa em $28,3 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, o tempo de amostragem definido foi de 10 minutos para cada ponto amostrado.

Foram definidos cinco locais de amostragem, dois internos e três externos, a saber: (1) duto de entrada (DE) da torre de evaporação, (2) duto de saída (DS) da torre de evaporação, (3) área externa à

esquerda (AEE) do reservatório de armazenamento de lixiviado, (4) área externa próxima ao reservatório de armazenamento de lixiviado (AET) e (5) área externa à direita (AED) do reservatório de armazenamento de lixiviado. As distâncias de coleta, com relação ao duto de saída, foram: para AEE, 5,65 m, para AET, 2,4 m e, para AED, 4,0 m. Os locais das amostragens podem ser visualizados na Figura 20, com o duto de saída indicado em vermelho. Nos dutos de entrada e saída, o amostrador foi colocado no interior dos mesmos; já, para as áreas externas, o equipamento foi posicionado a uma altura de 1,60 m do solo (altura média de respiração).

Figura 20 - Locais de amostragem das bactérias do ar: (a) DS, (b) AEE, (c) AET e (d) AED.



Para cada local, a amostragem foi feita em triplicata, com exceção do duto de entrada, feita em duplicata. Em todas as etapas, pelo menos uma placa foi utilizada como controle negativo. A placa testemunha foi colocada próxima ao duto de entrada da torre de evaporação, também por 10 min, em cada teste. Deste modo, para cada dia de amostragem, foram obtidas 15 placas.

A coleta das bactérias ocorreu nos dias 04, 05, 09, 10, 11, 15, 16, 17 e 18 de outubro de 2012, sendo que as condições de velocidade de ar (reguladas na unidade experimental) foram de 6,0, 5,0, 4,0, 3,0, 2,5, 2,0, 1,5, 1,0 e 0,5 m.s⁻¹, respectivamente.

Antes de cada dia de amostragem, a peça metálica (aço inox) do amostrador, que entrava em contato direto com a placa de Petri, era esterilizada em autoclave a 121 °C e 1 kgf.cm⁻², por 20 minutos. Entre as amostragens de um mesmo dia a mesma era desinfetada com álcool 70 % e gaze.

3.7.2.3 Incubação das placas

As placas, ao final de cada dia de amostragem, eram levadas ao laboratório (MIP) e incubadas a 35 °C por 48 horas, de acordo com metodologia proposta por Pasquarella, Pitzurra e Savino (2000). Após o período de incubação, as placas foram armazenadas em geladeira, até o início das análises.

3.7.2.4 Análise morfológica das colônias

As colônias formadas após o período de incubação foram avaliadas, primeiramente, em uma lupa binocular (3 a 30 x de aumento), (Zeiss, modelo Stemi DV4), para a diferenciação das bactérias, considerando as características de cada colônia observada. A diferenciação foi necessária para se proceder à contagem total das Unidades Formadoras de Colônias (UFC).

As colônias foram segregadas de acordo com a coloração apresentada, o tamanho e outras características individualizantes. Como algumas colônias apresentavam a mesma coloração, mas com tonalidades mais ou menos diferenciadas, e com o objetivo de verificar se as mesmas eram realmente diferentes entre si, fez-se uma preparação microscópica de todas as diferentes formas identificadas na lupa. A preparação microscópica serviu para visualizar a forma e a estrutura das bactérias e permitir a caracterização morfológica dos indivíduos analisados.

Assim, foi feito um esfregaço em lâmina de vidro transferindo-se, com o auxílio de uma alça de platina esterilizada, uma pequena porção de cada colônia para uma gota de água destilada colocada no centro da lâmina. Após secagem, procedeu-se à fixação do esfregaço, passando-se o lado oposto da lâmina na chama do bico de Bunsen. Essas preparações foram, então, coradas pelo método de coloração diferencial de Gram, sendo este um dos procedimentos de coloração mais úteis e comumente aplicados para identificação de bactérias. A cor das células bacterianas, depois de coradas pelo método, permite classificá-las em dois grandes grupos: Gram-positivas e Gram-negativas. A diferenciação ocorre em função da composição e da espessura da parede celular das bactérias (TORTORA, FUNKE e CASE, 2005).

Preparadas as lâminas, as mesmas foram observadas ao microscópio óptico (Carl Zeiss, modelo Jena), utilizando-se a lente objetiva de imersão (1.000 x de aumento). Deste modo, foram visualizadas as características das bactérias, como reação ao Gram, forma, coloração, tamanho, aspecto e superfície.

3.7.2.5 Contagem (quantificação) das UFC

Após a incubação das placas e a análise morfológica, procedeu-se à contagem das colônias formadas, segregando-as de acordo com a etapa precedente. O método escolhido foi o da contagem celular em placa. O método mais utilizado para a contagem do número de células numa população é a contagem dos viáveis, também chamada contagem em placa. Trata-se de um método que se baseia no princípio de que cada célula viável, quando presente em um meio sólido, pode se multiplicar repetidas vezes e originar uma colônia visível a olho nu (SILVA FILHO e OLIVEIRA, 2007).

As colônias foram contadas com o auxílio da lupa binocular e divididas de acordo com suas características, principalmente da coloração apresentada. Conhecendo-se o fluxo de ar adotado ($Q = 28,3 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$), o tempo de amostragem (10 min) e o número de colônias em cada placa (UFC), calculou-se, então, a concentração de bactérias no ar, expressa em $\text{UFC} \cdot \text{m}^{-3}$.

3.7.2.6 Extração de DNA das amostras

O DNA dos isolados foi extraído utilizando-se a técnica de lise térmica, segundo Hagen et al. (2002). O procedimento de transferência das colônias foi feito com o auxílio de uma alça de platina e da lupa

binocular, em condições assépticas de fluxo laminar. Cada colônia, crescida nas placas de Petri, foi transferida para tubos de 0,2 mL, contendo 100 µL de H₂O ultrapura, sendo, então, aquecida a 100 °C por 5 min. Em seguida, o material foi sujeito à centrifugação, a 13.000 g durante 3 min (Centrífuga Spinlab, modelo SL-2000). O sobrenadante, contendo o DNA genômico a ser utilizado nas reações subsequentes, foi transferido para novo tubo e armazenado a -20 °C.

Para algumas colônias, de menor tamanho, várias tentativas de obtenção do material genômico foram exploradas. As colônias foram transferidas das placas de Petri para erlenmeyers, contendo 50 mL de meio de cultura Thorton líquido (sem ágar). Os frascos foram incubados e mantidos por uma semana em incubadora refrigerada, a 28°C (Tecnal, modelo TE-421), com agitação constante de 150 rpm. Após o período de incubação, fez-se uma centrifugação das amostras a 6.000 rpm (Novatecnica, modelo NT 820), por 10 min, retirando-se o sobrenadante e homogeneizando-se o precipitado, que foi transferido para tubos de 1,5 mL. As amostras foram, então, ressuspensas em 500 µL de água destilada autoclavada e transferidas para tubos de 0,2 mL. Depois destes procedimentos, as mesmas seguiram o protocolo de extração por lise térmica.

3.7.2.7 BOX-PCR

Para a diferenciação dos isolados foi utilizada a técnica de BOX-PCR, utilizando-se o *primer* BOXA1R (5' CTA CGG CAA GGC GAC GCT GAC G 3') (VERSALOVIC et al., 1994). A reação de amplificação foi realizada utilizando-se 5 µL do DNA extraído, 1 µL do *primer* BOXA1R, na concentração de 50 pmol, 2,5 µL de dNTPs 2 mM, 2,5 µL de DMSO 100 %, 4,0 µL de BSA (1 mg.mL⁻¹), 0,5 µL (1 U) de Taq DNA polimerase e 5 µL de 5X *Gitschier Buffer* (83 mM de (NH₄)₂SO₄; 335 mM de Tris-HCl pH 8,8; 33,5 mM de MgCl₂; 33,5 µM de EDTA; 150 mM de β-mercaptoetanol) e 4,5 µL de H₂O ultrapura para um volume final de 25 µL.

As condições de amplificação da BOX-PCR foram: desnaturação inicial por 7 min a 95 °C; seguida de 30 ciclos de 1 min a 94 °C (desnaturação), 1 min a 53 °C (anelamento) e 8 min a 65 °C (extensão) e extensão final por 15 min a 65 °C (MARQUES et al., 2008). O termociclador utilizado foi da marca Eppendorf, modelo Mastercycler Personal.

Os produtos da PCR foram submetidos à eletroforese em gel de agarose, a 1 %, em tampão TAE-1X, durante uma hora. Para a

eletroforese foram utilizados os seguintes reagentes: *loading buffer* 6x (tampão para DNA), corante fluorescente *sybr green* (Life Technologies) e *ladder* (marcador) de 100 kb. As condições da eletroforese foram: corrente elétrica de 160 mA, potência elétrica de 18 W e tensão elétrica (voltagem) de 100 V.

A aquisição dos perfis de *amplicons* foi realizada utilizando um fotodocumentador, marca MiniBIS Pro (DNR Bio-imaging Systems). Para a análise dos perfis utilizou-se o programa “Gel Compare II”.

3.8 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Para atingir os objetivos específicos da pesquisa, os resultados foram avaliados através de análises estatísticas que, resumidamente, estão apresentadas no Quadro 8.

Quadro 8 - Resumo dos dados coletados e das análises estatísticas realizadas para cada objetivo específico.

Objetivo Específico	Dados	Fonte	Período	Programa	Análises
1. Averiguar a interferência das condições meteorológicas no processo evaporativo	Temperaturas mínima, média e máxima do ar; Radiação solar; Pressão atmosférica E Perda de massa diária e horária de lixiviado	EPAGRI/ CIRAM E Testes evaporativos	4 de outubro a 28 de novembro (para os 34 testes realizados)	Statística 7.0	Análise descritiva dos dados (média, mínimo, máximo, DP e CV); Gráficos (<i>tipo scatter plot</i>); Matriz de correlação não paramétrica.
	Temperatura média do ar; Radiação solar; Pressão atmosférica; Umidade relativa do ar; Velocidade média do vento E Perda de massa diária e horária de lixiviado	LEPTEN/ LABSOLAR E Testes evaporativos	10 de outubro a 31 de outubro (para apenas 13, dos 34 testes realizados)	Statística 7.0	Análise descritiva dos dados (média, mínimo, máximo, DP e CV); Gráficos (<i>tipo scatter plot</i>); Matriz de correlação paramétrica.
2. Avaliar a eficiência de evaporação de lixiviado em função dos parâmetros operacionais da unidade experimental	Perda de massa diária e horária de lixiviado, calculada a partir do registro dos dados de peso pela balança analítica E Velocidade do ar e vazão de recirculação de lixiviado, reguladas na unidade piloto	Testes evaporativos (unidade experimental)	4 de outubro a 28 de novembro (para os 34 testes realizados)	Excel 2010 e Statística 7.0	Análise descritiva dos dados (média, mínimo, máximo, DP e CV); Análise descritiva dos dados; Gráficos (<i>tipo scatter plot</i> e <i>box plot</i>); Matriz de correlação não paramétrica; Análise de variância; Teste de Tukey.

Quadro 8 - Resumo dos dados coletados e das análises estatísticas realizadas para cada objetivo específico (Continuação).

Objetivo Específico	Dados	Fonte	Período	Programa	Análises
3. Caracterizar físico-química o lixiviado bruto e analisar a qualidade do concentrado resultante do processo ao longo do tempo	Resultados da caracterização físico-química do lixiviado bruto (5 análises) e do lixiviado concentrado (4 análises)	Análise de 25 parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto e concentrado	Bruto - 1º e 22 de outubro, 5 e 20 de novembro e, 3 de dezembro Concentrado – 22 de outubro, 5 e 20 de novembro e, 3 de dezembro	Excel 2010 e Statistica 7.0	Análise descritiva dos dados (média, DP e CV); Gráficos (<i>tipo scatter plot</i>); Matriz de correlação não paramétrica.
4. Determinar o perfil das populações bacterianas presentes nos diferentes extratos de análise	Resultados das análises microbiológicas do lixiviado bruto, do lixiviado concentrado e do ar circunstante à unidade piloto E Parâmetros operacionais medidos no interior da unidade piloto E Temperatura média do ar, umidade relativa do ar e radiação solar	Análises das amostras: morfologia, PCR, DGGE, BOX-PCR e Eletroforese E Testes evaporativos E LEPTEN/ LABSOLAR	4 a 18 de outubro	Statistica 7.0; Gel Compare II; Systat 11.0 e Primer 5	Gráficos (<i>tipo box plot</i>); Matriz de correlação não paramétrica; Análise de variância; Teste de Tukey; Análise de di(similaridade) - <i>cluster</i> , MDS e ANOSIM.

DP – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação. Fonte: A autora.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 AVALIAÇÃO DA INTERFERÊNCIA DAS CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS NO PROCESSO EVAPORATIVO

Com o intuito de verificar se as condições meteorológicas influenciaram na eficiência de evaporação da unidade experimental, foram efetuadas análises estatísticas, utilizando-se os parâmetros de interesse, a saber: temperaturas mínima, média e máxima do ar ($^{\circ}\text{C}$), radiação solar média ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$) e pressão atmosférica (mb), provenientes da estação da EPAGRI/CIRAM e, radiação solar média ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$), pressão atmosférica (mb), temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa do ar (%) e velocidade média do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), da estação do LEPTEN/LABSOLAR.

Foram calculadas as médias diárias para cada parâmetro meteorológico, assim como para a eficiência de evaporação da unidade experimental, conforme Equação (3). O registro dos dados para os testes “7” e “19”, efetuados nos dias 16 de outubro (Q_1 e $v = 1,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) e 1º de novembro (Q_2 e $v = 1,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) não foi completo, por isso, não foram considerados nas análises. Os valores médios diários da eficiência de evaporação no sistema e dos parâmetros meteorológicos das duas estações, assim como a análise descritiva dos dados (média, mínimo, máximo, DP – desvio padrão e CV – coeficiente de variação) estão apresentados na Tabela 13.

A partir dos valores médios diários foram construídos gráficos do tipo *scatter plot*, a fim de verificar o comportamento da eficiência de evaporação com relação à condição meteorológica, utilizando os dados das duas estações. Com estes valores não foi verificada nenhuma relação entre as variáveis.

O próximo passo foi investigar possíveis relações entre as perdas médias horárias de massa/volume de lixiviado na unidade experimental e os valores médios horários dos parâmetros meteorológicos. Utilizou-se, para o cálculo da média horária da perda de massa, a seguinte equação (Equação 4):

$$\text{Perda de massa} = [(\text{massa})_t - (\text{massa})_{t+\Delta t}]/\Delta t \quad (4)$$

sendo Δt , neste caso, de 10 minutos.

Tabela 13 - Valores médios diários dos parâmetros meteorológicos e da eficiência de evaporação de lixiviado para cada teste.

Teste	Temp. mínima (°C)	Temp. média (°C)	Temp. máxima (°C)	Radiação solar (W.m ⁻²)	Pressão atmosf. (mb)	Temp. média (°C)	Pressão atmosf. (mb)	Umidade relativa (%)	Radiação solar (W.m ⁻²)	Velocidade do vento (m.s ⁻¹)	Eficiência diária (%)
	EPA.	EPA.	EPA.	EPA.	EPA.	LEP.	LEP.	LEP.	LEP.	LEP.	
1	21,4	21,8	22,1	145,8	1017,3	-	-	-	-	-	36,12
2	22,1	22,4	22,8	226,8	1016,1	-	-	-	-	-	46,02
3	22,6	23,0	23,3	375,8	1018,4	23,7	1009,9	69,5	518,6	3,6	44,70
4	22,9	23,2	23,5	139,6	1009,7	22,5	1007	84,3	126	1,4	55,63
5	17,4	17,6	17,9	104,9	1019,5	17,5	1015,6	84,3	110,1	3,3	50,19
6	21,7	22,4	23,1	584,1	1017,9	21,5	1016,3	50	500,6	3,2	40,66
8	23,9	24,6	25,3	582,6	1007,4	24,8	1005,8	63,6	646,3	3,5	47,52
9	21,7	22,1	22,5	710,4	1014,5	22,5	1011,2	59,5	735,7	2,6	23,69
10	21,0	21,6	22,1	349,3	1016,7	20,8	1014,9	63,2	386,2	2,1	55,68
11	23,5	24,1	24,7	248,1	1002,2	-	-	-	-	-	44,28
12	23,8	24,5	25,3	291,1	1002,0	-	-	-	-	-	46,24
13	20,3	21,0	21,8	476,4	1013,5	20,3	1010,2	66	310,7	0,9	46,06
14	20,7	21,1	21,4	148,9	1016,0	20,8	1013,7	72,7	141,3	1,4	36,95
15	19,5	19,8	20,1	79,0	1017,4	19,6	1014,9	87,8	66,9	0,9	38,70
16	25,6	26,3	26,9	570,9	1012,3	23,9	1010,6	79,9	209,1	1,4	33,50
17	25,5	26,1	26,6	486,6	1006,3	24,6	1005,4	79,1	248,5	3,1	38,55
18	23,5	24,1	24,7	663,5	1008,2	24,7	1005,1	72,7	542,3	1,8	41,18
20	24,9	25,5	26,2	624,8	1012,5	-	-	-	-	-	55,10
21	21,6	22,3	22,9	416,0	1015,3	-	-	-	-	-	28,53
22	24,4	25,1	25,7	686,0	1014,2	-	-	-	-	-	60,46
23	25,0	25,7	26,4	793,0	1015,5	-	-	-	-	-	27,03
24	25,1	25,7	26,3	555,3	1013,8	-	-	-	-	-	48,01
25	24,8	25,2	25,7	254,6	1010,6	-	-	-	-	-	35,19
26	24,1	24,7	25,3	305,8	1009,8	-	-	-	-	-	26,01

Tabela 13 - Valores médios diários dos parâmetros meteorológicos e da eficiência de evaporação de lixiviado para cada teste (Continuação).

Teste	Temp. mínima (°C)	Temp. média (°C)	Temp. máxima (°C)	Radiação solar (W.m ⁻²)	Pressão atmosf. (mb)	Temp. média (°C)	Pressão atmosf. (mb)	Umidade relativa (%)	Radiação solar (W.m ⁻²)	Velocidade do vento (m.s ⁻¹)	Eficiência diária (%)
27	22,9	23,3	23,6	295,5	1012,8	-	-	-	-	-	26,70
28	19,2	19,9	20,6	299,2	1017,5	-	-	-	-	-	52,92
29	25,1	25,7	26,3	784,0	1013,4	-	-	-	-	-	30,60
30	26,1	27,0	27,9	674,0	1011,0	-	-	-	-	-	38,35
31	24,7	25,3	26,0	802,7	1015,3	-	-	-	-	-	59,89
32	25,5	26,1	26,7	817,5	1013,5	-	-	-	-	-	51,36
33	26,1	26,7	27,4	562,5	1008,6	-	-	-	-	-	46,13
34	24,1	25,0	26,0	373,2	1009,5	-	-	-	-	-	57,24
35	23,8	24,6	25,4	570,1	1010,3	-	-	-	-	-	34,54
36	26,4	27,3	28,2	808,0	1007,0	-	-	-	-	-	38,97
Média	23,3	23,8	24,4	464,9	1012,5	22,1	1010,8	71,7	349,4	2,3	3,90
Mínimo	17,4	17,6	17,9	79,0	1002,0	17,5	1005,1	50,0	66,9	0,9	2,23
Máximo	26,4	27,3	28,2	817,5	1019,5	24,8	1016,3	87,8	735,7	3,6	5,66
DP	2,21	2,31	2,42	229,00	4,42	2,25	4,06	11,16	221,56	1,01	0,93
CV (%)	9,5	9,7	9,9	49,3	0,4	10,2	0,4	15,6	63,4	45,0	23,4

* Temp. = temperatura; atmosf. = atmosférica; EPA. = dados referentes à estação da EPAGRI/CIRAM; LEP. = dados referentes à estação do LEPTEN/LABSOLAR; DP = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

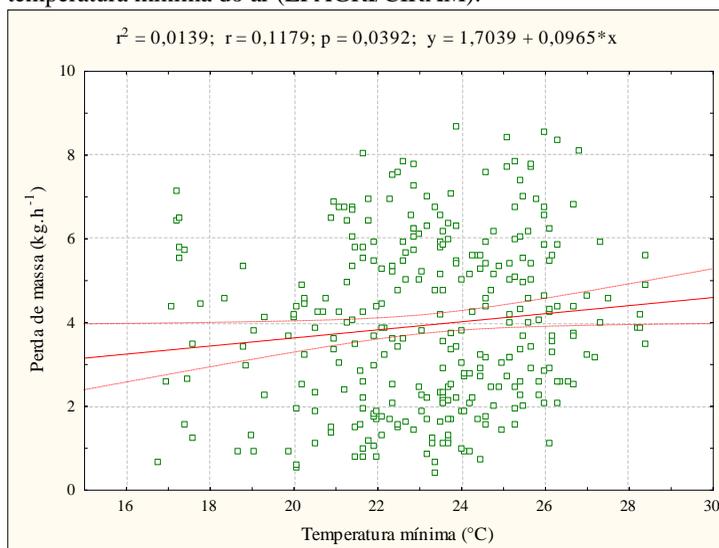
Fonte: A autora.

Também aplicou-se ao cálculo da perda de massa o procedimento matemático da “média móvel”, que suaviza flutuações nos dados, a fim de mostrar um padrão ou uma tendência de forma mais clara, visto que os dados na unidade experimental foram registrados a cada 10 minutos. Os dados horários da perda de massa de lixiviado na unidade experimental encontram-se no Apêndice B.

Para a verificação do comportamento das perdas de massa de lixiviado com relação aos parâmetros meteorológicos foram construídos, novamente, gráficos *scatter plot*, com intervalo de confiança de 95 %. Verificou-se, pela análise dos gráficos, utilizando os dados da estação da EPAGRI/CIRAM, que:

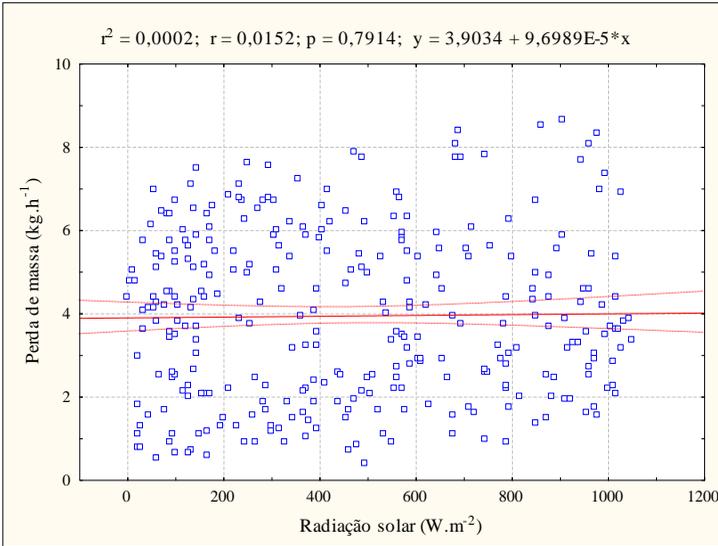
1. a perda de massa apresentou uma pequena relação linear crescente com o aumento das temperaturas mínima (Figura 21), média e máxima do ar;
2. com a radiação solar (Figura 22), não foi observado um comportamento crescente da perda de massa com o aumento da incidência do sol e;
3. com a pressão atmosférica (Figura 23), pode-se notar que a perda de massa aumentou minimamente com a diminuição deste parâmetro.

Figura 21 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a temperatura mínima do ar (EPAGRI/CIRAM).



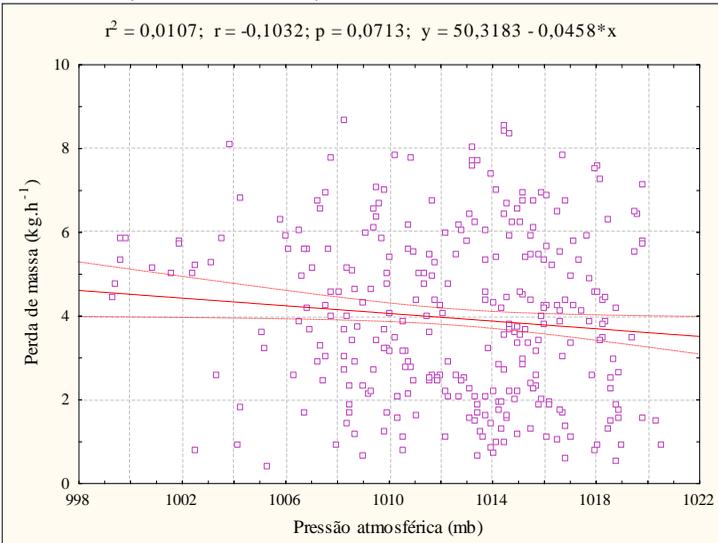
Fonte: A autora.

Figura 22 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a radiação solar (EPAGRI/CIRAM).



Fonte: A autora.

Figura 23 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a pressão atmosférica (EPAGRI/CIRAM).

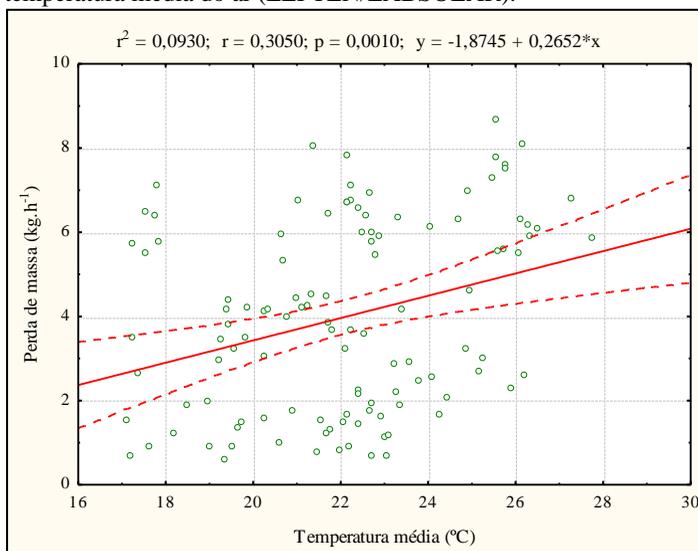


Fonte: A autora.

Já, pela análise dos gráficos, utilizando os dados da estação do LEPTEN/LABSOLAR, foi verificado que:

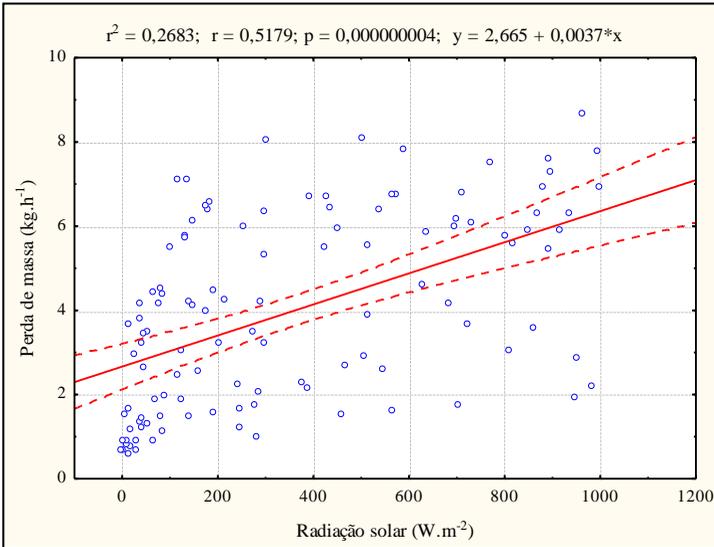
1. a perda de massa apresentou maior relação linear crescente com o aumento da temperatura média do ar (Figura 24), em relação aos dados de temperatura da estação da EPAGRI/CIRAM;
2. com a radiação solar (Figura 25) foi observado um comportamento crescente da perda de massa com o aumento da incidência do sol e, em maior proporção, do que com os dados da estação da EPAGRI/CIRAM;
3. com a pressão atmosférica (Figura 26) não se observou um comportamento decrescente da perda de massa com o aumento deste parâmetro;
4. a perda de massa apresentou relação linear crescente com a diminuição da umidade relativa do ar (Figura 27) e;
5. com a velocidade média do vento (Figura 28), a perda de massa apresentou comportamento crescente com o aumento deste parâmetro.

Figura 24 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a temperatura média do ar (LEPTEN/LABSOLAR).



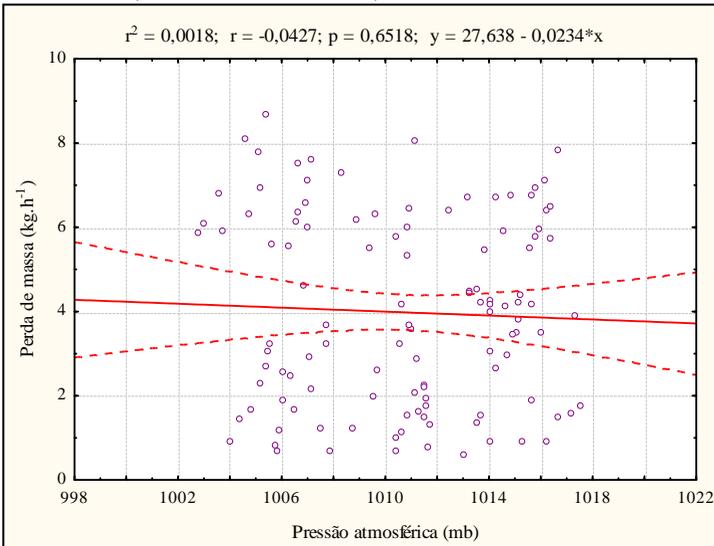
Fonte: A autora.

Figura 25 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a radiação solar (LEPTEN/LABSOLAR).



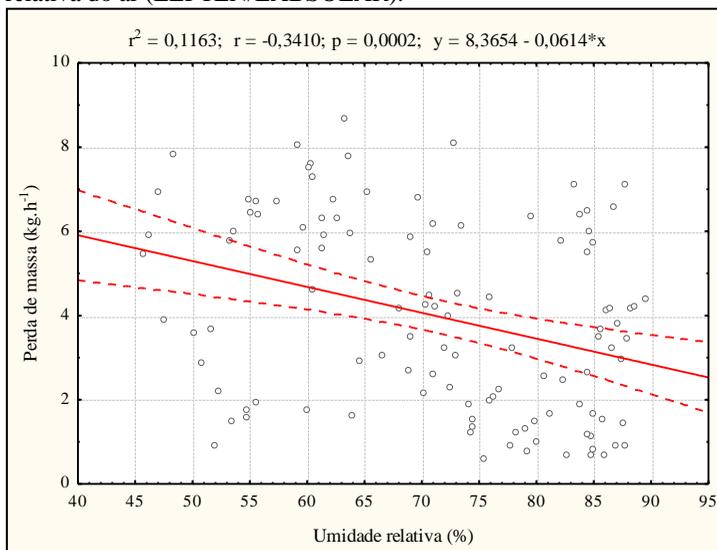
Fonte: A autora.

Figura 26 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a pressão atmosférica (LEPTEN/LABSOLAR).



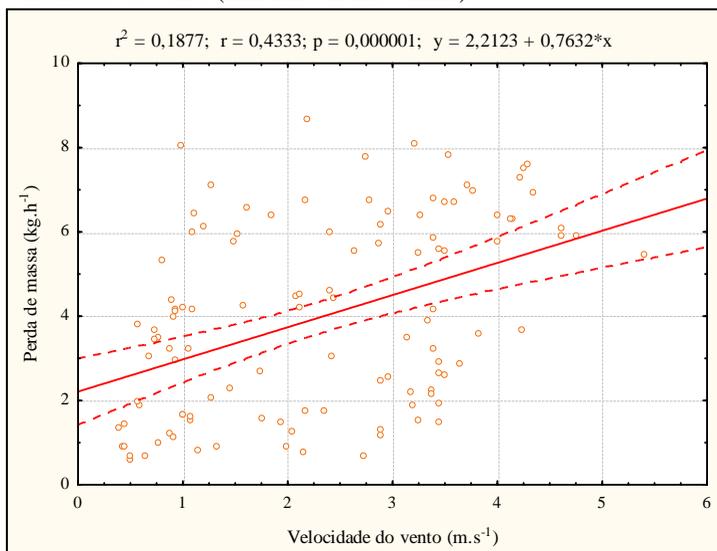
Fonte: A autora.

Figura 27 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a umidade relativa do ar (LEPTEN/LABSOLAR).



Fonte: A autora.

Figura 28 - Relação entre a perda de massa de lixiviado no sistema e a velocidade do vento (LEPTEN/LABSOLAR).



Fonte: A autora.

Nota-se que na primeira análise (EPAGRI/CIRAM) os dados apresentam-se muito dispersos, sendo que pouquíssimos valores encontram-se dentro do intervalo de confiança, de 95 %, representado pelas linhas vermelhas dos gráficos. Do mesmo modo, os valores de “p”, que indicam o nível de significância, estão acima de 0,05, com a exceção do primeiro – temperatura mínima, sugerindo a não linearidade dos dados. Os coeficientes angulares das equações obtidas são muito baixos (próximos de zero), mostrando a pouca representatividade do parâmetro meteorológico na eficiência do processo de evaporação estudado. Também foi comprovada a não relação entre as variáveis através da construção de uma matriz de correlação não paramétrica, utilizando o coeficiente de postos de Spearman, através do qual é possível avaliar uma função arbitrária da relação entre duas variáveis. A um nível de significância de 90 % não foram obtidas relações estatísticas significativas entre a perda de massa no sistema e os parâmetros meteorológicos advindos da estação da EPAGRI/CIRAM. Assim, as análises precedentes foram efetuadas com os dados da estação do LEPTEN/LABSOLAR.

Para analisar os dados da estação do LEPTEN/LABSOLAR foi construída uma matriz de correlação paramétrica (Tabela 14), com intervalo de confiança de 95 %, utilizando a perda de massa como variável dependente e os parâmetros meteorológicos como variáveis independentes.

Tabela 14 - Correlação entre os parâmetros meteorológicos e a perda de massa na unidade experimental.

Variável	Temperat. média ar (°C)	Radiação solar (W.m ⁻²)	Pressão atmosf. (mb)	Umidade relativa (%)	Velocidade do vento (m.s ⁻¹)
Radiação solar	0,64	-	-	-	-
Pressão atmosf.	-0,74	-0,27	-	-	-
Umidade relat.	-0,37	-0,76	-0,08	-	-
Vel. do vento	0,40	0,61	-0,11	-0,47	-
Perda mássica	0,31	0,52	-0,04	-0,34	0,43

*Valores em negrito – correlação estatística significativa. Fonte: A autora.

Pode-se verificar, pela análise de correlação, que a perda de massa não foi influenciada pela pressão atmosférica, porém apresentou relação estatística significativa com os demais parâmetros analisados. A perda de massa foi influenciada, primeiramente, pela radiação solar, seguida pela velocidade do vento e após, pela umidade relativa e pela temperatura média do ar. O coeficiente de correlação entre a perda de

massa e a umidade relativa foi negativo, indicando que quanto maior a umidade relativa do ar menor a perda de massa no sistema.

Deste modo, pode-se concluir que os parâmetros meteorológicos analisados, com a exceção da pressão atmosférica, interferiram no processo evaporativo. Assim, a eficiência de evaporação de lixiviado na unidade experimental, no período de análise (38 % dos testes efetuados) dependeu das condições meteorológicas – radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa e temperatura média do ar.

De acordo com algumas pesquisas na área de evaporação de lixiviado foi verificado que muitos processos são afetados pelas condições do tempo. Bahé (2008) conduziu um estudo de evaporação de lixiviado em laboratório e observou que quanto maior a temperatura inicial do lixiviado, menor o tempo necessário para o mesmo entrar em ebulição e, deste modo, maior a eficiência de evaporação. A autora verificou também que alterações na temperatura ambiente interferiram no rendimento do processo. Haddad (2009), também avaliando a evaporação/destilação em escala de bancada, verificou que a evolução do volume evaporado em função do tempo aumentou proporcionalmente com o aumento da energia calorífica fornecida ao sistema. Para evaporar 500 mL de lixiviado a 102 °C o tempo necessário foi de 200 min, ao passo que para evaporar os mesmos 500 mL à temperatura de 120 °C foi de 100 min. No caso do presente estudo, o aumento da temperatura média do ar favoreceu a eficiência de evaporação no sistema piloto.

No estudo de Duarte, Neto e Queda (2001), a velocidade do vento, a umidade relativa e a temperatura do ar mostraram-se influentes na eficiência de evaporação. Da mesma forma, Savage et al. (2007) verificaram que as melhores eficiências de evaporação no protótipo construído eram obtidas quando as temperaturas do ar eram mais elevadas e as umidades relativas mais baixas. Da mesma forma, o estudo corrobora o que foi verificado nas pesquisas de Duarte, Neto e Queda (2001) e Savage et al. (2007).

Considerando somente a evaporação nos painéis, Ranzi (2009) verificou, através de uma matriz de correlação não paramétrica, que os parâmetros meteorológicos que regiam o fenômeno evaporativo eram a velocidade do vento (0,46), seguido da temperatura do ar (0,43) e da radiação solar (0,43). Já, considerando o sistema como um todo, ou seja, incluindo a evaporação que ocorria a partir do reservatório, o fator preponderante foi a radiação solar (0,51), seguido da velocidade do vento (0,46) e da temperatura do ar (0,43). A umidade relativa não influenciou a eficiência de evaporação. Provavelmente este parâmetro não teve importância no processo, pois a variação do mesmo ao longo

do tempo não foi significativa. As variáveis meteorológicas influenciaram, no caso deste estudo, de forma bastante similar à verificada no estudo de Ranzi (2009), apesar das unidades de evaporação funcionarem de forma diversa – no estudo de Ranzi (2009) a evaporação foi avaliada em sistema aberto.

Sá, Jucá e Motta Sobrinho (2012), estudando a evaporação de lixiviados de aterros sanitários em um destilador solar, verificaram que as quedas na radiação solar ocasionavam uma redução no volume do efluente tratado, visto que este parâmetro meteorológico influía diretamente na evaporação do sistema. O equipamento consistia de um tanque raso com um tampo de vidro transparente, formando um volume estanque. Assim, a radiação solar atravessava o vidro e aquecia o líquido diretamente, aumentando sua taxa de evaporação. Com relação à temperatura, os autores verificaram que temperaturas muito elevadas não favoreciam a destilação solar, pois o vidro ficava quente em demasia e, por este motivo, dificultava a condensação do efluente. O vapor d'água condensava-se em contato com o vidro frio e era captado em canaletas laterais e, por este motivo, quando as temperaturas internas do destilador eram muito altas, em função das temperaturas externas (T_{ambiente}), a condensação era prejudicada. No caso do presente estudo, a radiação solar, assim como na pesquisa de Sá, Jucá e Motta Sobrinho (2012) foi o fator preponderante na eficiência de evaporação.

Ao contrário do que foi verificado nos estudos precedentes, Bahé et al. (2008) avaliaram, durante cinco meses, o rendimento do evaporador unitário (EU) do aterro sanitário de Gramacho (RJ) e verificaram que alterações na temperatura ambiente e na pluviosidade local não interferiram no desempenho do equipamento. Foi observada uma redução na eficiência de evaporação com o passar do tempo, porém, a mesma ocorreu devido à acumulação de matéria orgânica no interior do equipamento, o que levou à formação de um resíduo sólido com alta densidade. No caso do EU, o lixiviado era aquecido e evaporado a uma temperatura de 800°C , justificando a não influência das condições do tempo no processo.

Apesar da unidade experimental funcionar como um sistema parcialmente fechado e ter sido construída no interior de uma construção de alvenaria, as condições do tempo afetaram o processo evaporativo durante o período de análise.

4.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO EM FUNÇÃO DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS DA UNIDADE EXPERIMENTAL

A eficiência de evaporação foi avaliada, modificando-se dois parâmetros operacionais na unidade experimental – a vazão de recirculação de lixiviado e a velocidade do ar no sistema. Foram testadas duas vazões: $Q_1 = 700 \text{ L.h}^{-1}$ e $Q_2 = 500 \text{ L.h}^{-1}$ e doze velocidades de ar: $v = 0,5, 1,0, 1,5, 2,0, 2,5, 3,0, 3,5, 4,0, 4,5, 5,0, 5,5$ e $6,0 \text{ m.s}^{-1}$.

Inicialmente, as doze velocidades iriam ser agrupadas após as duas primeiras bateladas de testes, de acordo com as eficiências de evaporação resultantes e, assim, seriam efetuados testes em triplicata baseados em faixas ou classes de velocidade do ar. Porém, após os 24 testes iniciais, com as duas vazões, verificou-se que as eficiências não apresentaram o comportamento esperado – eficiências similares entre baixas, intermediárias e altas velocidades de ar. Por este motivo, realizou-se a terceira batelada de testes, utilizando as velocidades de ar em que foram verificadas as maiores diferenças de massa/volume evaporado entre vazões.

Os resultados obtidos através da realização de 36 testes evaporativos, para as diferentes condições operacionais, estão apresentados nas Tabelas 15, 16 e 17. Pode-se observar, pelos resultados expressos nas tabelas, que não há um acréscimo ou um decréscimo da eficiência de evaporação (em %), com o aumento ou a diminuição da vazão de recirculação de lixiviado e da velocidade do ar no sistema. Há, sim, uma grande variação em termos de eficiências, ora mais altas, ora mais baixas, não apresentando uma sequência lógica. Isto é, os valores diários de cada experimento não revelam a influência dos parâmetros operacionais na eficiência de evaporação de lixiviado no sistema.

Para verificar o comportamento da evaporação na unidade experimental, foram construídos gráficos *scatter plot* da eficiência de evaporação, obtida a cada 10 minutos, conforme Equação 4, ao longo do tempo – Figuras 29 e 30. Da mesma forma como para o item anterior, não foram considerados nas análises os testes “7” e “19”, efetuados nos dias 16 de outubro (Q_1 e $v = 1,5 \text{ m.s}^{-1}$) e 1º de novembro (Q_2 e $v = 1,5 \text{ m.s}^{-1}$), pois o registro dos dados pelo programa da balança não foi completo e, por este motivo, não puderam ser computados nas análises seguintes.

Tabela 15 - Condições operacionais e resultados de evaporação referentes à primeira batelada de testes ($Q_1 = 700 \text{ L.h}^{-1}$).

Teste	Dia	Condições operacionais		Evaporação			
		Temperatura média pós-resistência (°C)	Velocidade do ar (m.s^{-1})	Total (L)	Horária (L.h^{-1})	Horária por área ($\text{L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$)	Eficiência (%)
1	04/out	29,4	6,0	33,08	4,14	11,49	36,12
10	19/out	29,4	5,5	42,54	5,32	14,77	55,68
2	05/out	32,7	5,0	42,52	5,32	14,76	46,02
11	22/out	31,6	4,5	32,51	4,06	11,29	44,28
3	09/out	39,9	4,0	35,22	4,40	12,22	44,69
12	23/out	34,8	3,5	36,02	4,50	12,51	46,24
4	10/out	44,2	3,0	38,86	4,86	13,49	55,63
5	11/out	44,4	2,5	41,62	5,20	14,45	50,19
6	15/out	54,0	2,0	32,82	4,10	11,40	40,66
7	16/out	58,8	1,5	35,54	4,44	12,34	44,69
8	17/out	61,5	1,0	37,40	4,68	12,99	47,52
9	18/out	66,0	0,5	18,32	2,29	6,36	23,69

Fonte: A autora.

Tabela 16 - Condições operacionais e resultados de evaporação referentes à segunda batelada de testes ($Q_2 = 500 \text{ L.h}^{-1}$).

Teste	Dia	Condições operacionais		Evaporação			
		Temperatura média pós-resistência (°C)	Velocidade do ar (m.s^{-1})	Total (L)	Horária (L.h^{-1})	Horária por área ($\text{L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$)	Eficiência (%)
13	24/out	26,8	6,0	36,26	4,53	12,59	46,06
22	06/nov	31,6	5,5	46,75	5,84	16,23	60,46
14	25/out	27,7	5,0	28,84	3,61	10,01	36,95
23	07/nov	26,3	4,5	21,62	2,70	7,51	27,03
15	26/out	29,4	4,0	30,04	3,76	10,43	38,70
24	08/nov	34,0	3,5	37,22	4,65	12,92	48,01
16	29/out	40,9	3,0	26,24	3,28	9,11	33,50
17	30/out	44,2	2,5	29,94	3,74	10,40	38,55
18	31/out	50,0	2,0	32,14	4,02	11,16	41,18
19	01/nov	55,0	1,5	30,84	3,86	10,71	39,40
20	05/nov	26,8	1,0	28,98	3,62	10,05	55,10
21	02/nov	31,6	0,5	22,40	2,80	7,78	28,53

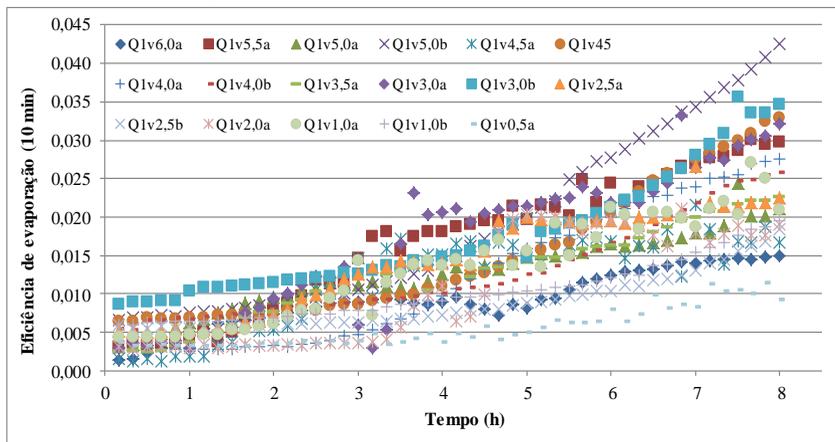
Fonte: A autora.

Tabela 17 - Condições operacionais e resultados de evaporação referentes à terceira batelada de testes (repetição dos testes com maior diferença de evaporação entre vazões).

Teste	Dia	Condições operacionais			Evaporação			
		Temperatura média pós-resistência (°C)	Velocidade do ar (m.s ⁻¹)	Vazão de recirculação (L.h ⁻¹)	Total (L)	Horária (L.h ⁻¹)	Horária por área (L.h ⁻¹ .m ⁻²)	Eficiência (%)
25	09/nov	29,7	5,0	500	27,36	3,42	9,50	59,89
26	10/nov	30,9	4,5	500	20,04	2,51	6,96	51,36
27	11/nov	31,9	4,0	500	20,76	2,60	7,21	46,13
28	14/nov	31,5	3,0	500	41,66	5,21	14,47	57,24
29	19/nov	37,6	2,5	500	23,62	2,95	8,20	34,54
30	20/nov	55,9	1,0	500	29,70	3,71	10,31	38,97
31	21/nov	31,4	5,0	700	46,92	5,87	16,29	35,19
32	22/nov	33,0	4,5	700	40,36	5,05	14,01	26,01
33	23/nov	34,8	4,0	700	35,98	4,50	12,49	26,70
34	24/nov	35,6	3,0	700	42,38	5,30	14,72	52,92
35	27/nov	38,5	2,5	700	25,28	3,16	8,78	30,66
36	28/nov	53,7	1,0	700	30,22	3,78	10,49	38,35

Fonte: A autora.

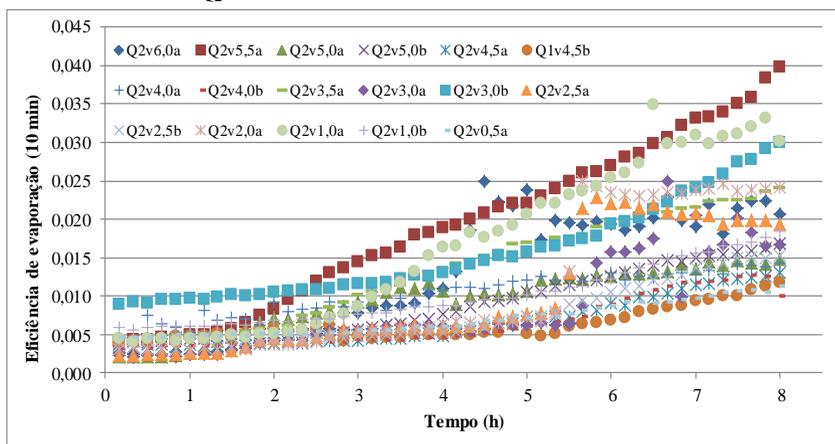
Figura 29 - Eficiência de evaporação de lixiviado ao longo do tempo para os testes com a vazão Q_1 .



* Q_1 = vazão de recirculação de lixiviado Q_1 ; v = velocidade do ar; a = primeira batelada; b = terceira batelada.

Fonte: A autora.

Figura 30 - Eficiência de evaporação de lixiviado ao longo do tempo para os testes com a vazão Q_2 .



* Q_2 = vazão de recirculação de lixiviado Q_2 ; v = velocidade do ar; a = segunda batelada; b = terceira batelada. Fonte: A autora.

Pode-se observar, pela análise das eficiências de evaporação ao longo do tempo, que as curvas muitas vezes se sobrepõem e que o

andamento dos testes não segue uma tendência única. Foram verificados pequenos entupimentos do sistema de aspersão durante os testes evaporativos, devido à presença dos sólidos em suspensão do lixiviado, fazendo com que a alimentação do líquido fosse, por vezes, “um pouco” intermitente. Logo após as obstruções, de pequena duração, o sistema retornava à normalidade. Isto pode ter influenciado o andamento dos testes evaporativos. Nota-se também que o funcionamento da unidade experimental não entrou em um estado estacionário – a eficiência de evaporação continuou aumentando até o término dos testes. Uma possível explicação para o contínuo aumento da eficiência é devido à resposta defasada da bóia de nível instalada na bacia de retenção da unidade experimental. À medida que a evaporação ocorria na unidade piloto, o nível da bacia de retenção era reduzido e, assim, o lixiviado do reservatório superior descia por gravidade. Como a abertura da bóia era insuficiente para propiciar uma recarga da bacia de retenção proporcional à evaporação no sistema, o volume de lixiviado na bacia reduzia-se continuamente e, deste modo, uma menor lâmina poderia estar influenciando na taxa evaporativa, isto é, facilitando a perda de massa com o passar do tempo.

O abastecimento de lixiviado no reservatório superior era controlado por um sensor de nível, que acionava a motobomba centrífuga, enviando o lixiviado do reservatório externo para o reservatório superior quando fosse alcançado o nível mínimo de lixiviado neste tanque. Porém, notou-se um pequeno problema, pois o sensor de nível lá instalado não reabastecia o sistema sempre da mesma forma – o sensor de nível desligava-se em momentos diversos, fazendo com que a massa inicial de lixiviado fosse diferente a cada teste. Por este motivo, decidiu-se investigar, da mesma forma como para a vazão de recirculação e para a velocidade do ar, se a massa inicial era influente no processo evaporativo.

Com os valores de eficiência média horária (Apêndice B) foram efetuadas as análises estatísticas para a verificação da influência dos parâmetros operacionais “velocidade do ar aplicada ao sistema”, “vazão de recirculação de lixiviado” e “massa inicial no reservatório superior” na eficiência de evaporação da unidade piloto.

Para verificar a influência dos parâmetros operacionais, construiu-se uma matriz de correlação não paramétrica, utilizando o coeficiente de Spearman, com nível de significância de 95 % (Tabela 18).

Tabela 18 - Correlação entre os parâmetros operacionais e a perda de massa na unidade experimental.

Variável	Massa inicial (kg)	Velocidade do ar ($m.s^{-1}$)	Vazão de recirc. ($L.h^{-1}$)
Perda mássica ($kg.h^{-1}$)	0,064	0,149	0,191

*Valores em negrito – correlação estatística significativa. Fonte: A autora.

Não foi encontrada correlação entre a massa inicial de lixiviado no reservatório superior e a perda de massa no sistema. Para os outros dois parâmetros operacionais, obtiveram-se correlações estatísticas significativas.

Para a avaliação da vazão de recirculação de lixiviado, aplicou-se uma análise de variância – ANOVA (*one-way*, soma dos quadrados tipo I – sequencial, com intervalo de confiança de 95 %) aos dados, sendo a vazão o parâmetro independente e a eficiência horária de evaporação a variável dependente (Tabela 19).

Tabela 19 - Resultado da análise de variância para verificação da influência da vazão de recirculação de lixiviado na eficiência de evaporação da unidade experimental.

	SS	Graus de liberdade	MS	F	p
Intercepto	4770,66	1	4770,66	1229,04	0,000000
Local	43,53	1	43,53	11,21	0,000914
Erro	1180,01	304	3,88		

*Valores em negrito – diferença estatística significativa. Fonte: A autora.

Pelo resultado da ANOVA, pode-se observar que existe diferença estatística significativa entre as médias dos valores de perda de massa, a um nível de significância de $p < 0,0001$. Para verificar o resultado da análise, procedeu-se à aplicação do teste de Tukey, análise através da qual é possível verificar a diferença entre as médias dos tratamentos. Pelo teste de Tukey (Tabela 20) pode-se verificar a diferença estatística entre as médias dos tratamentos.

Tabela 20 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias - vazão de recirculação de lixiviado.

Vazão de recirculação de lixiviado	Média da eficiência evap.	1	2
$Q_1 = 700 L.h^{-1}$	4,325	****	
$Q_2 = 500 L.h^{-1}$	3,571		****

Fonte: A autora.

Para averiguar a significância de aplicação do modelo (ANOVA) devem-se verificar as suposições de normalidade dos resíduos. Pela Figura 1 do Apêndice C pode-se comprovar este pressuposto, pois os valores observados aproximam-se da reta normal (valores esperados).

A partir dos resultados da análise de variância e do teste de Tukey comprova-se que a vazão de recirculação de lixiviado influenciou diretamente na eficiência de evaporação, sendo que a maior vazão, de 700 L.h⁻¹, proporcionou maiores taxas de evaporação comparada com a menor vazão, de 500 L.h⁻¹.

Para a avaliação da velocidade do ar, aplicou-se, também, uma análise de variância – ANOVA (*one-way*, soma dos quadrados tipo I – sequencial, com intervalo de confiança de 95 %) aos dados, sendo a velocidade o parâmetro independente, agrupado em três classes, e a eficiência horária de evaporação a variável dependente (Tabela 21).

Tabela 21 - Resultado da análise de variância para verificação da influência da velocidade do ar na eficiência de evaporação da unidade experimental.

	SS	Graus de liberdade	MS	F	p
Intercepto	4770,66	1	4770,66	1262,51	0,000000
Local	108,82	10	108,82	2,88	0,001910
Erro	1114,72	295	3,78		

*Valores em negrito – diferença estatística significativa. Fonte: A autora.

A análise de variância da perda de massa em relação à velocidade do ar mostrou que existe diferença significativa entre as médias de tratamento. Para averiguar quais médias diferiam entre si, procedeu-se ao teste de Tukey (Tabela 22), que realiza uma comparação múltipla entre valores.

Tabela 22 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias - velocidades do ar.

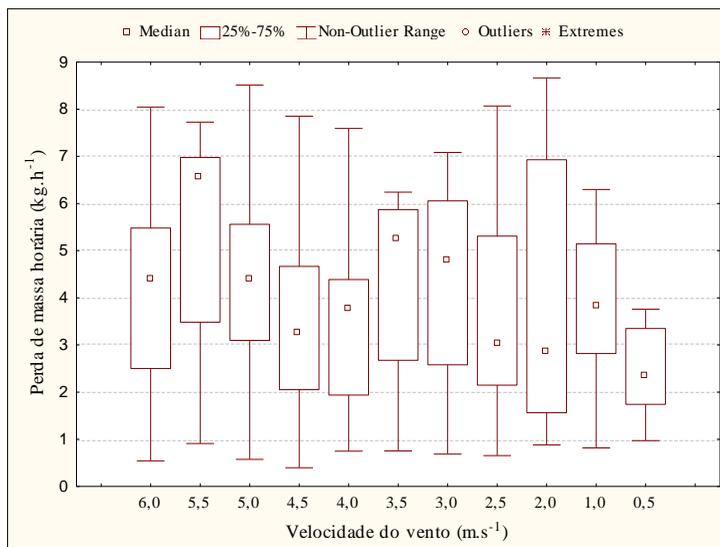
Velocidades do ar	Média da perda de massa	1
0,5-2,5	3,552	****
3,0-4,0	4,144	****
4,5-6,0	4,182	****

Fonte: A autora.

O resultado do teste mostrou que, comparando-se todas as velocidades de ar, as médias dos tratamentos não diferem entre si, indicando que a variação deste parâmetro no sistema não tem influência

sobre o processo evaporativo. Posteriormente, as velocidades de ar foram analisadas agrupando-se as mesmas em mais e menos classes e analisando-se também, somente, as duplicatas, no entanto, não foi verificada nenhuma diferença entre as médias. Isto pode ser claramente visto pela representação dos dados em forma de gráficos do tipo *box plot* – Figura 31.

Figura 31 - Perda de massa na unidade experimental nas diferentes velocidades do ar.



Fonte: A autora.

Uma última análise foi verificar somente as altas e baixas velocidades do ar que, pelo gráfico (Figura 31), apresentaram diferenças. Nesta análise foi considerada uma classe para as velocidades 6,0 e 5,5 m.s⁻¹ e outra classe para as velocidades 1,0 e 0,5 m.s⁻¹. O resultado da análise de variância (a 95 % de significância) foi o expresso na Tabela 23. A normalidade dos resíduos foi verificada (Figura 2 – Apêndice C) e, portanto, a aplicação do modelo é adequada.

Pelo teste de Tukey (Tabela 24), as médias apresentaram diferença estatística significativa. Isto mostra que houve influência das altas e baixas velocidades do ar – as baixas prejudicaram a eficiência de evaporação, ao passo que as altas melhoraram a eficiência do processo evaporativo na unidade experimental.

Tabela 23 - Resultado da análise de variância para verificação da influência das altas e baixas velocidades do ar na eficiência de evaporação da unidade experimental.

	SS	Graus de liberdade	MS	F	p
Intercepto	1370,74	1	1370,74	398,53	0,000000
Local	39,99	1	39,99	11,63	0,000983
Erro	302,67	88	3,44		

*Valores em negrito – diferença estatística significativa. Fonte: A autora.

Tabela 24 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias – altas e baixas velocidades do ar.

Velocidades do ar	Média da perda de massa	1	2
6,0-5,5	4,719	****	
0,5-1,0	3,358		****

Fonte: A autora.

Assim, analisando-se os parâmetros “massa inicial”, “vazão de recirculação de lixiviado” e “velocidade do ar”, foi verificado que apenas a vazão mostrou ser influente no processo evaporativo, de maneira geral. As eficiências de evaporação obtidas não foram afetadas pelas velocidades de ar entre 2,0 e 5,0 m.s⁻¹; somente baixas e altas velocidades do ar foram correlacionadas com as perdas de massa/volume de lixiviado no sistema evaporativo.

A análise descritiva das eficiências de evaporação obtidas está apresentada na Tabela 25.

Tabela 25 - Estatística descritiva das eficiências obtidas na unidade experimental.

Eficiência	Mínimo	Máximo	Média	DP	CV
L.d ⁻¹	18,3	46,9	32,8	7,8	23,9
L.d ⁻¹ .m ⁻²	50,9	130,3	91,1	21,8	23,9

Fonte: A autora.

A maioria dos trabalhos publicados, que utilizam equipamentos para evaporar lixiviados de aterros sanitários, não estuda a eficiência de evaporação dos sistemas, pois muitos deles já são projetados para evaporar uma quantidade de líquido pré-definida (ETTALA, 1998; YUE et al., 2007; SAVAGE et al. 2007; GIUST, VISINTIN e PICCOLO, 2007, etc.). Além disso, o sistema de aspersão do lixiviado, as temperaturas e as pressões de trabalho, a superfície de contato, o tipo de

evaporador, entre outros aspectos, dificultam a comparação das eficiências de evaporação, visto à diversidade existente de evaporadores, como os estudados por Ettala (1998), Gastaldello e Feronato (1998), Hercule et al. (2005), Sá (2008), Bahé et al. (2008), Bacelar, Cantanhede e Figueiredo (2009), Ranzi (2009), entre outros autores. Como exemplo, no estudo de Bahé et al. (2008) e Bacelar, Cantanhede e Figueiredo (2009) as temperaturas de operação do evaporador unitário foram em torno de 800 °C. Há de se citar ainda que a maior parte dos trabalhos publicados (BIRCHLER et al. 1994; DI PALMA et al., 2002; YUE et al., 2007; VIGNOLI, 2007; BAHÉ, 2008; HADDAD, 2009; BACELAR, 2010; OLIVEIRA, 2011; TAVARES, 2011, etc.), referentes ao estudo da evaporação de lixiviados, é realizada em escala de bancada e de laboratório, resultando em valores ou taxas de evaporação muito diversas daquelas verificadas em escalas real e semirreal.

Pode-se comparar, ilustrativamente, a eficiência de evaporação resultante, obtida em $L.d^{-1}.m^{-2}$, com quatro trabalhos (Tabela 26) onde foram utilizados painéis evaporativos com a mesma área superficial específica, de $200 m^2.m^{-3}$, com a exceção do estudo de Duarte, Neto e Queda (2001) em que a área foi de $600 m^2.m^{-3}$.

Tabela 26 - Eficiências de evaporação obtidas por diferentes estudos.

Pesquisadores	Tipo de efluente	Tipo de sistema	Eficiências ($L.m^{-2}.d^{-1}$)	Eficiência média ($L.m^{-2}.d^{-1}$)
Bondon et al. (1994)*	Vinícola	Aberto	-	168
Duarte, Neto e Queda (2001)	Dejetos de suínos	Aberto	830-4.750	2.310
Ranzi (2009)	Lixiviado de AS	Aberto	-	26
Fenelon (2011)	Lixiviado de AS	Fechado	21,3-353,3	171,8

* apud Ranzi (2009).

Comparando-se as eficiências obtidas no estudo, a unidade experimental apresentou eficiências superiores à encontrada por Ranzi (2009). A evaporação em sistemas semifechados não sofre tanta influência das condições meteorológicas quanto os sistemas abertos e, assim, em dias de mau tempo (altos índices de precipitação ou umidade relativa e baixas temperaturas do ar) a eficiência em sistemas abertos é “prejudicada”, conforme foi verificado no estudo supracitado. As

eficiências obtidas por Bondon et al. (1994 apud RANZI, 2009) e Fenelon (2011) foram ligeiramente superiores e a resultante do estudo de Duarte, Neto e Queda (2001) foi 25 vezes superior, em virtude da maior área de contato do painel evaporativo, além de outras características. Fenelon (2011) utilizou a mesma unidade experimental do presente estudo, entretanto, obteve maiores taxas de evaporação. Possivelmente, um dos fatores tenha sido por causa do sistema de aspersão utilizado pelo pesquisador, principal modificação efetuada na unidade piloto para esta pesquisa.

Os resultados obtidos neste estudo condizem com aqueles encontrados por Rehman (2003). O autor avaliou a influência de duas vazões distintas em um sistema de evaporação em escala semirreal e verificou que as melhores taxas de evaporação foram obtidas com o aumento da vazão de lixiviado. O autor evidencia que o aumento da quantidade de lixiviado, fluindo através do sistema, melhora a transferência de massa e de calor através da superfície do líquido. O aumento do fluxo causa uma elevação da pressão no sistema e esta, por sua vez, reduz o tamanho das gotas de lixiviado geradas na aspersão. Assim, elevando-se a área superficial das mesmas, aumenta-se a taxa evaporativa. Por outro lado, o resultado deste estudo difere daquele obtido por Savage et al. (2007). Os pesquisadores construíram um protótipo, com o intuito de definir as melhores condições operacionais para a construção de um evaporador em escala real. A partir de alguns testes efetuados, de curta duração (2 h), com três vazões diferentes, os autores verificaram que a melhor eficiência de evaporação era obtida, utilizando-se a menor vazão, combinada com a maior temperatura e a menor umidade relativa do ar. Este fato pode ter ocorrido devido ao incremento da vazão, provavelmente superior à capacidade de evaporação do sistema.

A evaporação faz com que a umidade do ar sobrejacente a uma superfície líquida aumente até que atinja a saturação. O vento leva à remoção dessa camada, contribuindo para o aumento do poder evaporante de determinada superfície. Ao contribuir para a remoção do ar que vai ficando saturado, o vento permite que o processo evaporativo prossiga (DAMA-FAKIR e TOERIEN, 2009). As moléculas em movimento apresentam maior energia cinética média do que aquelas em repouso, o que determina que, quanto mais intenso o fluxo de ar, maior é o potencial para evaporação (RODRIGUES, 2009). No estudo de Rehman (2003) foi avaliada a influência de três diferentes velocidades de ar na eficiência de evaporação. O autor observou que as taxas evaporativas aumentaram com a velocidade do ar aplicada ao sistema. A

explicação para este resultado, dada pelo pesquisador, é devido à força de arraste do vento provocada sobre as gotas do líquido. Também cita que o aumento da quantidade de ar seco no sistema fez com que a força motriz para a transferência de massa do líquido para a fase gasosa fosse elevada. Pelos resultados da ANOVA, o autor verificou que a velocidade do ar impactou significativamente a evaporação de lixiviado. Ranzi (2009) também evidenciou que a velocidade do vento é um dos parâmetros que mais afeta as taxas de evaporação. Os dados do presente estudo corroboram os encontrados por Rehman (2003) e Ranzi (2009).

Por fim, foi feita uma análise de correlação não paramétrica, utilizando o coeficiente de Spearman, a um nível de significância de 90 %, entre a eficiência de evaporação horária com os parâmetros medidos dentro da unidade experimental – temperaturas (T_{entrada} , T_1 , T_2 e $T_{\text{saída}}$) e umidades relativas (UR_{entrada} e $UR_{\text{saída}}$) – porém não se encontrou nenhuma correlação, indicando que a temperatura pós-resistência não influenciou no processo evaporativo. Este resultado pode ser devido ao fato de que o ar que entrava no processo já continha um certo teor de umidade inicial e, deste modo, a temperatura pode não ter tido um efeito significativo sobre a evaporação. O ideal seria alocar um desumidificador na entrada do sistema, para que a temperatura tenha uma efetiva influência na eficiência de evaporação.

Muitos problemas como formação de espuma, refluxo, incrustações, corrosão de equipamentos e evaporação em saltos foram observados nos estudos de evaporação de lixiviado (REHMAN, 2003; YUE et al., 2007; BAHÉ, 2008; SÁ, 2008; BACELAR et al. 2011). Estes problemas não foram verificados na unidade experimental por algumas razões, como a dimensão da mesma, muito maior do que os estudos efetuados em escala de bancada, utilizando balões de destilação e mantas de aquecimento, por aquecer-se o ar ao invés do lixiviado, o que evita a corrosão, e também pelo tempo de testes, pois, a longo prazo, alguns destes problemas poderiam ter sido observados. Um problema que ocorreu com frequência foi a interrupção da energia elétrica, o que resultava na parada de todo o sistema, visto que o mesmo era dependente da mesma para seu funcionamento. Este problema também foi reportado por Ettala (1998). Outro problema, já comentado, foi que o sensor de nível funcionou de maneira irregular, enchendo o reservatório, quando acionado, a níveis diferentes em cada teste. Problemas de mau funcionamento de equipamentos também foram citados por Ettala (1998).

4.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO E ANÁLISE DA QUALIDADE DO CONCENTRADO DO PROCESSO AO LONGO DO TEMPO

Os resultados da caracterização físico-química do lixiviado, bruto e concentrado, estão apresentados a seguir.

4.3.1 Lixiviado bruto

Na Tabela 27 têm-se os resultados obtidos a partir das cinco caracterizações físico-químicas do lixiviado bruto e a estatística descritiva dos dados – média, desvio padrão e coeficiente de variação.

Os resultados da caracterização do lixiviado bruto corroboram àqueles encontrados por Tatsi et al. (2003), no aterro da região de Thessaloniki (Grécia), por Lima (2006), no aterro de Betim (Minas Gerais), por Contrera (2008), no aterro de São Carlos (São Paulo) e por Sá, Jucá e Motta Sobrinho (2012), no aterro da Muribeca (Pernambuco). Estes aterros tiveram suas operações iniciadas nos anos de 80 e 90, sendo que o aterro da Muribeca possui um histórico bastante similar ao de Canhanduba – foi utilizado como lixão durante 12 anos, depois foi recuperado e passou a operar como aterro sanitário. As características físico-químicas encontradas neste estudo são correlatas com as dos aterros supracitados devido, principalmente, dentre outros aspectos, à idade dos sítios de disposição de RSU.

Assim como verificado por Tatsi et al. (2003), Lima (2006), Contrera (2008), Bahé et al. (2008), entre outros, também foi confirmado o comportamento extremamente variável das características do lixiviado ao longo do tempo, mesmo este estando armazenado em um reservatório durante o período de pesquisa. Conforme citam os autores, os valores dos parâmetros ora são de aterros mais velhos, ora de aterros mais novos, o que pode ser constatado também neste estudo. Pode-se observar esta variação, também, através da análise descritiva dos resultados – a maioria dos parâmetros FQ apresenta uma grande variabilidade, com elevados valores de desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).

Tabela 27 - Estatística descritiva da caracterização físico-química do lixiviado bruto.

Parâmetro (mg.L⁻¹)	Aterro	1º teste	11º teste	21º teste	31º teste	Média	DP	CV (%)
pH (adimensional)	8,13	8,68	8,24	8,49	8,82	8,47	0,29	3,4
Turbidez (NTU)	82,5	107	108	107	108	102,5	11,2	10,9
Potencial redox (mV)	-429	-163	-220	-406	-386	-320,8	120,7	37,6
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	17,18	14,95	19,13	19,86	15,12	17,25	2,25	13,0
Temperatura (°C)	23,5	25,3	24,4	24,2	25,1	24,5	0,72	3,0
Cor (PtCo)	2.160	4.128	4.576	3.984	4.016	3.772,8	932,2	24,7
Alcalinidade	8.550	7.940	8.600	8.200	8.700	8.398	317,8	3,8
Ácidos graxos voláteis (AGV)	948	1.116	360	1.176	816	883,2	324,9	36,8
Oxigênio Dissolvido (OD)	1,1	0,7	0,6	0,6	0,7	0,74	0,21	28,0
Demanda Bioquímica Oxig. (DBO)	1.590	1.573,3	2.220	1.373,3	360	1.423,2	674,2	47,4
Demanda Química Oxig. (DQO)	4.905	6.980	8.803,3	8.156,7	7.700	7.309	1499,3	20,5
Carbono Orgânico Total (COT)	986,6	798,7	1.960	1.453	964,5	1.232,6	473,9	38,4
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	957,6	1.716	1.568	1.624	1.462	1.465,5	298,48	20,4
Amônia (NH ₃)	841,4	1.506	1.292	1.491	1.452	1.316,5	278,86	21,2
Nitrato (NO ₃ ⁻)	18,8	17,1	16,8	18,1	17,4	17,64	0,81	4,6
Nitrito (NO ₂ ⁻)	2,07	1,14	1,80	1,58	1,38	1,59	0,36	22,6
Fósforo (PO ₄ ²⁻)	34,3	66,1	65,5	62,3	56,4	56,92	13,2	23,2
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	781,7	534,3	585,5	466,3	509,4	575,44	123,1	21,4
Sulfeto (S ²⁻)	1,18	1,10	1,49	1,43	1,13	1,27	0,18	14,3
Sólidos Totais (ST)	8.276	9.283	10.621	10.652	9.485	9.663,4	999,5	10,3
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	6.265	8.830	9.292	9.046	9.112	8.509	1265,3	14,9
Sólidos Suspensos Totais (SST)	175,3	98	787	1.297	347	540,74	499,9	92,4
Sólidos Fixos Totais (SFT)	6.184	7.060	7.712	8.264	6.684	7.180,8	823,2	11,5
Sólidos Voláteis Totais (SVT)	2.092	2.223	2.909	2.388	2.582	2.438,8	320,6	13,1
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,0	0,2	0,5	0,2	0,5	0,28	0,22	77,4

Fonte: A autora.

A maior variabilidade encontrada, de 92,4 %, foi com relação ao parâmetro “SST”. Esta grande variação pode ser explicada pelo processo de sedimentação dos sólidos em suspensão dentro do reservatório, pois não era possível homogeneizar adequadamente as amostras quando eram efetuadas as coletas para análise, devido ao volume de lixiviado armazenado. O mesmo ocorreu para o parâmetro “sólidos sedimentáveis”, que apresentou CV de 77,4 %.

A DBO apresentou uma variabilidade de 47,4 %. Acredita-se que o valor de 360 mg.L^{-1} não esteja correto, pela variação até então encontrada nas análises anteriores (entre 1.373,3 e 2.220). O aparelho de medição (medidor de bancada HACH, BOD Trak) apresentou muitos problemas durante o seu uso, apresentando por vezes valores muito baixos e até mesmo negativos. Desconsiderando o último valor, o CV para a DBO seria de 21,8 %.

A temperatura, o pH, a alcalinidade e o nitrato foram os parâmetros com menores coeficientes de variação – 3,0, 3,4, 3,8 e 4,6 %, respectivamente.

O pH do lixiviado encontra-se acima da neutralidade (média de 8,47). Sá (2008) encontrou um valor de pH de 8,5 para o lixiviado do aterro sanitário da Muribeca, em Recife. De acordo com Pohland e Harper (1986), a fase de degradação dos RSU, de acordo com o pH, seria a metanogênica ou de maturação final.

Os ácidos voláteis ou ácidos graxos voláteis correspondem à fração dos ácidos graxos de cadeia curta e pequeno peso molecular, ou seja, com menos de seis carbonos em sua constituição (CONTRERA, 2008). Os ácidos acético, propiônico, butírico, láctico, valérico e fórmico, formados durante a fase acidogênica, são consumidos pelas arqueas metanogênicas na fase subsequente, fazendo com que o pH do lixiviado aumente. O valor encontrado para os AGV (média de $883,2 \text{ mg}$ de ácidos voláteis como ácido acético. L^{-1}) se encontra dentro da faixa metanogênica, que corresponde também a um valor mais elevado de pH.

Os altos valores de alcalinidade (média de 8.398 mg.L^{-1}) e de nitrogênio amoniacal (média de $1.373,7 \text{ mg.L}^{-1}$) do lixiviado bruto são fatores que justificam o valor bastante elevado do pH, indicando que há um tamponamento do mesmo. Outra justificativa para o valor de pH encontrado é que há uma parcela de contribuição periódica de lixiviado da área já encerrada (superior a 10 anos), que torna o pH do lixiviado ainda mais básico.

Apesar do alto valor de pH encontrado, o que indicaria uma fase com valores de matéria orgânica (DBO, DQO e COT) e de nitrogênio amoniacal mais baixos, não é o que ocorre. Os parâmetros referentes à

concentração de matéria orgânica caracterizam o lixiviado nas fases acetogênica e metanogênica, conforme Pohland e Harper (1986), com valores médios de 1.432,2, 7.309 e 1.232,6 mg.L⁻¹, respectivamente.

Por outro lado, observaram-se baixos valores para as relações DBO/DQO e AVT/DQO. O baixo valor da relação DBO/DQO, de 0,19, indica a baixa biodegradabilidade aeróbia do lixiviado, característica de um estado mais avançado de estabilização. De acordo com Hamada (1997) e Castilhos Junior et al. (2006), este valor situa-se na faixa encontrada para aterros antigos/estabilizados. Da mesma forma, a relação AVT/DQO apresentou um valor bastante baixo, de 0,12. Segundo Contrera (2008) lixiviados que apresentam relações inferiores a 0,25 possuem baixa biodegradabilidade anaeróbia. Os valores encontrados sugerem que o lixiviado é constituído, majoritariamente, por compostos orgânicos lentamente biodegradáveis. Isto explica os valores elevados de matéria orgânica, assim como os baixos valores para as relações supracitadas.

O resultado obtido para nitrogênio amoniacal é bastante elevado, sendo que o valor máximo, de 1.568 mg.L⁻¹, e a média, de 1.373,7 mg.L⁻¹, não se encontram em nenhuma das faixas de concentração reportadas por Pohland e Harper (1986). Altas concentrações de nitrogênio amoniacal foram verificadas em aterros sanitários brasileiros, através da pesquisa efetuada por Souto e Povinelli (2007). A faixa mais provável de concentração deste parâmetro, segundo os autores, é de 0,4 a 1.800 mg.L⁻¹, corroborando o valor encontrado neste estudo.

A concentração de amônia correspondeu a, aproximadamente, 89,8 % do NTK. Também conforme reportado por Souto e Povinelli (2007), o valor de NTK, de 1.465,5 mg.L⁻¹ (valor médio) encontra-se na faixa mais provável (80-3.100 mg.L⁻¹) encontrada para aterros brasileiros. De acordo com Ferreira (2010), no caso específico de lixiviado de AS, os valores de nitrogênio amoniacal correspondem a mais de 70 % do NTK.

As concentrações de nitrato (17,4 mg.L⁻¹) foram superiores às encontradas para nitrito (1,58 mg.L⁻¹), estando na faixa acetogênica, conforme Pohland e Harper (1986). Este resultado difere do que indica o trabalho de Souto e Povinelli (2007), onde se afirma que as concentrações de nitrato são menores que as de nitrito, conforme seria esperado no efluente de um sistema tipicamente anaeróbio, como é o aterro sanitário. Bassani (2010) também detectou maiores concentrações de nitrato em relação ao nitrito do lixiviado bruto do aterro controlado de Maringá, no Paraná.

O parâmetro que apresentou maior discrepância com relação aos valores comumente encontrados em aterros brasileiros foi o fósforo. Neste estudo, o fósforo apresentou um valor médio de $62,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Conforme Souto e Povinelli um valor extremo de 70 mg.L^{-1} foi observado no aterro Santa Bárbara, em Campinas. Em geral, segundo os autores, a faixa máxima de concentração é de $0,1-40 \text{ mg.L}^{-1}$. Entretanto, o valor encontrado está condizente com aqueles reportados por Farquhar (1989 apud EL-FADEL et al., 2002), de $10-100 \text{ mg.L}^{-1}$ para aterros com idades entre 5 e 10 anos.

Os valores referentes ao sulfato (534 mg.L^{-1}) e ao sulfeto ($1,58 \text{ mg.L}^{-1}$) caracterizam-se na faixa acetogênica, segundo Pohland e Harper (1986) e se encaixam na faixa mais provável para aterros brasileiros, conforme Souto e Povinelli (2007).

Os sólidos totais (ST), com valor médio de 9.485 mg.L^{-1} , encontram-se na faixa acetogênica de degradação dos RSU, conforme Pohland e Harper (1986). Os valores encontrados para os SST, SFT e SVT estão dentro das faixas encontradas no estudo de Souto e Povinelli (2007). Os SFT correspondem a, aproximadamente, 95,4 % dos ST, resultando em um alto valor de condutividade, de $17,18 \text{ mS.cm}^{-1}$ (valor máximo reportado por Pohland e Harper (1986)). Os SST, por se apresentarem em concentração bastante baixa no lixiviado, confirmam os baixos valores de sólidos sedimentáveis encontrados nas análises.

Já, os SFT correspondem a 74,4 % dos ST. Pela análise dos valores obtidos, pode-se estimar que a matéria inorgânica representa uma fração dos sólidos totais muito maior do que aquela dos SVT, correspondente à matéria orgânica. Fala-se aqui em estimativa, pois a perda de sólidos na secagem das amostras não se restringe à matéria orgânica. Ocorrem, no procedimento analítico dos sólidos, perdas por decomposição e/ou volatilização de alguns sais minerais (APHA, 2005), como cloretos, nitratos e carbonatos (SOUZA, 2005). A relação SVT/SFT determina a tratabilidade biológica do lixiviado, sendo que quanto maior a relação maior será a probabilidade de um bom tratamento biológico (VENKATARAMANI et al., 1983 apud SÁ, 2008). O valor encontrado para este estudo foi de 0,34.

A maioria dos parâmetros físico-químicos analisados – condutividade, NTK, amônia, fósforo, sulfato, sulfeto, alcalinidade e sólidos totais – apresenta valores encontrados na fase acetogênica de degradação de RSU. Conforme Ifeanyichukwu (2008), aterros intermediários, com idade entre 5 e 10 anos de operação, podem apresentar características acidogênicas e metanogênicas. O aterro sanitário de Canhanduba teve sua operação iniciada em 2006 e, deste

modo, se encaixa nesta classificação. Os valores de DQO e de relação DBO/DQO encontrados nestes estudos corroboram àqueles apresentados no estudo de Renou et al. (2008).

A discrepância encontrada a partir da análise dos parâmetros físico-químicos do lixiviado objeto de estudo se deve, além dos fatores comuns que afetam outros líquidos percolados, às duas parcelas de contribuição, ou seja, daquela proveniente do aterramento diário dos resíduos que, por si só, já causa uma variabilidade nas características do líquido percolado, e daquela advinda da área já encerrada. Castilhos Junior et al. (2003) consideram que, embora a divisão do processo de digestão anaeróbia em fases, facilite o entendimento dos fenômenos de estabilização biológica dos RSU e seus impactos sobre as emissões gasosas, na prática, durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem definidas. Isto ocorre na medida em que sempre há o aterramento de resíduos sólidos novos, causando grande variabilidade na idade do material disposto, não sendo difícil encontrar as três fases ocorrendo simultaneamente em um único aterro.

A partir da análise do lixiviado bruto foram obtidos baixos valores para as relações DBO/DQO, AVT/DQO e SVT/SFT, sugerindo que o lixiviado possui baixa biodegradabilidade e que o tratamento biológico não é indicado, neste caso. Considerando isto, o ideal seria tratar o lixiviado por processos físico-químicos. Segundo Forgie (1998), o tratamento FQ seria recomendado para efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e relações de DBO/DQO menores que 0,1, porém com valores de DQO entre 1.500 e 3.000 mg.L⁻¹, o que não ocorre com o lixiviado objeto de estudo.

Provavelmente, para o lixiviado em questão, considerando o que muitos autores afirmam “de que o tratamento deste tipo de efluente deve considerar mais de um processo”, isto é, utilizam-se, geralmente, um processo FQ e outro biológico, o mesmo seria indicado neste caso. Os resultados obtidos dão apenas uma ideia inicial sobre qual tipo de tratamento seria o mais indicado. Não se tem como pretensão definir o tratamento mais eficiente para esta situação, visto não ser o objetivo do trabalho, mas apenas fornecer alguns subsídios, que são necessários para a tomada de decisão.

4.3.2 Lixiviado concentrado

Na Tabela 28, estão elencados os resultados obtidos a partir da análise do concentrado, produto resultante do processo evaporativo e a análise descritiva dos dados.

Tabela 28 - Dados da caracterização físico-química do lixiviado concentrado ao longo do experimento.

Parâmetro (mg.L⁻¹)	1º dia	11º dia	21º dia	31º dia	Média	DP	CV (%)
pH (adimensional)	8,54	8,24	8,71	8,74	8,56	0,23	2,68
Turbidez (NTU)	170	576	530	520	542	29,9	5,51
Potencial redox (mV)	-350	-403	-464	-400	-404,3	46,7	11,54
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	32,01	36,89	66,16	73,51	52,14	20,7	39,78
Temperatura (°C)	25,8	23,8	24,0	25,6	24,80	1,05	4,22
Cor (PtCo)	6.272	16.192	19.840	22.692	16.249	7163,6	44,09
Alcalinidade	7.860	9.080	11.700	17.000	11.410	4056,4	35,55
AGV	936	720	1.282	1.296	1058,5	280,4	26,49
OD	0,6	0,5	0,5	0,5	0,53	0,05	9,52
DBO	1.070	2.365	2.163	1.783	1845,3	570,4	30,91
DQO	11.633	22.367	29.433	38.033	25.366,5	11.174,1	44,05
COT	1.678	3.455	4.230	2.602,5	2.991,4	1.099,3	36,75
NTK	1.343	506	681,3	952	870,55	364,5	41,87
Amônia (NH ₃)	1.047	259	198,3	171,7	419	420,3	100,30
Nitrato (NO ₃ ⁻)	32,0	61,2	98,5	124,5	79,05	40,7	51,52
Nitrito (NO ₂ ⁻)	2,48	5,43	8,37	8,33	6,15	2,80	45,65
Fósforo (PO ₄ ²⁻)	106,3	147,7	191,7	81,5	131,8	48,4	36,71
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	1.222	2.406	3.593	3.601	2.705,5	1.137,3	42,03
Sulfeto (S ²⁻)	1,97	5,01	5,27	6,35	4,65	1,88	40,40
ST	17.314	31.891	52.175	64.571	41.487,8	21.004,1	50,63
SDT	16.628	31.101	50.537	59.800	39.516,5	19.387,1	49,06
SST	405	1.133	2.745	2.073	1.588,9	1.029,7	64,81
SFT	13.806	26.499	40.459	53.202	33.491,5	17.063,3	50,95
SVT	3.509	5.392	8.986	11.369	7.314	3.531,3	48,28
Sólidos sedimen. (mL.L ⁻¹)	0,6	1,0	0,5	0,3	0,6	0,29	49,07

Fonte: A autora.

Foram realizadas quatro caracterizações físico-químicas ao longo do período de experimentação, com intervalo de dez dias entre as coletas e análises.

Para a análise do lixiviado concentrado após o primeiro teste e o concentrado máximo obtido (após o 31º dia de testes) foi verificada a variação de cada parâmetro através de um cálculo de porcentagem. Para a análise dos parâmetros físico-químicos do lixiviado concentrado ao longo do tempo foram construídos *scatter plot*, tendo-se como primeiro valor (ponto 0) a média dos cinco valores do lixiviado bruto. Além disto, valores de R^2 , coeficientes “p” de correlação linear e retas de regressão linear foram obtidas para cada parâmetro.

4.3.2.1 Análise do concentrado obtido após o primeiro teste

Para verificar o efeito da evaporação após um teste de 8 horas, o lixiviado concentrado foi analisado. Na Tabela 29 apresentam-se a caracterização físico-química do lixiviado bruto e do concentrado do primeiro dia de testes, assim como a variação de cada parâmetro. Um valor positivo indica que houve um aumento da concentração do parâmetro e um valor negativo um decréscimo do mesmo.

Houve um aumento da concentração da maioria dos parâmetros analisados – turbidez, potencial redox, condutividade, cor, DQO, COT, nitrato, nitrito, fósforo, sulfato, sulfeto, ST, SDT, SST, SFT, SVT e sólidos sedimentáveis. Os parâmetros OD, DBO, NTK, nitrogênio amoniacal e AGV tiveram seus valores de concentração reduzidos no concentrado. O pH, a alcalinidade e a temperatura não tiveram alteração significativa.

A DBO foi o parâmetro que teve maior redução em sua concentração, comparado aos demais. Conforme já dito anteriormente, houve um prejuízo da análise deste parâmetro, pois o equipamento de mensuração não estava funcionando adequadamente. Deste modo, não se pode inferir sobre se o valor encontrado está correto, considerando aqueles encontrados nos outros dias de análise.

O parâmetro “nitrogênio amoniacal” apresentou a segunda maior redução de valor, passando de 1.506 para 1.047 mg.L⁻¹. O pH do lixiviado tem um efeito muito significativo sobre o processo de volatilização da amônia. A baixos valores de pH, mais íons H⁺ estão disponíveis no meio líquido, transformando/convertendo a amônia não ionizada (NH₃) em íons amônio NH₄⁺, que são mais estáveis em fase líquida. Muitos estudos de evaporação (BIRCHLER et al., 1994; REHMAN, 2003; HERCULE et al., 2005; AGUIAR e VIGNOLI, 2007;

BAHÉ, 2008; YUE et al., 2007; MASSAROTTO, 2010; OLIVEIRA, 2011, entre outros) foram efetuados com o intuito de verificar o comportamento dos poluentes em diferentes valores de pH. Os autores verificaram que, acidificando-se o lixiviado, a amônia ficava retida no concentrado e não volatilizava. A volatilização da amônia pode incorrer em impactos adversos ao meio ambiente, pois a mesma é um poluente com diversas implicações, podendo ocasionar a nitrificação do solo e de ambientes aquáticos (PEARSON e STEWART, 1993), a reação com componentes ácidos presentes na atmosfera, formando substâncias que compõem os aerossóis, contribuindo para o aumento do *smog* fotoquímico e a redução da visibilidade (RENARD, CALIDONNA e HENLEY, 2004), danos à saúde humana, dependendo da concentração (FELIX e CARDOSO, 2004), etc.

Tabela 29 - Variação dos parâmetros FQ após o primeiro teste evaporativo.

Parâmetro (mg.L ⁻¹)	Bruto 1º dia	Concentrado 1º dia	Variação (%)
pH (adimensional)	8,68	8,54	-1,6
Turbidez (NTU)	107	170	58,9
Potencial redox (mV)	-163	-350	114,7
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	14,95	32,01	114,1
Temperatura (°C)	25,3	25,8	2,0
Cor (PtCo)	4.128	6.272	51,9
Alcalinidade	7.940	7.860	-1,0
AGV	1.116	936	-16,1
OD	0,7	0,6	-14,3
DBO	1.573,3	1.070	-32,0
DQO	6.980	11.633	66,7
COT	798,7	1.678	110,1
NTK	1.716	1.343	-21,7
Amônia (NH ₃)	1.506	1.047	-30,5
Nitrato (NO ₃ ⁻)	17,1	32,0	87,1
Nitrito (NO ₂ ⁻)	1,14	2,48	117,5
Fósforo (PO ₄ ²⁻)	66,1	106,3	60,8
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	534,3	1.222	128,7
Sulfeto (S ²⁻)	1,1	1,97	79,1
ST	9.283	17.314	86,5
SDT	8.830	16.628	88,3
SST	98	405	313,3
SFT	7.060	13.806	95,6
SVT	2.223	3.509	57,8
Sólidos Sediment. (mL.L ⁻¹)	0,2	0,6	200,0

Ao contrário, a maior concentração observada foi do parâmetro “SST”. Como era de se esperar, através do processo evaporativo, aumentou a concentração da fração não volátil. A tecnologia de evaporação usa transferência de calor convectiva para concentrar substâncias não voláteis em solução ou suspensão, produzindo produtos de maior concentração de sólidos, evaporando substâncias voláteis e água (MONCEAUX e KUEHNER, 2009). Do mesmo modo, houve grande concentração do parâmetro “sólidos sedimentáveis”.

Estes dados corroboram àqueles encontrados por Oliveira (2011) que, através da construção de um balanço de massa, verificou que 98 % da DQO, 82 % do COT, 100 % dos ST e apenas 1 % da amônia permaneceram no concentrado. O mesmo comportamento foi observado por Di Palma et al. (2002), Bahé (2008), Bacelar (2010) e Tavares (2011): aumento da concentração da matéria orgânica, em termos de DQO e DBO, aumento dos valores de alcalinidade, cor e turbidez, e diminuição da concentração da amônia no resíduo/concentrado do processo. Todos os estudos supracitados foram conduzidos em laboratório, em sistema fechado. No estudo de Di Palma et al. (2002) os fatores de concentração da DQO e do COT foram de 291 e 293 %, respectivamente. Já, no estudo de Bahé (2008) o fator de concentração da DQO foi de 198 % e houve aumento dos valores de cor (163 %) e turbidez (534 %).

Observou-se, no trabalho de Ranzi (2009), diferentemente deste estudo, uma redução de diversos parâmetros no concentrado do tanque de evaporação, entre eles, DBO (86 %), DQO (65 %), turbidez (91 %) e cor (51 %). O processo evaporativo ocorreu em um sistema aberto, simulando a evaporação natural, onde o lixiviado era pulverizado sobre um painel de mesma área superficial ($200 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$). De acordo com a autora, a pulverização do lixiviado e a sua percolação pelo painel favoreceram a oxigenação do líquido, fato este que pode justificar as elevadas eficiências de remoção observadas no concentrado em relação ao lixiviado bruto. Com relação à amônia e aos sólidos, os parâmetros tiveram o mesmo comportamento – redução e aumento da concentração no concentrado, respectivamente.

As diferenças nas concentrações do lixiviado bruto e do lixiviado concentrado, apresentadas na Tabela 29, foram calculadas sem verificar se as mesmas apresentavam diferenças estatísticas significativas. Isto foi realizado apenas para a análise ao longo do tempo, apresentada no item 4.3.2.3.

4.3.2.2 Análise do concentrado máximo obtido a partir do experimento

Os fatores de concentração máximos obtidos, após o período de testes, ou seja, após o 31º dia de operação, estão apresentados na Tabela 30. Para o cálculo apresentado na tabela foram considerados os valores dos parâmetros do lixiviado bruto analisado também no 31º dia de testes evaporativos (Tabelas 27 e 28).

Tabela 30 - Variação dos parâmetros FQ após o 31º dia de testes evaporativos.

Parâmetro (mg.L ⁻¹)	Variação (%)	Parâmetro (mg.L ⁻¹)	Variação (%)
pH (adimensional)	- 0,9	Amônia (NH ₃)	- 88,2
Turbidez (NTU)	381,5	Nitrato (NO ₃ ⁻)	615,5
Potencial redox (mV)	3,6	Nitrito (NO ₂ ⁻)	503,6
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	386,2	Fósforo (PO ₄ ²⁻)	44,5
Cor (PtCo)	465,0	Sulfato (SO ₄ ²⁻)	606,9
Alcalinidade	95,4	Sulfeto (S ²⁻)	461,9
AGV	58,8	ST	580,8
OD	- 28,6	SDT	556,3
DBO	395,3	SST	497,9
DQO	393,9	SFT	696,0
COT	169,8	SVT	340,3
NTK	- 34,9	Sól. sediment. (mL.L ⁻¹)	- 40,0

Fonte: A autora.

Pode-se verificar grandes percentagens de concentração de vários parâmetros físico-químicos no 31º dia de testes. Levando-se em consideração que a bacia de retenção armazenava um volume permanente de 220 L de lixiviado, estes valores são justificáveis, principalmente os valores de sólidos. Observa-se novamente uma redução dos valores de NTK e de nitrogênio amoniacal, também já esperada.

As relações “DBO/DQO, AVT/DQO e SVT/SFT”, que antes eram de 0,19, 0,12 e 0,34 no lixiviado bruto, passam a apresentar valores de 0,04, 0,03 e 0,21 no lixiviado concentrado do 31º dia de testes. Estes valores sugerem que, com o passar do tempo, o lixiviado torna-se mais e mais recalcitrante.

Ranzi (2009) também apresentou dados físico-químicos do concentrado máximo, obtido três meses após o início da operação do piloto. A variação de pH foi superior ao do presente estudo, sendo de 9,11 %. Os parâmetros DBO e DQO tiveram seus valores reduzidos, em 97,5 e 68,4 %, respectivamente, ao contrário do estudo, onde houve um

aumento dos valores em torno de 394 %. Para NTK e NH_3 as variações também foram maiores para Ranzi (2009), cujos valores foram de 99 e 99,8 %. Para os sólidos que, em média, neste estudo, tiveram concentrações de aproximadamente 534 %, para Ranzi (2009) a concentração máxima para ST foi de 10,1 %, para SFT de 27,9 % e para SST de 33,3 %. Os SVT tiveram seus valores reduzidos (-45,9 %).

4.3.2.3 Análise ao longo de todo o período do experimento

Os parâmetros “pH, turbidez, potencial redox, temperatura, AGV, OD, DBO, COT, SST e sólidos sedimentáveis” analisados nos lixiviados concentrados não apresentaram variações estatisticamente significativas ao longo do tempo, a um nível de significância de 95 %. Isto pode ser verificado pelos valores de R^2 , muito distantes da unidade, pelos valores de “p”, maiores que 0,05 e/ou pelos coeficientes angulares das equações obtidas, todos muito baixos ou próximos de zero.

As altas concentrações de alcalinidade fizeram com que o pH do lixiviado não sofresse variação. Sá, Jucá e Motta Sobrinho (2012) também verificaram que o pH se manteve constante ao longo de todo o período de experimentação. Em estudos efetuados em laboratório, com temperaturas de operação de 100 °C ou superiores, houve maior variação do pH, justamente pelo fato de que o pH é dependente da temperatura, além de outros aspectos.

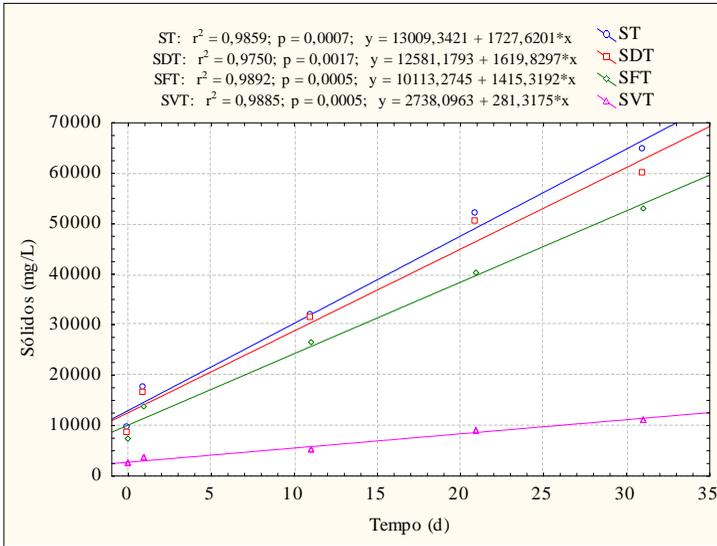
O parâmetro “turbidez” não teve variação após o primeiro teste, porém aumentou na segunda análise do concentrado, mantendo-se praticamente constante até o último dia de análise.

Com relação aos nutrientes – “nitrogênio”, “fósforo” e “enxofre”, obtiveram-se os seguintes resultados: variação não significativa para NTK, amônia, fósforo e sulfeto e variação pouco significativa, com valores de “p” próximos a 0,05 para nitrito e sulfato.

No que diz respeito ao parâmetro “SST”, esperava-se um comportamento de concentração ao longo do tempo, assim como foi verificado para os demais “sólidos”. Isto não foi observado, possivelmente, por não se ter tido a possibilidade de homogeneização das amostras quando da coleta das mesmas para análise.

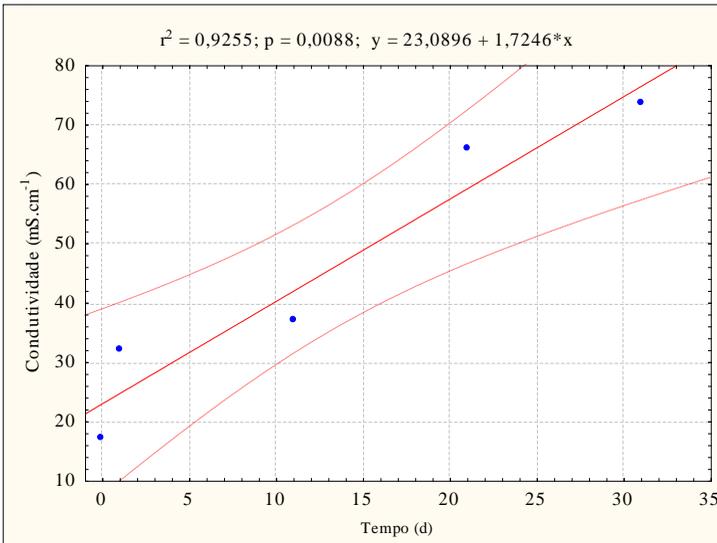
Os parâmetros que apresentaram uma variação estatística significativa, com intervalo de confiança de 95 %, ao longo do experimento foram: condutividade, cor, alcalinidade, DQO, nitrato, ST, SDT, SFT e SVT. A representação gráfica dos mesmos, assim como os valores de R^2 , de “p” e as equações de regressão estão apresentados nas Figuras 32, 33, 34, 35, 36 e 37.

Figura 32 - Variação dos sólidos presentes no lixiviado concentrado no tempo.



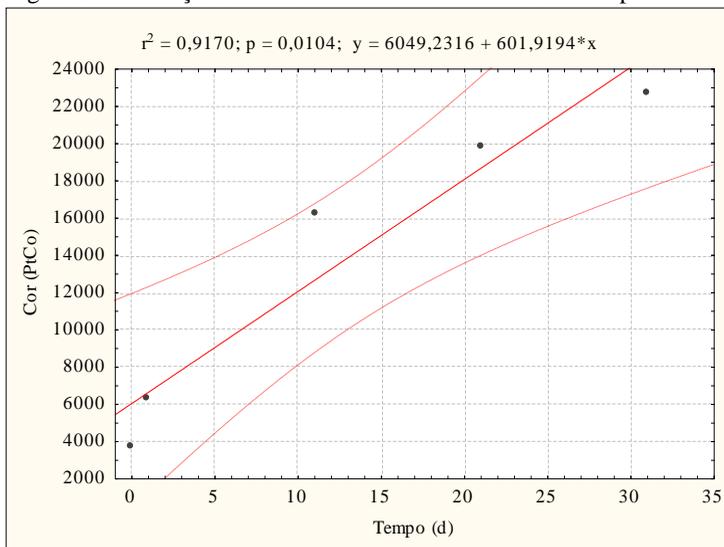
*O intervalo de confiança (95 %) foi retirado da figura para melhor visualização, porém vale ressaltar que todos os pontos estavam dentro do intervalo mencionado. Fonte: A autora.

Figura 33 - Variação da condutividade do lixiviado concentrado no tempo.



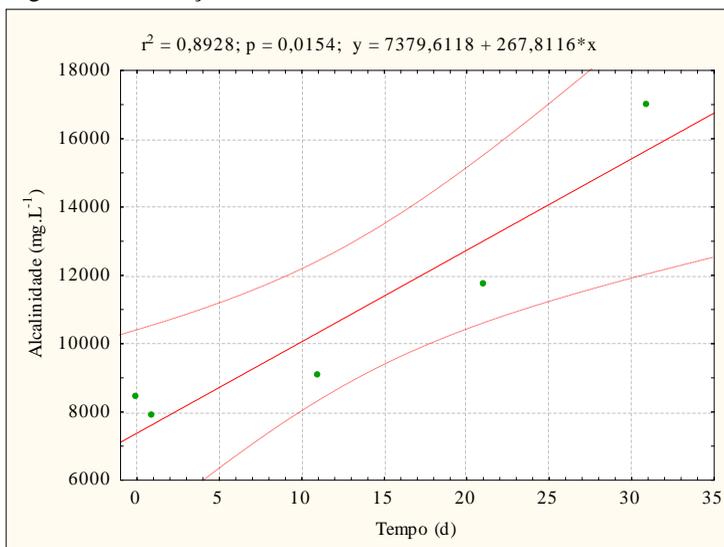
Fonte: A autora.

Figura 34 - Variação da cor do lixiviado concentrado no tempo.



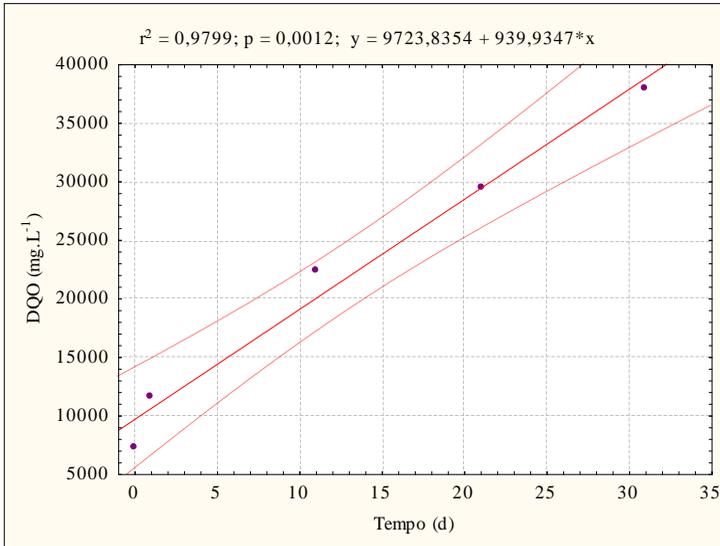
Fonte: A autora.

Figura 35 - Variação da alcalinidade do lixiviado concentrado no tempo.



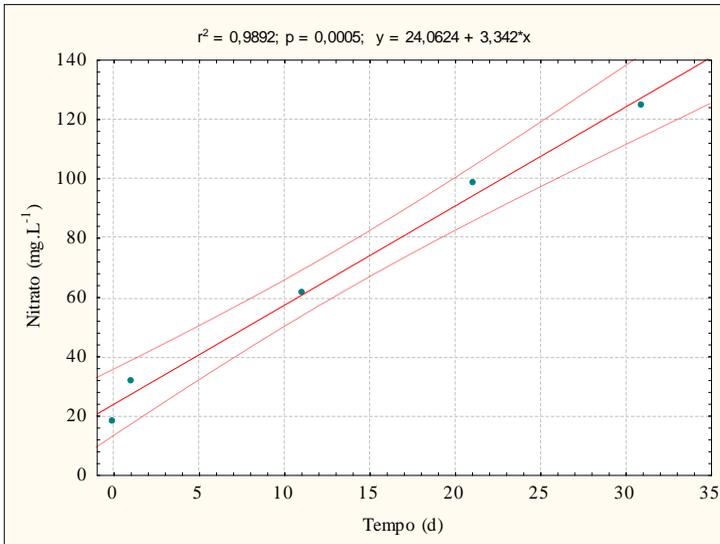
Fonte: A autora.

Figura 36 - Variação da DQO do lixiviado concentrado no tempo.



Fonte: A autora.

Figura 37 - Variação do nitrato presente no lixiviado concentrado no tempo.



Fonte: A autora.

Através da análise da Figura 32 pode-se observar um crescimento linear dos sólidos ao longo do tempo. Uma das grandes limitações, apontada por diversos autores, é o aumento expressivo da concentração de sólidos dissolvidos pelo processo da evaporação. Pode-se verificar que este é o parâmetro que mais aumentou devido ao processo evaporativo, seguido dos “SFT”. Os “SVT” aumentaram, mas em uma proporção muito menor. Com o aumento da concentração de sólidos dissolvidos no processo, ocorreu, conseqüentemente, o aumento da condutividade no concentrado. O mesmo se deu com a cor, que apresentou valores crescentes ao longo do tempo, também, devido à concentração dos sólidos, especialmente os dissolvidos.

Outro parâmetro com taxa de crescimento significativa foi a alcalinidade. Com o passar do tempo, o lixiviado pode se tornar cada vez mais tamponado com o aumento da alcalinidade, fazendo com que o pH aumente.

Conforme verificado através das análises estatísticas, a DBO não apresentou uma variação significativa ao longo do tempo, ao contrário da DQO, que teve um comportamento linear de concentração no resíduo da evaporação. O resíduo, deste modo, pode se tornar cada vez mais recalcitrante, com o decorrer do tempo, tornando o lixiviado remanescente de difícil tratabilidade.

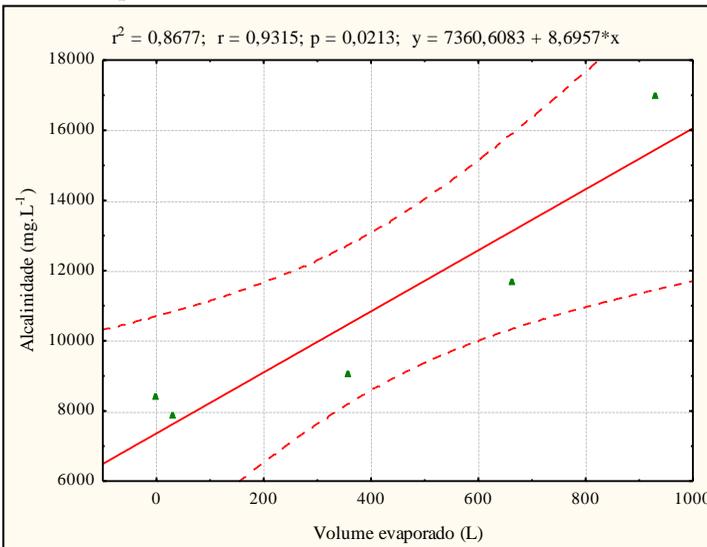
Pode-se verificar que as concentrações de nitrato no concentrado aumentaram. Possivelmente estava ocorrendo conversão de parcela do nitrogênio amoniacal presente em nitrato, visto que eram propiciadas condições aeróbias no processo.

Com as retas de regressão obtidas, pode-se prever a concentração destes parâmetros a qualquer tempo. Pode-se prever também a concentração dos parâmetros físico-químicos com relação ao volume de lixiviado evaporado. Na Figura 38 mostra-se a concentração da alcalinidade com relação ao volume de lixiviado evaporado. Desta forma, podem-se concentrar parâmetros físico-químicos até o valor requerido para determinado processo subsequente, por exemplo.

Estudos como os de Di Palma et al. (2002) e Hercule et al. (2005) se valeram da evaporação como tecnologia de pré-tratamento para obter um condensado/destilado com baixas concentrações de matéria orgânica e, assim, tratar este efluente em unidades de tratamento posteriores, como a osmose reversa. O tratamento do resíduo ou concentrado não foi mencionado nestes estudos. Provavelmente, o volume obtido após a evaporação tenha sido suficientemente pequeno para ser depositado como um resíduo em um aterro sanitário. No estudo de Hercule et al. (2005) a vazão de lixiviado na entrada do sistema de

tratamento era de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e do concentrado variava de $0,3$ a $2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. No estudo de Hercule et al. (2005) optou-se por trabalhar com temperaturas baixas, entre 35 e $45 \text{ }^\circ\text{C}$, a fim de obter um destilado de melhor qualidade, principalmente no que diz respeito às concentrações de DQO que, nestas condições, tendem a permanecer na fase líquida, ou seja, no concentrado. Em outros trabalhos, como o de Gastaldello e Feronato (1998), o concentrado era disposto no próprio aterro sanitário.

Figura 38 - Variação da alcalinidade do lixiviado concentrado com relação ao volume evaporado.



Fonte: A autora.

4.3.2.4 Análise de correlação entre os parâmetros físico-químicos

Para verificar a correlação entre os parâmetros físico-químicos no processo foi feita uma análise de correlação não paramétrica, utilizando o coeficiente de Kendall Tau, com nível de significância de 95 %, utilizando os valores do lixiviado bruto e do concentrado. Neste caso, utilizou-se uma correlação não paramétrica visto que os dados não apresentaram distribuição normal.

Na Tabela 31 são apresentadas apenas as correlações significativas entre os parâmetros. Para melhor visualização foram retiradas as correlações não significativas. O sinal positivo da correlação indica que o aumento de uma variável produziu um aumento da outra

variável. Quando o sinal da correlação é negativo, o aumento de uma variável refletiu na diminuição da outra variável.

O pH não apresentou, neste caso, nenhuma relação significativa com qualquer outro parâmetro FQ analisado. Isto pode ser explicado pelo fato de que a variação dos valores deste parâmetro ao longo do tempo de armazenamento e ao longo do processo não foi expressiva.

Assim como o pH, a temperatura também foi retirada da tabela, pois a única correlação observada para a mesma foi com a condutividade. Os ácidos graxos voláteis também não apresentaram nenhuma correlação significativa com os demais parâmetros.

A condutividade elétrica é uma medida da habilidade de uma solução aquosa de conduzir uma corrente elétrica devido à presença de íons. Essa propriedade varia com a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas na água, com a temperatura, com a mobilidade dos íons, com a valência dos íons e com as concentrações real e relativa de cada íon (PINTO, 2007). Pode-se verificar que, neste caso, a condutividade foi influenciada pela temperatura e apresentou correlação com todos os outros parâmetros físico-químicos, com exceção dos sólidos sedimentáveis. A correlação entre a condutividade e os parâmetros OD, NTK e amônia foi negativa.

Todos os sólidos, com exceção dos sedimentáveis, apresentaram fortes correlações entre si, visto que, com o processo evaporativo, há um aumento da concentração dos mesmos ao longo do tempo. A correlação de valor “1” apresentada pelos SDT e SVT foi a maior entre todas as variáveis, mostrando que o aumento da concentração destes dois parâmetros ocorre da mesma forma. Pela análise da Figura 32, os valores de R^2 para estes parâmetros são bastante próximos, evidenciando a linearidade de crescimento dos mesmos.

Observou-se também correlação positiva entre os sólidos e os parâmetros referentes à matéria orgânica – DQO e COT. Porém, não foi observada correlação com a DBO. Isto pode ser explicado pelo fato de que a DBO se manteve relativamente estável ao longo do processo, enquanto que os demais parâmetros tiveram suas concentrações significativamente aumentadas. O fator de concentração, considerando os valores médios do lixiviado bruto e do lixiviado concentrado, para a DBO foi de 1,3 vezes, ao passo que os fatores para a DQO e para o COT foram de 4,1 e 2,4 vezes, respectivamente. Pode-se verificar que os coeficientes foram superiores para a DQO em relação ao COT, visto o maior aumento da sua concentração ao longo do tempo.

Tabela 31 - Correlação entre os parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto e do concentrado.

Cond.	Cor	OD	DQO	COT	NTK	NH ₃	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ²⁻	SO ₄ ³⁻	S ₂ ⁻	ST	SDT	SST	SFT	SVT	Sedi.	
0,57	0,74	-0,80	0,74	0,69	-0,63	-	-	0,57	0,69	0,51	0,63	0,69	0,8	0,51	0,63	0,80	0,73	Turb.
-	0,67	-0,77	0,83	0,78	-0,50	-0,67	0,78	0,78	0,50	0,67	0,94	0,89	0,78	0,72	0,83	0,78	-	Cond.
-	-	-0,77	0,83	0,56	-	-	-	0,56	0,72	0,78	0,72	0,78	0,89	0,50	0,83	0,89	-	Cor
-	-	-	0,50	-	-0,50	-0,56	-	-	-	-	0,50	-	0,56	0,50	-	0,56	-	Alcal.
-	-	-	-0,90	-0,77	0,53	-	-0,53	-0,65	-0,71	-0,53	-0,77	-0,90	-0,84	-0,77	-0,90	-0,84	-	OD
-	-	-	-	0,50	-0,56	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	DBO
-	-	-	-	0,72	-	-0,50	0,61	0,72	0,67	0,61	0,89	0,94	0,94	0,67	0,89	0,94	-	DQO
-	-	-	-	-	-0,72	-	0,56	0,78	0,61	0,56	0,83	0,67	0,67	0,72	0,61	0,67	-	COT
-	-	-	-	-	-	0,61	-0,50	-0,72	-	-0,61	-0,56	-	-0,50	-	-	-0,50	-	NTK
-	-	-	-	-	-	-	-0,89	-0,67	-	-0,67	-0,61	-0,56	-0,56	-	-0,50	-0,56	-	NH ₃
-	-	-	-	-	-	-	-	0,78	-	0,67	0,72	0,67	0,56	0,50	0,61	0,56	-	NO ₃ ⁻
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50	0,78	0,83	0,67	0,67	0,61	0,61	0,67	-	NO ₂ ⁻
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50	0,56	0,61	0,61	-	0,67	0,61	0,53	Fósforo
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72	0,56	0,67	-	0,61	0,67	-	SO ₄ ³⁻
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83	0,83	0,67	0,78	0,83	-	S ₂ ⁻
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,89	0,72	0,94	0,89	-	ST
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61	0,83	1,00	0,53	SDT
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67	0,61	-	SST
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83	-	SFT
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,53	SVT

Fonte: A autora.

A turbidez e a cor também apresentaram correlação significativa positiva com os sólidos, visto que um aumento da concentração dos últimos acarreta um aumento da concentração dos primeiros.

As correlações negativas dos parâmetros NTK e nitrogênio amoniacal com alguns parâmetros mostram que, enquanto os SDT e os SVT, por exemplo, aumentaram ao longo do processo, as concentrações de NTK e de amônia diminuíram – a amônia, por ser uma substância volátil a valores de pH mais elevados e o NTK, por conter, em maior percentual, a amônia em relação ao nitrogênio orgânico.

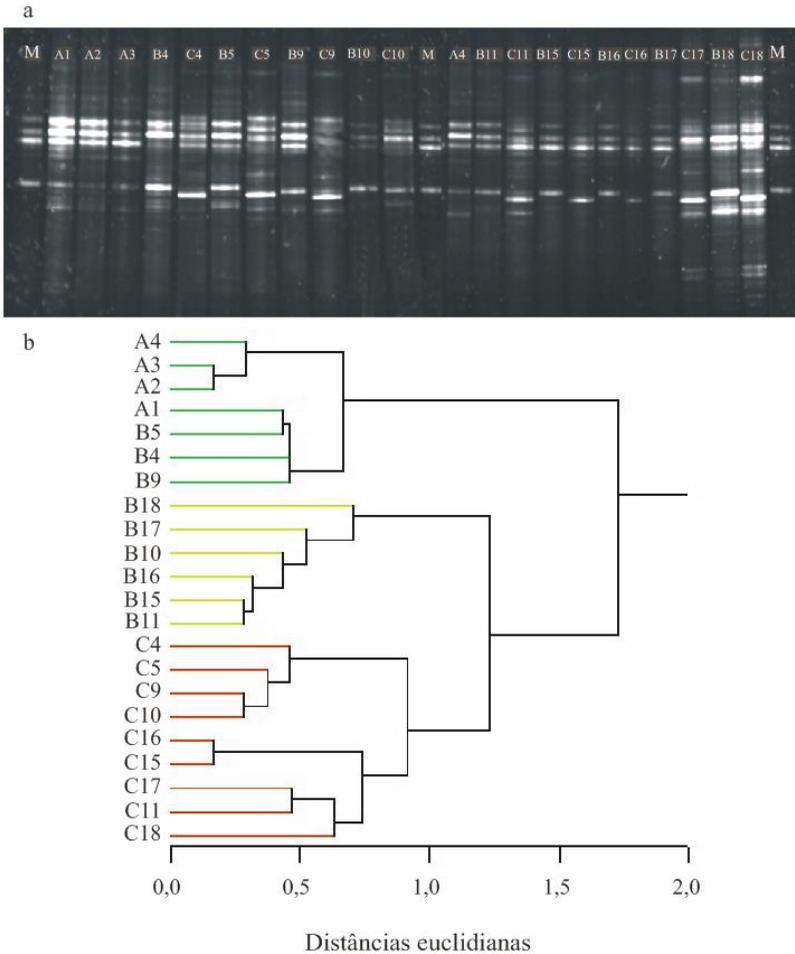
4.4 DETERMINAÇÃO DO PERFIL DAS POPULAÇÕES BACTERIANAS PRESENTES NOS DIFERENTES EXTRATOS DE ANÁLISE (LIXIVIADO BRUTO, CONCENTRADO E AR)

4.4.1 Análise das bactérias presentes nas amostras de lixiviado (bruto e concentrado)

A integridade do DNA extraído das amostras de lixiviado foi verificada através de uma eletroforese em gel de agarose, a 0,5 % TAE-1X. Após a verificação da integridade do DNA extraído, pela visualização das bandas no gel de agarose, procedeu-se à PCR e à DGGE. Os perfis de *amplicons* obtidos, a partir das análises de PCR-DGGE, para os três grupos de amostras analisadas no estudo, podem ser observados na Figura 39a. As amostras designadas por “A” (A₁, A₂, A₃, A₄) foram coletadas no aterro sanitário, as designadas por “B” (B₄, B₅, B₉, B₁₀, B₁₁, B₁₅, B₁₆, B₁₇ e B₁₈) são referentes ao lixiviado bruto, coletadas no reservatório superior da unidade experimental e que não entraram no processo evaporativo, e as designadas por “C” (C₄, C₅, C₉, C₁₀, C₁₁, C₁₅, C₁₆, C₁₇ e C₁₈) são referentes ao lixiviado concentrado, coletadas na unidade de evaporação, após o processo evaporativo. Os números indicam os dias em que as amostras foram coletadas.

Os perfis de *amplicons* foram analisados, utilizando-se o programa *Gel Compare II*, que gera uma matriz binária, de ausência e presença de bandas no gel. A matriz está apresentada no Apêndice D. Foram observadas algumas diferenças relativas ao número de *amplicons*.

Figura 39 - Comparação entre a estrutura das comunidades bacterianas dos três grupos de amostras analisadas. a - Gel de DGGE; b - *Cluster* gerado pela análise de agrupamento hierárquico dos perfis de *amplicons* do DGGE.



*M - marcador molecular. Fonte: A autora.

Com relação ao grupo “C”, a amostra C_{18} apresentou o maior número de *amplicons*, seguida da amostra C_{17} e das demais do grupo, sendo que a amostra C_{16} apresentou o menor número de *amplicons*. Já, no grupo “B”, com maior número de *amplicons* têm-se as amostras B_{18} e B_4 e com menor número a amostra B_{16} . No dia 16, então, teve-se um menor número de *amplicons*, tanto no bruto quanto no concentrado, em

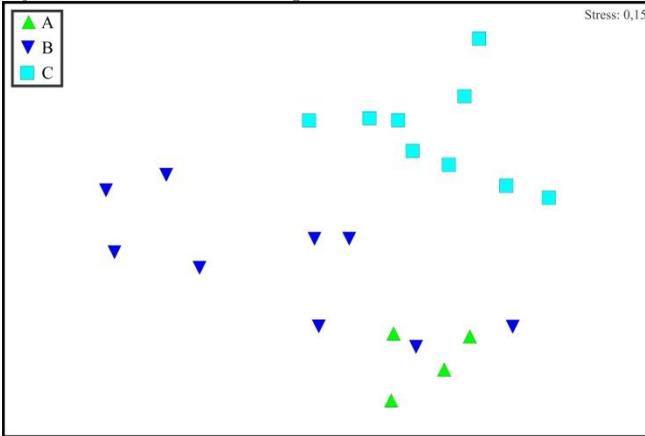
relação aos outros dias de análise e no dia 18, um maior número de *amplicons* nas duas amostras. No grupo “A” o número de *amplicons* das amostras foi bastante similar. Em média, foi observado um número maior de *amplicons* nas amostras de lixiviado concentrado quando comparado com as amostras de lixiviado bruto. O padrão de bandamento das amostras apresentou distinções entre grupos e similaridades entre amostras do mesmo grupo. Em uma primeira análise, isto sugere que as estruturas das comunidades bacterianas são distintas nas diferentes amostras de lixiviado analisadas.

A fim de verificar a di(similaridade) entre as amostras analisadas foi utilizado o programa estatístico Systat 11.0. A análise no programa foi feita usando agrupamento hierárquico, com base em dados binários (gerados pelo programa *Gel Compare II*), pelo método de concordância simples (*simple matching*), com algoritmo de Ward e distância euclidiana como unidade de medida. O resultado desta análise está apresentado na Figura 39b. A partir da análise do *cluster* gerado, pode-se verificar o agrupamento das amostras “C” e o agrupamento de algumas amostras “B”. Houve um terceiro agrupamento, este entre amostras dos grupos “A” e “B”.

Os perfis de *amplicons* também foram comparados em um espaço de ordenação em escala multidimensional (MDS), através do programa PRIMER 5, utilizando-se o coeficiente de similaridade de Bray Curtis. Esta análise foi efetuada a fim de avaliar a projeção das distâncias entre as amostras em um plano bidimensional e, assim, verificar as respectivas similaridades (ou dissimilaridades) entre as mesmas. A relação entre estas duas medidas foi avaliada por regressão linear, sendo que a confiabilidade da regressão é representada pelo *stress*. O resultado desta análise (Figura 40) mostra, em geral, maior similaridade (menores distâncias) entre as amostras “A” e “B” e dissimilaridade (maiores distâncias) entre amostras “A” e “C” e “B” e “C”, sendo que “A” e “C” apresentam maior dissimilaridade do que B” e “C”.

Para discriminação dos grupos, testaram-se as diferenças entre o valor médio de similaridade entre as amostras (*rank*) dentro dos grupos e entre os grupos. Para isso, utilizou-se a análise de similaridade ANOSIM (também no programa PRIMER 5), a qual calcula um valor R com base na comparação dos grupos, sendo que o R recalculado, com base em permutações, permite determinar diferenças estatísticas entre os perfis de bandas detectados nos géis.

Figura 40 - Análise de MDS para as três amostras de lixiviado analisadas.



Fonte: A autora.

Pela análise de similaridade - ANOSIM (Tabela 32) as amostras “A” e “B” não apresentaram diferença estatística significativa, ou seja, a estrutura das comunidades bacterianas destas amostras é semelhante. Por outro lado, as amostras “A” e “C” apresentaram diferença significativa (R estatístico maior que R global). Para as amostras “B” e “C” foi obtido um valor para R estatístico próximo ao valor de R global. Isto quer dizer que estas amostras apresentaram diferença estatística significativa, porém em menor grau do que entre “A” e “C”.

Tabela 32 - Resultado do teste de similaridade por *pairwise* (pareamento) baseado nos perfis de *amplicons* obtidos para as amostras.

Comparações entre horizontes	Teste de similaridade por pareamento
A e B	0,184
A e C	0,841
B e C	0,555

Nível de significância para R global = 0,525; $p < 0,1$. Fonte: A autora.

A partir da observação do gel de DGGE e do resultado das análises estatísticas efetuadas, pode-se inferir que as comunidades bacterianas no concentrado apresentam *amplicons* com deslocamento no gel de poliácridamida distintos aos observados nas amostras “A” e “B”, sugerindo a seleção de populações bacterianas filogeneticamente similares devido ao processo evaporativo. Alguns estudos, como os

citados a seguir, também se valeram das técnicas de PCR-DDGE para avaliar as comunidades bacterianas em diferentes sistemas de tratamento.

Sakamoto (2001) comparou a estrutura das comunidades bacterianas presentes em sistemas de lodos ativados modificados para a remoção biológica de fósforo em excesso ao longo do tempo. A estrutura das comunidades bacterianas revelou-se semelhante e persistia ao longo do processo. Algumas alterações foram verificadas, possivelmente relacionadas com as modificações operacionais do sistema, com a idade do lodo e com a vazão de recirculação interna no sistema de tratamento.

Stamper, Walch e Jacobs (2003) monitoraram, por 100 dias, as alterações na população bacteriana presente em um biorreator à membrana, utilizado para o tratamento de águas cinzas. O perfil das comunidades bacterianas variou significativamente durante o período de análise. Este resultado foi obtido, segundo os autores, devido às mudanças diárias dos parâmetros FQ, tais como DBO, nitrogênio, fósforo e óleos e graxas e também às mudanças na operação do biorreator.

Pinhati (2008) estudou a comunidade bacteriana de uma estação de tratamento de efluente de refinaria de petróleo. O perfil das comunidades bacterianas foi monitorado durante um processo de choque de carga de fenol. Houve uma pequena variação nos padrões de bandamento ao longo do processo, indicando, segundo a autora, que a comunidade bacteriana foi capaz de se adaptar às condições adversas a que foi submetida.

Naiak (2009) analisou a estrutura, a composição e a dinâmica das comunidades de bactérias e de arqueas presentes em lixiviados provenientes de biorreatores construídos (escala laboratorial), usados para simular a decomposição de RSU em AS. Como resultado, a autora verificou mudanças temporais nas populações para ambos os domínios.

Santos (2010b) investigou e comparou a diversidade microbiana presente em cinco lixiviados distintos, provenientes de aterros sanitários do RJ e de PE, tendo como resultado da análise de DGGE uma estruturação diferencial da comunidade microbiana entre as amostras de lixiviado analisadas.

Zhang et al. (2011), analisando amostras de diferentes tipos de aterros (semi-aeróbio e anaeróbio) e idades (6 meses, 2 e 8 anos), identificaram diferenças nas quantidades de bandas do gel de DGGE e nos índices de diversidade, indicando que a comunidade bacteriana dos

lixiviados variava de acordo com a idade do aterro e com o tipo de aterro/processo utilizado.

Análises e comparações das estruturas de comunidades bacterianas no produto resultante de processos evaporativos (ou concentrado) não foram reportadas até o momento.

4.4.2 Análise das bactérias presentes nas amostras de ar

4.4.2.1 Análise morfológica das colônias

A partir da análise da morfologia das colônias, realizada com o auxílio da lupa binocular, as mesmas foram divididas, inicialmente, em cinco categorias: coloração, intensidade da coloração, tamanho, aspecto e superfície. Com relação ao tamanho, duas categorias foram criadas – “pequena” e “variável”. Colônias pequenas foram aquelas menores do que 2 mm e com tamanho “variável” aquelas que apresentaram tamanhos maiores e menores que 2 mm. O aspecto “variável” refere-se a colônias com características brilhantes e também opacas. A superfície “variável” das colônias inclui tanto a superfície côncava quanto a plana.

Os isolados, conforme citado no capítulo precedente, foram corados pelo método de Gram e observados ao microscópio óptico. Mais duas categorias foram consideradas: a forma e a reação ao Gram. Para alguns isolados não houve uma distinção clara entre as formas e um resultado satisfatório para o Gram (houve contaminação, talvez por não se isolar adequadamente uma só colônia), desta forma, os mesmos não receberam classificação nestas categorias. Essas análises precedentes (de Gram e forma) foram realizadas com o objetivo de se diferenciar os isolados para a contagem das unidades formadoras de colônia. A confirmação das diferenças de espécies seria obtida somente a partir das técnicas de biologia molecular. Assim, foram identificados, previamente, 12 isolados, que apresentaram as características descritas na Tabela 33.

Nas Figuras 41 e 42 estão apresentadas duas placas amostradas, indicando-se os isolados: BC (branca cremosa), BT (branca transparente), AC (amarela clara), AM (amarela média), AF (amarela forte), LC (laranja clara), LM (laranja média) e LF (laranja forte). Os demais isolados, por serem colônias muito pequenas, só eram vistas na lupa binocular e, assim, não apareceram nas fotografias.

Tabela 33 - Caracterização morfológica dos 12 isolados bacterianos identificados.

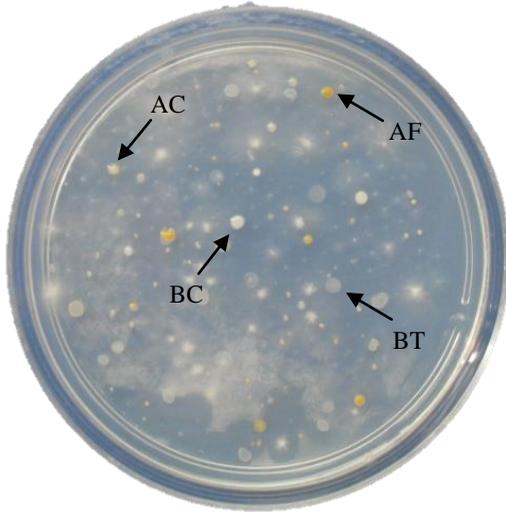
Isolados	Sigla	Gram	Forma	Coloração	Intensidade da coloração	Tamanho	Aspecto	Superfície
1	BC	-	Bacilos	Branca	-	Variável	Brilhante	Variável
2	BT	+	Bacilos	Branca	-	Variável	Variável	Variável
3	AC	+	NC	Amarela	Clara	Variável	Brilhante	Variável
4	AM	NC	NC	Amarela	Média	Variável	Variável	Variável
5	AF	+	Cocos	Amarela	Forte	Variável	Brilhante	Côncava
6	AQ	+	Cocos	Amarela	-	Pequena	Brilhante	Côncava
7	RC	+	Bacilos	Rosa	Clara	Pequena	Brilhante	Côncava
8	RM	NC	NC	Rosa	Média	Pequena	Brilhante	Côncava
9	RF	NC	NC	Rosa	Forte	Pequena	Brilhante	Côncava
10	LC	NC	NC	Laranja	Clara	Variável	Brilhante	Côncava
11	LM	+	Bacilos	Laranja	Média	Variável	Brilhante	Côncava
12	LF	NC	NC	Laranja	Forte	Variável	Brilhante	Côncava

*A primeira letra da sigla indica a cor do isolado (conforme a quinta coluna da tabela) e a segunda letra refere-se à intensidade da cor (conforme sexta coluna da tabela). A sigla BC indica que o isolado era branco de consistência “cremosa” e a sigla BT indica que o isolado era branco de consistência “transparente”. A sigla AQ refere-se a amarelo “queimado”.

- : não se aplica e NC: não classificado.

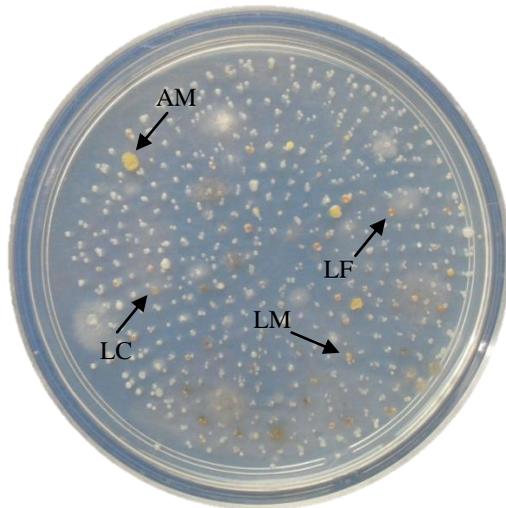
Fonte: A autora.

Figura 41 - Imagem da placa AEE 2 (dia 16/out) - Indicação de alguns isolados obtidos.



Fonte: A autora.

Figura 42 - Imagem da placa DS 3 (dia 17/out) - Indicação de alguns isolados obtidos.



Fonte: A autora.

Muitos fungos se desenvolveram nas placas amostradas (Figura 43) e, por vezes, se espalharam de tal forma que tomaram toda a superfície do meio, dificultando, assim, o processo de análise das colônias e a sua contagem. Este problema ocorre com determinada frequência, conforme comentado no estudo de Burrows et al. (2009).

O aparecimento destes microrganismos pode ter-se dado pelo fato de que muitas espécies fúngicas podem se desenvolver em meios mínimos, contendo amônia ou nitritos, como fontes de nitrogênio, substâncias orgânicas (carboidratos simples), como D-glicose e sais minerais, como sulfatos e fosfatos (ARAUJO, NUNES e PANOSSO, 2012). Além disso, os fungos mesófilos apresentam crescimento ótimo nas temperaturas entre 20 e 30 °C. Assim, acredita-se que, por estes motivos (exigências nutricionais e condições ambientais, como pH, temperatura e atmosfera), os fungos se desenvolveram nas placas utilizadas para o cultivo de bactérias. Para se evitar este tipo de “contaminação” poderia ter sido inserido, quando do preparo do meio de cultura, um inibidor de crescimento de fungos ou, ainda, ter-se ajustado um pH mais elevado para o meio.

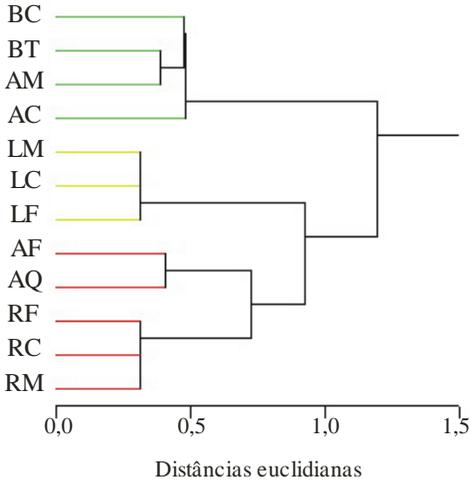
Figura 43 - Imagem das placas - DE 1 (dia 15/out) e DE 2 (dia 05/out), indicando a presença de fungos.



Fonte: A autora.

A fim de melhor caracterizar os isolados, fez-se uma análise de agrupamento – *cluster*, com o intuito de verificar quais isolados estavam mais próximos, tomando como base suas características morfológicas. O programa utilizado foi o Systat 11.0, usando agrupamento hierárquico com base em dados binários, pelo método de concordância simples, com algoritmo de Ward e distância euclidiana como unidade de medida. O resultado da análise está representado na Figura 44.

Figura 44 - *Cluster* gerado pela análise de agrupamento hierárquico dos isolados identificados morfologicamente.



Fonte: A autora.

Pela análise de agrupamento, pode-se observar tanto a similaridade quanto a dissimilaridade entre os isolados. Os isolados de coloração “rosa” – RC, RM e RF – definiram um agrupamento distinto, assim como ocorreu com os de coloração “laranja” – LC, LM e LF. Os isolados de coloração “branca” – BC e BT – também apresentaram similaridade, agrupando-se separadamente. A divergência ocorreu com os isolados de coloração “amarela”. Neste caso, os isolados AF e AQ formaram um grupo distinto e os isolados AC e AM agruparam-se com os isolados BC e BT. Isto quer dizer que as características morfológicas dos isolados AF e AQ apresentaram maior similaridade com as dos isolados BC e BT do que com os isolados AC e AM. No geral, as características destes isolados agrupados são bastante semelhantes, entretanto, a causa da maior similaridade com BC e BT pode ter sido pelo fato de que não houve classificação nas categorias “Gram e Forma”, para AM e na categoria “Forma”, para AC.

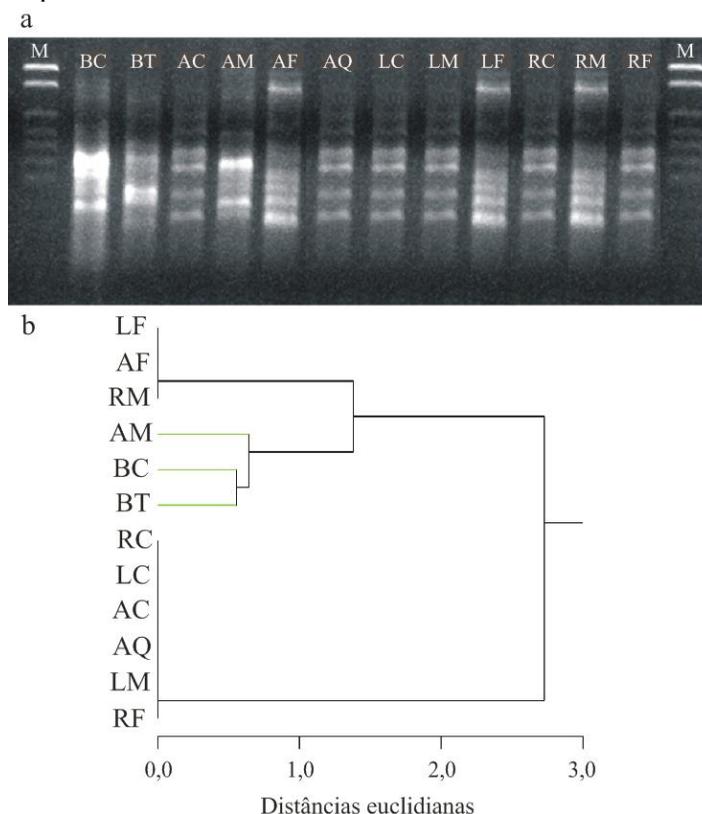
4.4.2.2 Caracterização do perfil dos isolados identificados nas amostras de ar

Para a diferenciação dos 12 isolados bacterianos identificados, o DNA de cada amostra foi extraído e amplificado via BOX-PCR. Os

produtos de amplificação foram submetidos a uma eletroforese em gel de agarose para visualização do padrão de bandeamento (Figura 45a).

A fim de verificar a di(similaridade) entre os isolados, foi utilizado também o programa Systat 11. A análise foi realizada, usando agrupamento hierárquico, com base em dados binários, pelo método de concordância simples, com algoritmo de Ward e distância euclidiana como unidade de medida. O resultado da análise está apresentado na Figura 45b.

Figura 45 - BOX-PCR dos isolados. a - Perfis de bandas obtidos por BOX-PCR a partir dos isolados. b - *Cluster* gerado pela análise de agrupamento hierárquico do perfil de bandas dos isolados identificados através da BOX-PCR.



* M – marcador molecular. Fonte: A autora.

Os resultados obtidos a partir da análise de BOX-PCR dos isolados indicaram a presença de cinco agrupamentos bacterianos distintos coletados do ar. Pela análise da imagem do gel e do *cluster*, os isolados “LF”, “AF” e “RM” apresentaram o mesmo padrão de bandas, assim como os isolados “RC”, “LC”, “AC”, “AQ”, “LM” e “RF”, que tiveram o mesmo padrão de bandeamento. Os demais isolados apresentaram padrões distintos.

Diferentemente do resultado da análise morfológica, onde se identificaram 12 isolados, a análise feita a partir da BOX-PCR resultou em apenas cinco agrupamentos. A análise morfológica é realizada com base somente nas características fenotípicas dos microrganismos, que podem se modificar ao longo do tempo, ao passo que a análise de BOX-PCR é uma análise a nível genético.

Bacelar (2010) utilizou-se da técnica de PCR-DGGE com o intuito de verificar a presença de fragmentos de DNA bacterianos em amostras de vapor condensado, de um experimento realizado em escala de bancada, para o estudo da evaporação de lixiviados de AS. O autor realizou quatro análises do vapor condensado e não detectou a presença de grupos bacterianos em nenhuma delas. Este resultado é justificável, visto que o experimento foi conduzido em temperaturas de 99 a 101 °C, temperaturas estas bastante elevadas quando comparadas com aquelas do ambiente em que as bactérias se desenvolveram, ou seja, aquelas verificadas nos aterros sanitários. Quando submetidas a altas temperaturas, as proteínas das bactérias sofrem um processo conhecido como desnaturação, impossibilitando a continuidade de processos celulares importantes, causando a morte celular. Outro fator decorrente da elevação da temperatura é que as membranas celulares tornam-se muito fluidas e, a partir disto, pode ocorrer o “vazamento” do conteúdo celular.

Não foi reportado, até o presente momento, nenhum outro estudo cujo objetivo tenha sido analisar qualitativamente as espécies bacterianas provenientes do ar circunstante de unidades de evaporação de lixiviados de aterro sanitário.

4.4.2.3 Avaliação quantitativa dos isolados – Contagem das unidades formadora de colônias

Nas Tabelas 34 e 35 são apresentados, respectivamente, os valores de UFC para cada placa amostrada e os valores de UFC por volume de ar amostrado para cada placa, em todos os pontos de amostragem.

Tabela 34 - Unidades formadoras de colônia (UFC) para cada placa amostrada.

Dia	v	DE		DS			AEE			AET			AED			C
		1	2	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
04/out	6,0	47	12	68	64	73	76	25	30	80	48	40	20	26	44	0
05/out	5,0	0	4	486	815	716	57	65	34	217	167	28	94	126	168	0
09/out	4,0	15	10	960	1105	547	639	163	203	206	155	298	34	28	9	1
10/out	3,0	4	7	811	735	585	28	34	30	196	381	143	6	5	7	0
11/out	2,5	350	255	722	1.582	690	1.112	643	561	665	633	387	326	431	234	0
15/out	2,0	113	154	1.151	1.562	1.345	239	199	697	168	239	160	61	50	80	0
16/out	1,5	1	15	1.023	1.313	1.918	159	127	105	186	192	24	10	10	28	0
17/out	1,0	13	28	924	1.509	905	32	106	297	19	192	374	8	14	72	0
18/out	0,5	220	184	2.595	1.703	2.216	20	72	113	71	64	157	3	39	16	0

* v – velocidade do ar (m.s^{-1}).

Fonte: A autora.

Tabela 35 - Unidades formadoras de colônia por volume de ar amostrado (UFC.m⁻³) em cada placa.

Dia	v	DE		DS			AEE		
		1	2	1	2	3	1	2	3
04/out	6,0	111	29	160	151	172	179	59	71
05/out	5,0	0	10	1144	1918	1685	135	153	80
09/out	4,0	53	36	3393	3905	1933	2258	576	718
10/out	3,0	15	25	2866	2598	2068	99	121	106
11/out	2,5	1237	902	2552	5591	2439	3930	2273	1983
15/out	2,0	400	545	4068	5520	4753	845	704	2463
16/out	1,5	4	53	3615	4640	6778	562	449	371
17/out	1,0	46	99	3265	5333	3198	114	375	1050
18/out	0,5	778	651	9170	6018	7831	71	255	400

Tabela 35 - Unidades formadoras de colônia por volume de ar amostrado (UFC.m⁻³) em cada placa (Continuação).

Dia	v	AET			AED			Controle
		1	2	3	1	2	3	C
04/out	6,0	189	113	95	48	62	104	0
05/out	5,0	511	393	66	222	297	396	0
09/out	4,0	728	548	1053	121	99	32	1
10/out	3,0	693	1347	506	22	18	25	0
11/out	2,5	2350	2237	1368	1152	1523	827	0
15/out	2,0	594	845	566	216	177	283	0
16/out	1,5	658	679	85	36	36	99	0
17/out	1,0	68	679	1322	29	50	255	0

Fonte: A autora.

Vale ressaltar que, nos dois primeiros dias de coleta – 04 e 05/out – o tempo de amostragem foi de 15 minutos. Diminuiu-se o tempo de coleta, pois algumas colônias estavam ficando sobrepostas, dificultando o procedimento de contagem.

Na Figura 46 apresentam-se duas placas, onde houve grande crescimento de UFC.

Figura 46 - Imagem das placas: a - DS 3 (dia 17/out), com 1.509 UFC e b - DS 3 (dia 16/out), com 1.918 UFC.



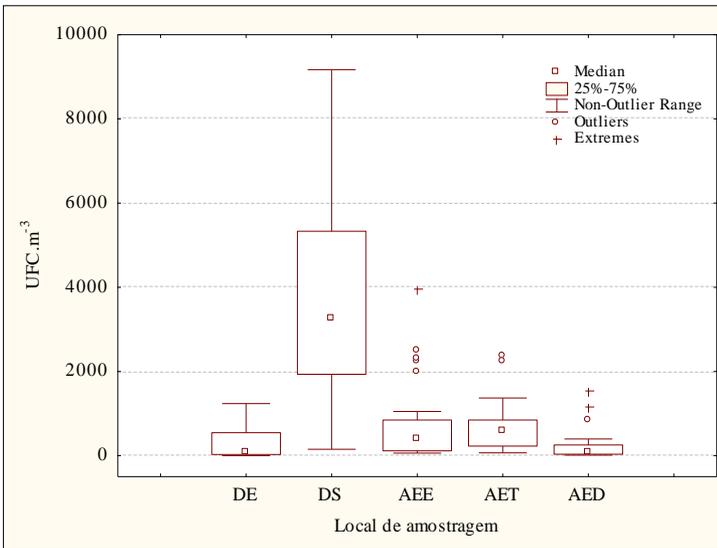
Fonte: A autora.

Para averiguar se ocorreu um aumento estatístico significativo de bioaerossóis presentes no ar circunstante devido à evaporação do lixiviado, foi construído, primeiramente, um gráfico *box plot* (Figura 47) dos valores de UFC.m^{-3} em cada ponto amostrado.

Pode-se verificar claramente que o duto de saída – DS da unidade experimental foi o ponto amostrado que apresentou maiores valores de UFC.m^{-3} , ou seja, este foi o local mais contaminado. A média de UFC.m^{-3} no DS foi de 3.583 e o valor máximo foi de 9.169,6 UFC.m^{-3} . O duto de entrada (DE) e área externa à direita (AED) apresentaram praticamente a mesma concentração de bioaerossóis, com médias de 277 e 234 UFC.m^{-3} , respectivamente. Já, a área externa à esquerda (AEE) e a área externa próxima ao tanque (AET) apresentaram médias de 755 e 693 UFC.m^{-3} respectivamente.

A confirmação de que havia diferenças estatísticas significativas entre os locais de amostragem foi obtida através de uma análise de variância com um fator (*one-way ANOVA*), a um nível de significância de 95 %, conforme Tabela 36. Para as concentrações de UFC.m^{-3} foi aplicado a função matemática “logaritmo” antes da ANOVA, para a normalização dos dados.

Figura 47 - Concentrações de bioaerossóis nos locais de amostragem.



Fonte: A autora.

Tabela 36 - Resultado da análise de variância para verificação da influência do local na concentração de UFC.m⁻³.

	SS	Graus de liberdade	MS	F	p
Intercepto	821,8251	1	821,8251	2585,251	0,000000
Local	34,5188	4	8,6297	27,147	0,000000
Erro	38,4647	121	0,3179		

*Valores em negrito – diferença estatística significativa. Fonte: A autora.

Para averiguar a significância da aplicação do modelo (ANOVA) verificaram-se as suposições de normalidade dos resíduos. Pela Figura 3 do Apêndice C pode-se comprovar este pressuposto.

Com a análise de variância é possível verificar se existem diferenças entre médias, neste caso, entre as concentrações de UFC.m⁻³ em cada local, no entanto, não se tem conhecimento se a média do duto de entrada, por exemplo, é igual ou diferente dos demais locais, ou seja, existe diferença, mas não se sabe ainda entre quais médias (locais). Para verificar as diferenças entre os locais foi utilizado o teste de Tukey, com resultado expresso na Tabela 37.

Pode-se verificar, pelo resultado obtido, que o DE e a AED são consideradas iguais, isto é, as médias não diferem significativamente entre si. Estes foram os locais que apresentaram menores níveis de

unidades formadoras de colônias por m^3 de ar. Da mesma forma, AEE e AET não apresentaram diferença estatística significativa e possuem a segunda maior média (locais mais “contaminados” do que os primeiros). E, por fim, o teste de Tukey confirmou a maior média de $UFC.m^{-3}$ no DS e diferença significativa comparada aos demais, evidenciando que o processo de evaporação emitiu bactérias durante o processamento do lixiviado.

Tabela 37 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias dos locais de amostragem de bactérias do ar.

Local	Média do Log UFC.m ⁻³	1	2	3
DE	1,938	****		
AED	2,006	****		
AEE	2,557		****	
AET	2,662		****	
DS	3,399			****

Fonte: A autora.

A título de comparação, no estudo de Flores-Tena et al. (2007), em amostragens realizadas no aterro sanitário San Nicolás, obtiveram-se concentrações de $4,4 \times 10^3$ $UFC.m^{-3}$ e, no estudo de Peterson (1971), avaliando a poeira de áreas em torno de incineradores, obteve-se uma contagem celular microbiana viável máxima de 27.844,5 organismos. m^{-3} , valores estes bastante superiores ao máximo encontrado neste estudo.

O valor máximo obtido neste estudo (9.169,6 $UFC.m^{-3}$) foi semelhante aos máximos encontrados nos estudos de Glysson, Schleyer e Leonard (1974), onde se avaliou o conteúdo microbiano de um incinerador e de uma estação de transferência, com concentrações da ordem de 11.802 partículas viáveis. m^{-3} , amostradas no local de recepção e armazenamento de resíduos, e os de Brenner, Scarpino e Clark (1988), que avaliaram as concentrações de bactérias e vírus em um local de irrigação por aspersão de efluente doméstico, com concentrações de 7.143 $UFC.m^{-3}$.

Valores também similares foram os referentes à média encontrada para a área externa à unidade de manejo de RSU do estudo de Glysson, Schleyer e Leonard (1974), com 381 partículas viáveis. m^{-3} , com a AED deste estudo (277 $UFC.m^{-3}$) e o valor máximo de 629 partículas viáveis. m^{-3} com o valor médio para a AET deste estudo (693 $UFC.m^{-3}$).

Outro valor similar ao encontrado para a AEE deste estudo (755 $UFC.m^{-3}$), foi obtido por Coccia et al. (2010). Os autores monitoraram

microrganismos do ar em três ambientes de trabalho dentro de uma usina de compostagem de resíduos orgânicos e, na triagem, as concentrações microbianas médias foram de $7,5 \times 10^2$ UFC.m³.

Verificando os estudos que realizaram a contagem de colônias em unidades piloto de evaporação de lixiviados têm-se diferentes resultados. Nos estudos de Jorge (2008) e de Ranzi (2009), em que se mapeou a presença e a dispersão de microrganismos no entorno das unidades experimentais, obtiveram-se valores máximos de 320 UFC e de 300 UFC, respectivamente.

No estudo de Ranzi (2009), onde colocaram-se placas para amostragem nas paredes do reservatório de evaporação, os valores obtidos foram bastante inferiores ao do presente estudo, mesmo com tempo de amostragem superior (30 min). Uma das possíveis explicações está no fato de que, nestes dois estudos, a evaporação ocorreu em sistema aberto e a dispersão dos microrganismos é maior. Isto dificulta sobremaneira a coleta dos mesmos, ao contrário do que foi obtido neste estudo, principalmente no caso da amostragem no DS, onde o fluxo de ar, contendo o lixiviado evaporado, estava direcionado e não havia dispersão devido ao ambiente fechado. O valor máximo de UFC foi de 2.595, obtido no DS, em amostragem efetuada no dia 18 de outubro. Valores similares aos de Jorge (2008) e de Ranzi (2009) foram obtidos para as áreas externas do presente estudo.

Fenelon (2011), utilizando a mesma unidade experimental (com algumas modificações, conforme já citado em capítulo precedente), obteve contagens de 2 a 154 UFC nas placas amostradas. A segunda maior contagem, de 101 UFC, foi obtida pela amostragem efetuada a 1,5 m de distância do duto de exaustão do piloto. Este dado corrobora os valores encontrados neste estudo, para o ponto AET, distante 1,3 m do duto de saída, que variaram desde 100 até 200 UFC, com exceção do dia 11 de outubro, em que o valor chegou a 562 UFC.

Os máximos valores de concentração encontrados no estudo são quase 10 vezes inferiores aos reportados por Pascual et al. (2003). Os autores, verificando os níveis de contaminação de uma estação de tratamento de efluentes, chegaram a valores de 89.750 UFC.m³ no estágio de pré-tratamento. A unidade de evaporação estudada, comparada com o pré-tratamento desta ETE, tem um potencial de contaminação do ar muito menor.

Considerando as médias dos valores, houve uma redução de concentração de bioaerossóis de 80,6 % do ponto DS ao ponto AET. Glysson, Schleyer e Leonard (1974), Jorge (2008), Ranzi (2009) e

Fenelon (2011) também observaram uma redução dos valores de UFC em função da distância.

4.4.2.4 Análise da relação entre as concentrações de bioaerossóis e os parâmetros operacionais e meteorológicos

Para identificar a relação entre os parâmetros operacionais da unidade experimental e as concentrações de UFC.m⁻³ obtidas no duto de saída foi realizada uma análise de correlação não paramétrica, utilizando o coeficiente de Kendall Tau, a um nível de significância de 95 % (Tabela 38).

Tabela 38 - Correlação entre os parâmetros operacionais e os valores obtidos para UFC.m⁻³ no duto de saída.

	Vento (m.s ⁻¹)	UR _{entrada} (%)	UR _{saída} (%)	T _{entrada} (°C)	T ₁ (°C)	T ₂ (°C)	T _{saída} (°C)
UR _{entrada} (%)	0,567	-	-	-	-	-	-
UR _{saída} (%)	0,601	0,840	-	-	-	-	-
T _{entrada} (°C)	-0,553	-0,807	-0,758	-	-	-	-
T ₁ (°C)	-0,813	-0,467	-0,517	0,514	-	-	-
T ₂ (°C)	-0,291	-0,429	-0,362	0,533	0,185	-	-
T _{saída} (°C)	-0,438	-0,566	-0,517	0,727	0,487	0,622	-
UFC.m ⁻³	-0,682	-0,588	-0,614	0,491	0,533	0,190	0,354

*Valores em negrito – correlação estatística significativa. Fonte: A autora.

Através da análise pode-se verificar que o parâmetro “UFC.m⁻³” apresenta correlações significativas com todas as variáveis medidas na unidade experimental, com exceção da temperatura medida nos aspersores (T₂). A correlação entre “UFC.m⁻³” e a velocidade do vento foi negativa. Isto quer dizer que quanto maior a velocidade do vento na unidade piloto, menor a concentração de bioaerossóis no ponto amostrado, neste caso, no duto de saída. Este resultado é condizente com o fato de que, quanto maior a velocidade do vento, maior a dispersão de aerossóis. Em velocidades de vento menores, torna-se possível a amostragem de microrganismos emitidos juntamente com os gases/vapores do lixiviado. Deve-se ressaltar que este resultado não sugere uma menor emissão de bioaerossóis do lixiviado quando são aplicadas maiores velocidades do vento, mas sim que a amostragem das mesmas é prejudicada no duto de saída. Outra possível causa para esta relação é que, segundo Grinshpun et al. (1991), a “eficiência de

aspiração” dos amostradores de ar (como o amostrador de Andersen) geralmente diminui sob condições de ventos fortes.

Resultado similar ao do presente estudo foi obtido por Pascual et al. (2003), onde o coeficiente da correlação entre a velocidade do vento e a concentração de bioaerossóis foi negativo. Já, no estudo de Pillai et al. (1996), os autores não verificaram correlação direta entre a velocidade do vento e as densidades populacionais de bactérias, no entanto, sob condições de baixas velocidades do vento as contagens de microrganismos heterotróficos foi maior que aquelas obtidas sob ventos fortes.

Com as umidades relativas de entrada e saída, o parâmetro “UFC.m⁻³” apresentou, também, correlação negativa. Segundo Burrows et al. (2009), alguns estudos (Lighthart et al., 2004; Rosas et al., 1994) demonstraram haver correlação entre as concentrações bacterianas e a umidade relativa do ambiente. Corbi (2006), analisando a qualidade do ar de ambientes interiores, naturalmente ventilados, de duas edificações de uso público, encontrou correlação estatística negativa entre as concentrações bacterianas e a umidade relativa do ar. Já, no estudo de Pascual et al. (2003), foi verificado que a umidade relativa não tinha relação com a concentração de bioaerossóis. De acordo com Tortora, Funke e Case (2005), a combinação da umidade e do calor pode eliminar os microrganismos pela coagulação de proteínas, que é causada pela ruptura das pontes de hidrogênio que mantêm as proteínas em sua estrutura tridimensional. Isto pode ter acontecido na unidade experimental.

Ao contrário, as “UFC.m⁻³” mostraram correlação positiva com as temperaturas medidas na unidade experimental. As temperaturas afetam diretamente a razão metabólica bacteriana e sua reprodução, bem como sua culturabilidade (BURROWS et al., 2009). À medida que a temperatura se aproxima de um valor ótimo, a velocidade de crescimento aumenta rapidamente porque a cinética de reação das enzimas das células da população aumenta de modo diretamente proporcional; as reações químicas tendem a ocorrer mais rapidamente com aumento da razão de divisões celulares (TORTORA, FUNKE E CASE, 2005).

Na maioria dos estudos, segundo Burrows et al. (2009), encontraram-se correlações positivas entre as concentrações de bactérias totais e culturáveis com a temperatura do ar. Um destes estudos foi realizado por Harrison et al. (2005), onde foram obtidas concentrações de bactérias totais em quatro locais na Inglaterra, que estavam relacionadas por um modelo exponencial simples com as temperaturas

diárias durante as amostragens. Corbi (2006) também encontrou correlação significativa entre as concentrações de bactérias e a temperatura ambiente. Por outro lado, Pascual et al. (2003) não encontraram correlação entre a concentração de bioaerossóis e a temperatura ambiente.

No sentido de verificar a correlação entre os valores de UFC.m⁻³ obtidos para as áreas externas (AEE, AET e AED) e as condições meteorológicas (umidade relativa, temperatura e radiação solar) (dados fornecidos pelo LEPTEN/LABSOLAR), também fez-se uma análise não paramétrica, utilizando o coeficiente de Kendall Tau, com nível de significância de 95 %. Como resultado, obteve-se correlação estatística significativa com a radiação solar (- 0,24) e com a temperatura média ambiente (- 0,30). Uma possível explicação para o resultado obtido neste estudo é que as concentrações bacterianas diminuíram quando altos níveis de radiação solar e de temperatura foram atingidos.

Resultados da investigação de Tong e Lighthart (1997) demonstraram que a radiação solar tem um efeito letal acentuado sobre as bactérias presentes na atmosfera. Em um local deserto foi observado que as concentrações foram reduzidas ao meio dia, quando a destruição pela radiação solar foi maior. Porém, Bowers et al. (2012) não encontraram a mesma correlação. Estes pesquisadores verificaram que as concentrações de bactérias variaram significativamente com a estação do ano (sendo maiores durante a primavera e outono). Contudo, não encontraram correlação entre as concentrações bacterianas e certas condições meteorológicas, tais como velocidade do vento e temperatura. Tong e Lighthart (2000) mediram as concentrações bacterianas totais e culturáveis em uma área de agricultura e verificaram que as concentrações aumentavam com o aumento da radiação solar e da temperatura e diminuíam com a umidade relativa, porém não tinham correlação com a velocidade do vento. O mesmo foi observado para as condições internas (no duto de saída), mas o inverso foi verificado para as áreas externas neste estudo.

Com relação a episódios de chuva, apenas no dia 11 de outubro ocorreu precipitação. Foi observado, neste dia, que as concentrações bacterianas foram, muitas vezes, superiores, quando comparadas com os outros dias de amostragem. Lindemann e Upper (1985 apud BURROWS et al., 2009) e Constantinidou et al. (1990) estudaram o efeito da chuva e da umidade do solo nas concentrações bacterianas, tendo como resultado um aumento significativo das populações bacterianas durante eventos de precipitação (até 25 vezes).

De acordo com Burrows et al. (2009) o balanço das evidências sugere que a temperatura e a velocidade do vento são os principais fatores que afetam as concentrações bacterianas. Neste estudo, não foi avaliado o efeito da variável “vento” (magnitude e direção), uma vez que os dados provenientes da estação do LEPTEN/LABSOLAR não representavam a realidade local (área de experimentação).

Não existe nenhuma norma ou orientação, nem mesmo em países desenvolvidos (PASCUAL et al., 2003) que regule os níveis de bioaerossóis em ambientes externos (ar livre) e, deste modo, não foi possível comparar as concentrações obtidas neste estudo com qualquer concentração máxima permissível. No Brasil, existe uma resolução da ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária, que estabelece padrões de referência de qualidade do ar interior, em ambientes climatizados artificialmente, de uso público e coletivo – RE n° 9, de 16 de janeiro de 2003 (BRASIL, 2003), porém não para ambientes externos.

5 CONCLUSÕES

Concluindo o trabalho, faz-se, aqui, um pequeno resumo dos principais resultados encontrados durante a pesquisa e a conclusão/fechamento de cada objetivo.

- A partir da **avaliação da influência das condições meteorológicas na eficiência de evaporação de lixo em unidade experimental**, foi verificado que:

Utilizando-se os dados médios diários da eficiência de evaporação e dos parâmetros meteorológicos das estações da EPAGRI/CIRAM e do LEPTEN/LABSOLAR não foi verificada nenhuma relação entre as variáveis.

Quando analisados os dados médios horários da perda de massa na unidade experimental e dos parâmetros meteorológicos, verificou-se que, na análise, utilizando-se os dados provenientes da estação da EPAGRI/CIRAM, não houve nenhuma relação estatística significativa entre as variáveis. Quando analisados os dados da estação do LEPTEN/LABSOLAR, verificou-se que a radiação solar apresentou o maior coeficiente de correlação com a perda de massa no sistema estudado, de 0,52, seguida da velocidade do vento, de 0,43, da umidade relativa do ar, de -0,34 e da temperatura média do ar, de 0,31, todas estas correlações estatisticamente significativas a um intervalo de 95 % de confiança. Ao contrário das demais variáveis meteorológicas, a umidade relativa do ar apresentou coeficiente de correlação negativo com a perda de massa, evidenciando que, quanto maior a umidade relativa, menor a perda de massa no sistema estudado.

Conclui-se, então, que a eficiência de evaporação na unidade experimental foi influenciada pelas condições do tempo analisadas – radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa e temperatura do ar – em 13, dos 34 testes evaporativos efetuados. Apesar da unidade experimental funcionar como um sistema parcialmente fechado e ter sido construída no interior de uma construção de alvenaria, as condições do tempo afetaram o processo evaporativo durante o período de análise.

- A partir da **avaliação da eficiência de evaporação de lixiviado em função dos parâmetros operacionais da unidade experimental**, foi verificado que:

Analisando-se três parâmetros operacionais – massa inicial de lixiviado no reservatório superior, vazão de recirculação de lixiviado e velocidade do ar aplicada ao sistema – foi verificado que apenas a vazão de recirculação de lixiviado mostrou ser influente no processo evaporativo, sendo que a maior vazão proporcionou maiores taxas de evaporação. As eficiências de evaporação obtidas não foram afetadas pelas velocidades de ar intermediárias (entre 2,0 e 5,0 m.s⁻¹); foram correlacionadas com as perdas de massa/volume de lixiviado no sistema evaporativo somente as baixas (0,5 e 1,0 m.s⁻¹) e altas velocidades (5,5 e 6,0 m.s⁻¹) de ar, sendo que as maiores taxas de evaporação foram verificadas quando aplicadas altas velocidades de ar.

Acredita-se que, neste estudo, houve uma maior taxa de evaporação com a maior vazão, justamente pelo fato de que uma maior quantidade de líquido, chegando ao sistema de aspersão e se distribuindo igualmente pelo painel evaporativo, propiciou um maior contato do lixiviado com o painel e, assim, com a atuação do vento, o fenômeno evaporativo ocorreu de forma mais eficiente.

Neste estudo, apenas as altas e baixas velocidades de ar apresentaram diferença significativa, mostrando ser influentes no processo. Todavia, as demais velocidades de vento estudadas não apresentaram correlação com as perdas de massa no sistema. Possivelmente, mais de um fator tenha influenciado neste resultado. Como foi demonstrado na avaliação da interferência das condições meteorológicas, alguns parâmetros mostraram ser influentes na eficiência de evaporação da unidade piloto e, deste modo, a radiação solar, a velocidade do vento, a umidade relativa e a temperatura média do ar possam ter influenciado nos resultados finais de eficiência de evaporação. A variação da concentração da salinidade e dos sólidos em suspensão do lixiviado, a operação da unidade experimental, problemas como fluxo intermitente do ar na entrada do sistema e o próprio dimensionamento da unidade experimental podem ter ocasionado as grandes variações verificadas entre as eficiências resultantes para as velocidades de ar intermediárias estudadas. Todos estes fatores e ainda outros, que não foram citados, podem ter influenciado na eficiência de evaporação e também no comportamento dos testes evaporativos, que não seguiram uma tendência única. Há de se citar ainda que a

evaporação não atingiu um estado transitório ou de estabilização dentro do período de experimentação (8 horas).

Não foram verificadas correlações significativas entre as temperaturas e as umidades relativas do ar, medidas na unidade experimental, com as eficiências de evaporação. Este resultado mostra que as temperaturas pós-resistência não influenciaram no processo evaporativo. Conforme comentado, este resultado pode ser devido ao fato de que o ar que entrava no processo já continha um certo teor de umidade inicial e, assim, a variação de temperatura pode não ter sido suficientemente importante, a ponto de permitir uma diferença significativa na eficiência de evaporação.

Durante os 36 testes foram evaporados, aproximadamente, 1.116 L de lixiviado. A média da eficiência de evaporação com a vazão Q_1 foi de 45,8 % e com a vazão Q_2 de 39,1 %. O piloto evaporativo apresentou uma eficiência média de 32,8 L.d⁻¹ ou 91,1 L.m⁻².d⁻¹.

A instalação de várias unidades de evaporação em paralelo, em escala real, pode diminuir significativamente os volumes dos lixiviados gerados em aterros sanitários. Uma das vantagens deste tipo de sistema é que a instalação pode ser gradativa, ou seja, com o aumento do volume de lixiviado gerado no AS aumenta-se o número de unidades evaporativas. Pode-se, ainda, aumentar as eficiências de evaporação através do: aumento da área superficial dos painéis evaporativos, a fim de propiciar uma maior área de contato entre o lixiviado e estes dispositivos, aumentar as velocidades de ar aplicadas ao sistema, com o intuito de obter uma maior taxa de renovação do ar, aumentar as temperaturas nas instalações, proporcionando maior calor para a ativação da energia cinética das moléculas do líquido, diminuir a umidade relativa, inserindo algum dispositivo ou equipamento para desumidificar o ar antes da entrada do mesmo nos sistemas evaporativos, etc.

- A partir da **caracterização físico-química do lixiviado bruto**, foi verificado que:

Os resultados obtidos corroboram os dados de estudos em que foram feitas caracterizações de lixiviados provenientes de AS com idades intermediárias (5-10 anos). A maioria dos parâmetros FQ foi classificada na fase acetogênica e alguns na fase metanogênica. Além disto, também foi comprovada a variabilidade de certas características, citadas por inúmeros autores. Mesmo estando armazenado durante o período de experimentação, as características do lixiviado se alteraram

ao longo do tempo, visto que os processos biológicos que ocorrem no líquido, por exemplo, sabidamente não cessam.

Os altos valores de pH encontrados são devidos, principalmente, aos expressivos valores de alcalinidade e de nitrogênio amoniacal e aos baixos valores de ácidos graxos voláteis do lixiviado. As concentrações obtidas para a matéria orgânica são elevadas, porém as relações DBO/DQO e AVT/DQO foram bastante baixas, indicando que há maior presença de compostos lentamente biodegradáveis, característica de lixiviados estabilizados/antigos (> 10 anos).

Os valores de nitrogênio amoniacal são bastante expressivos, peculiares aos aterros sanitários brasileiros. Aproximadamente 90 % do NTK correspondem ao nitrogênio amoniacal. Valores de nitrato foram superiores aos de nitrito. As concentrações de sulfato e sulfeto estão dentro da faixa comumente encontrada para aterros brasileiros, ao passo que as de fósforo foram superiores, porém verificadas por outros autores.

Os SDT correspondem a 95,4 % dos ST, resultando em altos valores de condutividade; 74,4 % dos ST são SFT, relevando que a concentração de matéria inorgânica pode ser maior do que a fração orgânica (estimativa).

As baixas relações encontradas para os parâmetros físico-químicos - DBO/DQO, AVT/DQO e SVT/SFT - indicam a recalcitrância do lixiviado bruto do Aterro Sanitário de Canhanduba, tornando o mesmo de difícil tratamento por processos biológicos. No entanto, esta característica interfere de maneira menos significativa em processos de evaporação de lixiviados.

Tomando-se como base o fato de que a maioria dos estudos efetuados no Brasil, relacionados ao tratamento de lixiviado, terem verificado que o tratamento biológico não é suficiente para a remoção de todos os parâmetros encontrados (muitos destes presentes em concentrações bastante elevadas e variáveis), demandando, desta forma a associação de processos físico-químicos como pré ou pós-tratamento para alcançar os padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente, a evaporação pode se tornar um importante elemento no tratamento do lixiviado, como tecnologia de redução de volumes.

- A partir da **caracterização físico-química e da análise do lixiviado concentrado ao longo do tempo**, foi verificado que:

A maioria dos parâmetros teve seus valores concentrados ao longo do tempo, principalmente os referentes à matéria orgânica e aos sólidos, e parâmetros como NTK e nitrogênio amoniacal reduzidos, corroborando os resultados encontrados por outros pesquisadores que estudaram o fenômeno evaporativo em sistema fechado. A evolução da concentração dos parâmetros FQ refletiu na diminuição das relações DBO/DQO, AVT/DQO e SVT/SFT. A um nível de significância de 95 %, os parâmetros DQO, condutividade, cor, alcalinidade, nitrato, ST, SDT, SFT e SVT tiveram suas concentrações estatística e significativamente elevadas no decorrer do período de experimentação, principalmente os SDT, característica intrínseca de processos evaporativos.

De acordo com os resultados obtidos, o lixiviado concentrado remanescente possui características que dificultam o tratamento biológico, visto as altas concentrações, principalmente de DQO. Os processos de tratamento subsequentes à evaporação devem ser muito bem avaliados para que possam tratar este efluente de forma eficiente. Poucos estudos apresentam soluções de tratamento para o concentrado do processo, pois muitos deles reduzem o volume de lixiviado a um nível mínimo e, deste modo, apenas o condensado necessita de tratamento. Uma proposta, apontada por Yue et al. (2007) é pré-tratar o lixiviado biologicamente e após reduzir seu volume, já concentrado, através da evaporação. Dependendo das exigências ambientais do local e da quantidade/volume de concentrado resultante do processo evaporativo, pode-se proceder à disposição do mesmo no próprio aterro sanitário, conforme comentam Gastaldello e Feronato (1998).

Deste modo, conclui-se que a evaporação, como tecnologia de pré-tratamento para redução parcial de volumes, pode dificultar, em alguns casos, os processos de tratamento biológicos subsequentes, visto que há um aumento gradativo e bastante expressivo de parâmetros como condutividade, turbidez, cor, DQO, COT, nutrientes e sólidos.

Com base nos resultados do parâmetro nitrogênio amoniacal, analisado no lixiviado bruto e no concentrado resultante do processo, pode-se afirmar que houve emissão deste poluente para a atmosfera, visto que seus valores foram menores no concentrado do que no lixiviado bruto. Além disso, houve comprovação da volatilização deste composto no ambiente pois, por possuir um caráter odorífero característico e extremamente forte, a sua presença foi sentida no local

em todo o período de experimentação. Sá, Jucá e Motta Sobrinho (2012) também relataram a liberação deste composto, pelo forte odor verificado no início dos seus experimentos. Este comportamento, conforme já dito anteriormente, foi observado por inúmeros pesquisadores. Por este motivo e outros, há a necessidade de combinação da evaporação com outros processos, ou com equipamentos na saída da exaustão dos gases/vapores formados, a fim de impedir a transferência de poluentes voláteis para a atmosfera.

- A partir da **determinação do perfil das populações bacterianas presentes no lixiviado bruto e concentrado**, foi verificado que:

Em geral, observou-se um maior número de *amplicons* nas amostras provenientes do lixiviado concentrado, quando comparadas com as do aterro sanitário e do bruto do processo. Nas amostras coletas no dia 16 de outubro, foi verificado um menor número de *amplicons*, quando comparado com os outros dias de análise. Não é possível afirmar o motivo pelo qual este resultado foi obtido, visto que os parâmetros físico-químicos do lixiviado não foram analisados em todos os dias de coleta das amostras de lixiviado para as análises dos perfis das comunidades bacterianas do lixiviado.

A análise das estruturas das comunidades bacterianas pela técnica de PCR-DGGE mostrou que não houve modificação (ou alteração estatística significativa) da estrutura das comunidades identificadas no lixiviado proveniente do aterro sanitário para o lixiviado bruto durante os dezessete primeiros dias de armazenamento. Entretanto, as estruturas das comunidades do lixiviado bruto e do concentrado, resultante do processo evaporativo, foram distintas, demonstrando que pode estar ocorrendo seleção de alguns grupos bacterianos filogeneticamente similares pelo processo evaporativo. Este resultado é de extrema importância, principalmente se a tecnologia de evaporação for utilizada como processo de pré-tratamento em uma estação com tratamento biológico subsequente. Deve ser verificado se o processo evaporativo não está selecionando comunidades bacterianas com funções específicas necessárias ao processo de tratamento biológico.

- A partir da **determinação do perfil das populações bacterianas coletadas do ar circunstante à unidade experimental**, foi verificado que:

Pela análise morfológica foram identificados 12 isolados, ao passo que pela análise de BOX-PCR foram identificados apenas cinco agrupamentos distintos.

As concentrações de UFC.m⁻³ obtidas no duto de saída revelaram que houve emissão de bactérias pelo processo evaporativo, com resultado comprovado pela análise de variância e pelo teste de Tukey.

Os valores de UFC.m⁻³ foram comparados com outros estudos efetuados, porém, há que se ter em mente que existem muitos fatores que determinam uma maior ou menor concentração dos bioaerossóis estudados, como: tipo de amostrador utilizado, *cut-off size*, vazão de ar utilizada na amostragem dos microrganismos, tempo de amostragem, técnica de análise para obtenção das UFC, condições climáticas no momento da coleta, concentração de bioaerossóis naturalmente existente nas áreas ou locais de amostragem, atividades próximas ao local de coleta, tempo de incubação, e até mesmo das espécies bacterianas presentes, entre outros. Além disso, os resultados de concentrações obtidos podem estar subestimados, já que a grande maioria das bactérias são não cultiváveis, mesmo quando viáveis (AMANN, LUDWIG E SCHLEIFER, 1995; BURROWS et al., 2009).

Apesar de terem-se obtido concentrações expressivas de bactérias provenientes do processo de evaporação, quando comparadas com outras atividades, como as que ocorrem em uma estação de tratamento de efluentes, há um menor potencial de contaminação. Entretanto, maior ou menor, deve-se atentar quanto aos perigos potenciais para a saúde dos trabalhadores dos aterros sanitários e também para os moradores das áreas próximas ao sítio de disposição de resíduos.

6 RECOMENDAÇÕES

- Quanto à análise do lixiviado:

Apesar de terem-se encontrado relações entre parâmetros que indicam a inviabilidade de tratamento biológico, outros parâmetros devem ser analisados, como os coletivos específicos, tais como DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e distribuição de massa molecular. A caracterização através de parâmetros convencionais, principalmente em relação à matéria orgânica, não fornece todos os subsídios necessários para o projeto de sistemas ideais de tratamento, pois não provê nenhuma informação sobre a natureza da matéria orgânica quantificada (GOMES et al., 2009).

Métodos de caracterização, empregando parâmetros coletivos, embora ainda não padronizados, fornecem informações direcionadas a uma determinada propriedade do efluente (MORAVIA, 2007). Este tipo de caracterização gera informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem em praticamente todas as etapas do tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias, a definição de procedimentos operacionais mais eficientes, o aprimoramento dos modelos matemáticos e, conseqüentemente, a concepção de fluxogramas de estações de tratamento de lixiviados mais coerentes para a remoção de carga orgânica (GOMES et al., 2009). Por estes motivos, sugere-se uma caracterização mais detalhada do lixiviado, tanto do bruto, quanto do concentrado resultante do processo, a fim de verificar se a evaporação seria mais apropriada antes ou após determinado processo de tratamento.

- Quanto aos gases ou condensado do processo:

Sabendo que a formação de determinados compostos voláteis é dependente da temperatura e que, na maioria dos estudos, as temperaturas de operação foram iguais ou superiores a 100 °C, sugere-se avaliar quali-quantitativamente os gases poluentes que podem estar sendo emitidos no condensado do processo, em diferentes temperaturas, como as do presente estudo.

Analisar físico-quimicamente o condensado do processo evaporativo, desde o início da evaporação até o término da operação, coletando amostras em diferentes tempos, para avaliar se a qualidade do condensado varia ao longo do tempo, visto os resultados reportados por Yue et al. (2007).

Estudar diferentes métodos de retenção da amônia, para evitar a emissão da mesma para a atmosfera e todas as consequências negativas desta liberação.

- Quanto ao estudo do processo evaporativo:

Considerando que haja influência do nível de lixiviado (no reservatório de armazenamento, antes do início da evaporação) na eficiência de evaporação, sugere-se que todos os testes sejam iniciados com o mesmo volume. A medição do sistema deve ser feita por cotanível, ao invés da utilização de uma balança analítica, pois os dados já podem ser computados de forma direta.

Planejar e estudar antecipadamente o sistema de aspersão de lixiviado, para evitar entupimentos devido aos sólidos presentes no líquido. Ou ainda, para se evitar constantes entupimentos, devido às características do lixiviado, pode-se verificar a utilização de um sistema de homogeneização do líquido e posterior decantação, antes do processo evaporativo, conforme foi realizado por Duarte, Neto e Queda (1996), para efluentes de dejetos de suínos.

Estudar o processo evaporativo no que diz respeito à influência da temperatura no processo como parâmetro operacional. Para isto, sugere-se que o ar, antes de entrar no sistema, seja desumidificado. Recomenda-se também estudar a evaporação com o aquecimento do próprio líquido, ao invés do ar circunstante.

Avaliar a eficiência de evaporação em escala real com a utilização do próprio biogás gerado no aterro sanitário para o aquecimento no processo evaporativo.

Avaliar as eficiências de evaporação em períodos prolongados, superiores a 24 horas, para verificar o comportamento da perda de massa ao longo do tempo.

Avaliar o processo de evaporação como tecnologia de pós-tratamento.

Avaliar as viabilidades técnica e econômica da tecnologia de evaporação, comparando os resultados com outros processos de pré-tratamento. Além disso, verificar se o mesmo se insere dentro da realidade brasileira.

- Quanto à aquisição de dados para análise:

Realizar anotações de interferentes no processo, para avaliar da melhor forma como ocorreram os testes, visto que intervenções no

mesmo modificam a curva normal de diminuição da massa/volume pelo tempo.

Obter dados de uma estação meteorológica representativa, ou seja, que realmente forneça informações das condições observadas no local de experimentação e que abranja, também, todo o período de pesquisa.

- Quanto às comunidades bacterianas:

Caracterizar o perfil das populações microbianas no lixiviado bruto e concentrado do processo ao mesmo tempo em que forem avaliados os parâmetros físico-químicos do lixiviado, a fim de verificar como as variáveis físico-químicas interferem na seleção de grupos filogeneticamente similares.

Avaliar, em maior escala, a dispersão de grupos bacterianos, a fim de verificar se os mesmos podem representar riscos à saúde dos trabalhadores dos sítios de disposição de resíduos.

Verificar a real influência dos parâmetros meteorológicos na dispersão e concentração de bactérias no ar circunstante à unidade experimental, instalando-se para tal uma estação meteorológica no próprio local, para avaliar, principalmente, a direção e a velocidade do vento, parâmetros com sabida importância no processo de dispersão de microrganismos na atmosfera.

Recomenda-se, por fim, que para trabalhos futuros, se a mesma unidade experimental for utilizada, sejam feitas adequações ao equipamento de evaporação, permitindo que o mesmo possa abranger uma faixa maior de velocidades de ar a serem avaliadas.

REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.
- _____. **NBR 10.004**: Resíduos sólidos - Definições. Rio de Janeiro, 2004a.
- _____. **NBR 5.410**: Instalações elétricas de baixa tensão. Rio de Janeiro, 2004b.
- ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010**. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_2010.php>. Acesso em: 27 fev. 2013.
- ABREU, P. G.; ABREU, V. M. N.; MAZZUCO, H. **Uso do resfriamento evaporativo (adiabático) na criação de frangos de corte**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 1999. (EMBRAPA-CNPISA. Documentos, 59).
- AFSHARNIA, M.; TORABIAN, A.; MOUSAVI, G. R.; ABDULI, M. A. Landfill leachate treatment by sono-evaporation. **Desalination and Water Treatment**, v. 48, n. 1-3, p. 344-348, 2012.
- AGNELLI, A.; ASCHER, J.; CORTI, G.; CECCHERINI, M.T.; NANNIPIERI, P.; PIETRAMELLARA, G. Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total and extracellular DNA. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 859-868, 2004.
- AGUIAR, M. R. M. P.; VIGNOLI, C. N. Monitoramento de parâmetros ambientais do processo de evaporação de chorume. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte, Brasil. **Anais...** Belo Horizonte, ABES: 2007.

ALLEN, A. Sustainable landfilling for developing countries. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9., 2003, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari, IWMLS, 2003.

ALVAREZ, A. J.; BUTNNER, M. P.; STETZENBACH, L. D. PCR for bioaerosol monitoring: sensitivity and environmental interference. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 61, n. 10, p. 3639-3644, 1995.

AMANN, R. I.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K. H. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. **Microbiological Reviews**, v. 59, n. 1, p. 143-169, 1995.

AMBSC – AMBIENTAL SANEAMENTO E CONCESSÕES. **Dados técnicos, operacionais e histórico de disposição de resíduos no Aterro Sanitário de Canhanduba**. Informações repassadas pela empresa por e-mail, conforme parceria técnico científica estabelecida. Itajaí, 2012.

ANDERSEN, A. A. New sampler for the collection, sizing, and enumeration of viable airborne particles. **Journal of Bacteriology**, v. 76, n. 5, p. 471-484, 1958.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, D.C, APHA: 2005.

ARAÚJO, M. F. F.; NUNES, M. C.; PANOSSO, R. F. **Metabolismo da vida microscópica**. 2. ed. Natal: Editora da UFRN, 2012.

ARPREX. **Catálogo técnico**: pistola Arprex tipo sucção - Milenium 5. São Paulo, 2010. Disponível em: <<http://www.arprex.com.br/index.php/produtos/pistolas/tipo-succao/>>. Acesso em: 7 jan. 2013.

ARROYO, N. A. R. (Coord.); CASTILHOS JUNIOR, A. B.; BELLI FILHO, P.; BAZZO, E.; TAKAHASHI, A.; OLIVEIRA, D. M.; DIAS, V. C. F.; SOUZA, I. M.; ECCO, P. H.; FRANCISCO,

M. Z.; HADDAD, H. S.; PEREIRA, C. D.; CORREA, F. **Aproveitamento energético do biogás no Aterro Sanitário de Canhanduba, Itajaí/SC, para geração de energia elétrica e térmica.** Relatório final, Projeto CTENERG, Edital 33/2006, Processo 555131/2006-8, Florianópolis, 2010.

BACELAR, H. A. M. **Tratamento de lixiviados produzidos em aterro de resíduos sólidos urbanos por meio de evaporação forçada.** 2010. 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BACELAR, H. A. M.; CATANHEDE, A. L. G.; FIGUEIREDO, I. C.; Análise dos resíduos gerados na evaporação de lixiviados produzidos em aterros sanitários utilizando evaporador unitário. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE AIDIS, 3., 2009, Buenos Aires, Argentina. **Anais...** Buenos Aires: AIDIS, 2009.

BACELAR, H. A. M.; FIGUEIREDO, I. C.; MAHLER, C. F.; TAVARES, B. F. D. Tratamento de lixiviados produzidos em aterro de resíduos sólidos urbanos por meio da evaporação forçada utilizando diferentes temperaturas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre, Brasil. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2011.

BAHÉ, J. M. C. 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.

BAHÉ, J. M. C. F.; CATANHEDE, A. L. G.; FIGUEIREDO, I. C.; VIANA, A. S. P. S.; GOPFERT, L.; ALVES, L. V.; MONTEIRO, J. H. P. Evaporação de lixiviado produzido em aterro sanitário do Rio de Janeiro como alternativa tecnológica de tratamento. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:** Investigación, desarrollo y práctica, v. 1, n. 4, 2008.

BAIRD, C. **Environmental Chemistry.** New York: W. H. Freeman & Company, 1999.

BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M.; HAM, R. K. Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 55, n. 1, p. 55-65, 1989.

BAUN, D. L.; CHRISTENSEN, T. H. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. **Waste Management & Research**, v. 22, p. 3-23, 2004.

BIAŁOWIEC, A.; AGOPSOWICZ, M.; WOJNOWSKA-BARYŁA, I. Landfill leachate treatment in evapotranspirative soil-plant systems with reed – *Phragmites australis*. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 11, 2007, Sardínia, Itália. **Anais...** Sardínia, IWMLS, 2007.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 1999. Projeto REENGE.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos**: estudo de caso - central de resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS. 2007. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia - Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

BIRCHLER, D. R.; MILKE, M. W.; MARKS, A. L.; LUTHY, R. G. Landfill leachate treatment by evaporation. **Journal of Environmental Engineering**, v. 120, n. 5, p.1109-1131, 1994.

BOWERS, R. M.; MCCUBBIN, I. B.; HALLAR, A. G.; FIERER, N. Seasonal variability in airborne bacterial communities at a high-elevation site. **Atmospheric Environment**, v. 50, p. 41-49, 2012.

BRASIL. **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. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 17 jan. 2013.

_____. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. **Resolução RE nº 9**, de 16 de janeiro de 2003. Determina a publicação de orientação técnica elaborada por grupo técnico assessor, sobre padrões referenciais de qualidade do ar interior, em ambientes climatizados artificialmente de uso público e coletivo. Disponível em:
<http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/d094d3004e5f8dee981ddcd762e8a5ec/Resolucao_RE_n_09.pdf?MOD=AJPERES>.
Acesso em: 4 maio, 2013.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **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. Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>.
Acesso em: 16 jan. 2013.

BRENNER, K. P.; SCARPINO, P. V.; CLARK, C. S. Animal viruses, coliphages, and bacteria in aerosols and wastewater at a spray irrigation site. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 54, n. 2, p. 409-415, 1988.

BROWN, K. W.; DONNELLY, K. C. An estimation of the risk associated with the organic constituents of hazardous and municipal waste landfill leachates. **Hazardous Waste & Hazardous Materials**, v. 5, n. 1, p. 1-30, 1988.

BRUIJN, F. J.; RADEMAKER, J.; SCHNEIDER, M.; ROSSBACH, U.; LOUWS, F. J. Rep-PCR genomic fingerprinting of plant-associated bacteria and computer-assisted phylogenetic analyses. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF MOLECULAR PLANT-MICROBE INTERACTIONS, 8., Knoxville, EUA, 1996. APS Press, p. 497-502. **Anais...** Knoxville: MPMI, 1996.

BRUTSAERT, W. **Evaporation into the atmosphere**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1982.

BURROWS, S. M.; ELBERT, W.; LAWRENCE, M. G.; PÖSCHL, U. Bacteria in the global atmosphere - Part 1: Review and synthesis

of literature data for different ecosystems. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 9, p. 9263-9280, 2009.

CARNOW, B.; NORTHROP, R.; WADDEN, R.; ROSENBERG, S.; HOLDEN, J.; NEAL, A.; SHEAFF, L.; SCHEFF, P.; MEYER, S. **Health effects of aerosols emitted from an activated sludge plant**. Publication EPA-600/1-79-019. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 1979.

CARVALHO, D. F.; SILVA, L. D. B. da. **Evaporação e transpiração**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006. Apostila de Hidrologia.

CASTILHOS JUNIOR, A. B de (Coordenador); ZANTA, V. M; LANGE, L. C; GOMES, L. P. PESSIN, N. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. de (Coordenador); FERNANDES, F.; FERREIRA, J. A.; JUCÁ, J. F. T.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P. PESSIN, N.; NETO, P. M. S.; ZANTA, V. M. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Florianópolis: PROSAB, 2006.

CATUMBI. **Catálogo técnico**: tela plástica. São Paulo, 2013. Disponível em: <<http://www.catumbi.com.br/wp-content/uploads/2012/02/catalogo-plastica1.pdf>>. Acesso em: 3 jan. 2013.

ÇENGEL, Y. A.; BOLES, M. A. **Thermodynamics: an engineering approach**. 6. ed. New York: McGraw-Hill, 2008.

CHARLES, W.; WALKER, L.; CORD-RUWISCH, R. 2009. Effect of pre-aeration and inoculums on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 2329-2335, 2009.

CHEREMISINOFF, N. P. **Handbook of solid waste management and waste minimization technologies**. Burlington: Elsevier, 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA - UFMG 1997. (Princípios do Tratamento Biológico - Volume 5).

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

CLIMABRISA. **Produtos**: Nebulização. Renascença, 2009. Disponível em: <<http://www.climabrisa.com.br/2011/produtos-detalle-cat.php?cat=5>>. Acesso em: 7 jan. 2013.

COCCIA, A. M.; GUCCI, P. M. B.; LACCHETTI, I.; PARADISO, R.; SCAINI, F. Airborne microorganisms associated with waste management and recovery: biomonitoring methodologies. **Annali dell'Istituto Superiore di Sanità**, v. 46, n. 3, p. 288-292, 2010.

COLLINS, C. H.; KENNEDY, D. A. The microbiological hazards of municipal and clinical wastes. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 73, p. 1-6, 1992.

CONSTANTINIDOU, H. A.; HIRANO, S. S.; BAKER, L. S.; UPPER, C. D. Atmospheric dispersal of ice nucleation-active bacteria: the role of rain. **Phytopathology**, v. 80, n. 10, p. 934-937, 1990

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. 2008. 368 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

CORBI, K. P. **Avaliação de variáveis ambientais em ambientes destinados a ocupação comum**. 2006. 55 f. Dissertação (Mestrado em análises clínicas) - Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2006.

CORSEUIL, H. X. **Balço de massa**. Apostila da disciplina de Quimiodinâmica Ambiental, do curso de Pós-Graduação em

Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

COSTA, A. Z. M.; PEREIRA, J. L.; CÉSAR, J. O.; LIMA, L. C. **Tecnologia de aplicação de agroquímicos**. EBDA: Ceplac, 2005.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40-45, 2006.

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

DALY, K.; SHARP, R. J.; MCCARTHY, A. J. Development of oligonucleotide probes and PCR primers for detecting phylogenetic subgroups of sulfate-reducing bacteria. **Microbiology**, v. 146, p. 1693-1705, 2000.

DAMA-FAKIR, P.; TOERIEN, A. The effect of salinity on evaporation rates of brines resulting from the treatment of mine water. In: INTERNATIONAL MINE WATER CONFERENCE, 2009. **Anais...** Pretoria: IMWA, 2009

DI PALMA, L.; FERRANTELLI, P.; MERLI, C.; PETRUCCI, E. Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis. **Waste Management**, v. 22, n. 8, p. 951-955, 2002.

DIAS, J. W. C. **Amostrador de bioaerossóis de um estágio / N6 - Manual de operação**. Rio de Janeiro: Energética, 2010.

DIAS, V. C. F. **Estudo das emissões de biogás nos aterros sanitários de Içara e Tijuquinhas**. 2009. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 33, n. 4, p. 350-364, 1961.

DUARTE, E. A.; NETO, I.; QUEDA, A. C. An integrated waste management technology applied to a swine intensive production unit without available farmland. In: WORKSHOP OF RAMIRAN – NETWORK ON RECYCLING OF AGRICULTURAL, MUNICIPAL AND INDUSTRIAL RESIDUES IN AGRICULTURE, 9., 2001, Milan, Italy. **Anais...** Milan: RAMIRAN, 2001.

EDUARDO, J. **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ – Brasil)**. 98 f. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Europe's Environment: the second assessment**. Elsevier Science Ltd., 1998.

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

EPAGRI/CIRAM - EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA/ CENTRO DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS AMBIENTAIS E DE HIDROMETEOROLOGIA DE SANTA CATARINA. **Dados meteorológicos da estação automática de São José/SC**. Informações disponibilizadas pela empresa por e-mail. São José, 2013.

ERCOLINI, D. PCR-DGGE fingerprinting: novel strategies for detection of microbes in food. **Journal of Microbiological Methods**, v. 56, p. 297- 314, 2004.

ESMAP – ENERGY SECTOR MANAGEMENT ASSISTANCE PROGRAMME. **The World Bank - Handbook for the**

preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean. Waterloo, Ontario, 2004.

ETTALA, M. Full-scale leachate treatment using new evaporation technology. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management**, v. 2, n. 2, p. 86-87, 1998.

FATTAL, B.; WAX, Y.; DAVIES, M.; SHUVAL, H. I. Health risks associated with wastewater irrigation: An epidemiological Study. **American Journal of Public Health**, v. 76, n. 8, p. 977-979, 1986.

FELIX, E. P.; CARDOSO, A. A. Amônia (NH₃) atmosférica: fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise. **Química Nova**, v. 27, n. 1, p. 123-130, 2004.

FENELON, F. R. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural em sistema controlado: estudo em escala piloto.** 2011. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

FERNANDES, F. **A dinâmica da biota em um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2009. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

FERREIRA, A. G. **Estudo dos lixiviados das frações do Aterro Sanitário de São Carlos – SP por meio da caracterização físico-química.** 2010. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 2010.

FINK, R. G.; HART, J. Wastewater evaporation101: a review of wastewater evaporators from Roman times to the latest technology. **Pollution Engineering**, v. 1, n. 2, p. 15-17. 2001.

FIORUCCI, A. R.; FILHO, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química nova na escola**, n. 22, p. 10-16, 2005.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. 323 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FLORES-TENA, F. J.; GUERRERO-BARRERA, A. L.; AVELAR-GONZÁLEZ, F. J.; RAMÍREZ-LÓPEZ, E. M.; MARTÍNEZ-SALDAÑA, M. C. Pathogenic and opportunistic Gram-negative bacteria in soil, leachate and air in San Nicolás landfill at Aguascalientes, Mexico. **Revista Latinoamericana de Microbiología**, v. 49, n. 1-2, p. 25-30, 2007.

FLUIR. **Produtos - AEFR2000 1/4"**. 2009. Disponível em: <<http://www.fluirautomacao.com.br/fluirv02/saibaMais.aspx?idProduto=219§ion=1>>. Acesso em: 3 jan. 2013.

FONTES, A. S. **Estudo da evaporação em reservatórios situados em região semi-árida: uso de bacia experimental**. 2005. 147 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2005.

FORGIE, D. J. L., Selection of the most appropriate leachate treatment methods - Part 1: A review of potential biological leachate treatment methods. **Water Pollution Research Journal of Canada**, v. 23, n. 2, p. 308-328, 1988.

FORMIGHERI, J. R. **Avaliação das condições de operação do aterro sanitário em função da caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e do índice de qualidade de aterros de resíduos (IQR) - Aterro Sanitário Canhanduba - Itajaí/SC**. 2007. 97 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2007.

GANDRA, E. A.; GANDRA, T. K. V.; MELLO, W. S.; GODOI, H. S. Técnicas moleculares aplicadas à microbiologia de alimentos. **Acta Scientiarum Technology**, v. 30, n. 1, p. 109-118, 2008.

GARCEZ, L. N.; ALVAREZ, G. A. **Hidrologia**. 2. ed. rev. amp. São Paulo: Edgard Blüchert Ltda., 1988.

GASTALDELLO, A.; FERONATO, L. **Experiences and new developments of low cost evaporation technologies in MSW landfill leachate treatment**. Gestione-trattamento percolato RSU-1998.

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

GIORDANO, G.; FERREIRA, J. A.; PIRES, J. C. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; ROSSO, T. C. A. Tratamento do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho - Rio de Janeiro - Brasil. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun, Mexico. **Anais...** Cancun: AIDIS, 2002.

GIRALDO, E. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. **Revista de Ingeniería**, Universidad de Los Andes, v. 14, p. 44-55, 2001.

GIUST, E.; VISINTIN, D.; DEL PICCOLO, C. A combination of cogeneration of evaporation and membrane technique for landfill leachate treatment. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 11., 2007, Sardinia, Itália. **Anais...** Sardinia, IWMLS, 2007.

GLYSSON, E. A.; SCHLEYER, C. A.; LEONARD, D. The microbiological quality of the air in an incinerator environment. **American Society of Mechanical Engineers**, Proceedings of a National Conference p. 87-97, 1974. Washington DC: ASME.

GMEG. **Eletroplás**: motobombas centrifugas monoestágio – Catálogo. 2013. Disponível em: <http://www.garthen.com.br/website/pt_br/produto.php?cat=2&seg=48&pro=194>. Acesso em: 5 mar. 2013.

GOMES, L. P. (coord.); POVINELLI, J.; ANDRADE NETO, C. O.; PINTO, D. L.; MONTENEGRO, M. H.; BONDAROVSKY, S. H.; CLAPER, J.; CASSIS, L. C.; MACHADO, A. V.; SILVA, A. M. B.; FIGUEIREDO, C. M. P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Projeto PROSAB 5.

GRINSHPUN, S. A., LIPATOV, G. N.; SEMENYUK, T. J.; YAKIMCHUK, V. I. Peculiarities of *Lycopodium* spores sampling from the ambient atmosphere: physical effects and problems of Representativeness. **Grana**, v. 30, n.2, p. 424-429, 1991.

HADDAD, H. S. **Avaliação da qualidade do efluente resultante da evaporação/destilação do lixiviado do Aterro Sanitário Canhanduba, Itajaí/SC. 2009**. 76 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

HAGEN, R. M.; GAUTHIER, Y. P.; SPRAGUE, L. D.; VIDAL, D. R.; ZYSK, G.; FINKE, E-J.; NEUBAUER, H. Strategies for PCR based detection of *Burkholderia pseudomallei* DNA in paraffin wax embedded tissues. **Journal of Clinical Pathology**, v. 55, p. 398-400, 2002. Technical report.

HAMADA, J. Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu, Brasil. **Anais...** Foz do Iguaçu, ABES, 1997.

HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G. S.; FARIA, S.; CINTRA, F. Aplicabilidade de processos físico e físico-químico no tratamento do chorume de aterros sanitários. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória, Brasil. **Anais...** Vitória, SIBESA, 2002.

HAMADA, J.; SILVA, C. L.; GIACHETI, H. L. 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, 1., 2004, Florianópolis, Brasil. **Anais...** Florianópolis, ICTR, 2004.

HARRISON, R., JONES, A., BIGGINS, P., POMEROY, N., COX, C., KIDD, S., HOBMAN, J., BROWN, N., AND BESWICK, A. Climate factors influencing bacterial count in background air samples. **International Journal of Biometeorology**, v. 49, p. 167-178, 2005.

HD EQUIPAMENTOS. **Catálogo:** Torres compactas série 400. São Paulo, 1999. Disponível em: <<http://www.hd.ind.br/PDF/serie-400-hd.pdf>>. Acesso em: 3 jan. 2013.

HERCULE, S.; TARAMINI, V.; SAMAT, P.; GIUST, E.; BIQUILLON, R. Cogeneration and evaporation: an example of leachate treatment. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 10., 2005, Cagliari, Itália. **Anais...** Cagliari, CISA, 2005.

HPA – HEALTH PROTECTION AGENCY. **Impact on health of emissions from landfill sites.** Documents of the Health Protection Agency Radiation, Chemical and Environmental Hazards, RCE-18, July 2011.

HUANG, L. N.; CHEN, Y. Q.; ZHOU, H.; LUO, S.; LAN, C. Y.; QU, L. H. Characterization of methanogenic Archaea in the leachate of a closed municipal solid waste landfill. **FEMS Microbiology Ecology**, 46, p. 171-177, 2003.

HUANG, L. N.; ZHOU, H.; CHEN, Y. Q.; LUO, S.; LAN, C. Y.; QU, L. H. Diversity and structure of the archaeal community in the leachate of a full-scale recirculating landfill as examined by direct 16S rRNA gene sequence retrieval. **FEMS Microbiology Letters**, 214, p. 235-240, 2002.

HUANG, L. N.; ZHOU, H.; ZHU, S.; QU, L. H. Phylogenetic diversity of bacteria in the leachate of a full-scale recirculating landfill. **FEMS Microbiology Ecology**, 50, p. 175-183, 2004.

HUANG, L. N.; ZHU, S.; ZHOU, H.; QU, L. H. Molecular phylogenetic diversity of bacteria associated with the leachate of a

closed municipal solid waste landfill. **FEMS Microbiology Letters**, 242, p. 297-303, 2005.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **PNSB 2008**: abastecimento de água chega a 99,4 % dos municípios, coleta de lixo a 100 %, e rede de esgoto a 55,2 %. Rio de Janeiro, 2010.

_____. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro, 2011.

IFEANYICHUKWU, M. J. **New leachate treatment methods**. 2008. 77 f. Master Thesis, Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden, 2008.

JORGE, J. A. S. C. **Análise em instalação piloto da dispersão de microrganismos, compostos orgânicos voláteis e aspectos toxicológicos no tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2008. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2008.

JUCÁ, J. F. T. Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10, 2002, Braga, Portugal. **Anais...** Braga, SILUBESA, 2002. Painel 2: Aterros Sanitários.

KATZENELSON, E.; BUIUM, I.; SHUVAL, H.I. Risk of communicable disease infection associated with wastewater irrigating in agricultural settlements. **Science**, v. 194, p. 944-946, 1976.

KIM, M. **The study of landfill microbial communities using landfill gas and landfill gas condensate**. 2003. 128 f. Thesis (Doctor of Philosophy) – Faculty of Drexel University, Philadelphia, 2003.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 297-336, 2002.

- KOEUTH, T.; VERSALOVIC, J.; LUPSKI, J. R. Differential subsequence conservation of interspersed repetitive *Streptococcus-Pneumoniae* box elements in diverse Bacteria. **Genome Research**, v. 5, p. 408-418, 1995.
- KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5981-5985, 2008.
- LANDIM, A. L. P. F.; AZEVEDO, L. P. O aproveitamento energético do biogás em aterros sanitários: unindo o inútil ao sustentável. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 27, p. 59-100, 2008.
- LEE, H. C.; KANG, G.; LEE, Y. P.; HAN, H. S. and STEVENS, D. K. 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, and Soil Pollution**, v. 40, p. 223-250, 1988.
- LEPTEN/LABSOLAR - Laboratórios de Engenharia de Processo de Conversão e Tecnologia de Energia da UFSC. **Dados meteorológicos da estação automática**. Informações disponibilizadas pelo responsável técnico do laboratório por e-mail. Florianópolis, 2013.
- LIMA, L. M. **Conceitos básicos de técnicas em biologia molecular**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2008. Documentos 191.
- LIMA, L. M. Q. **Lixo: tratamento e biorremediação**. 3. ed. rev. ampl. São Paulo: Hemus, 2004.
- LIMA, W. S. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal de Betim - Minas Gerais**. 2006. 129 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos

Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

LJUNGQVIST, B.; REINMÜLLER, B. Biocontaminação do ar em salas controladas - alguns aspectos dos amostradores de ar. Reprodução permitida pela ICCSS para a **Revista da Sociedade Brasileira de Controle de Contaminação** - SBCC. 2008.

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

LUPSKI, J. R.; WEINSTOCK, G. M. Short, interspersed repetitive DNA sequences in prokaryotic genomes. **Journal of Bacteriology**, v. 174, p. 4535-4529, 1992.

MACHADO, C. F. **Avaliação da presença de microrganismos indicadores de contaminação e patogênicos em líquidos lixiviados do aterro sanitário de Belo Horizonte**. 2004. 140 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 11-19, 2011.

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.

MARQUES, A. S. A.; MARCHAISON, A.; GARDAN, L.; SAMSON, R. BOX-PCR-based identification of bacterial species belonging to *Pseudomonas syringae* - *P. viridiflava* group. **Genetics and Molecular Biology**, v. 31, n. 1, p. 106-115, 2008.

MARTIN, B.; HUMBERT, O.; CAMARA, M.; GUENZI, E.; WALKER, J.; MITCHELL, T.; ANDREW, P.; PRUDHOMME,

M.; ALLOING, G.; HAKENBECK, R.; MORRISON, D. A. BOULNOIS, G. J.; CLAVERYS, J-P. A highly conserved repeated DNA element located in the chromosome of *Streptococcus pneumoniae*. **Nucleic Acids Research**, v. 20, p. 3479-3483, 1992.

MARTINS, C. L. **Tratamento de lixo de aterro sanitário em sistema de lagoas sob diferentes condições operacionais**. 2010. 240 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

MARTINS, D. O. **Estudo do controle de emissões de compostos orgânicos voláteis em tanques de armazenamento de produtos químicos**. 2004. 162 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2004.

MARTINS, R. A.; MARTINS, L. A. P. Lavoisier e a conservação da massa. **Química Nova**, v. 16, n. 3, p. 245-256, 1993.

MASSAROTTO, W. L. **Avaliação de tecnologias para tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2010. 113 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2010.

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.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. Prentice Hall PTR, Englewood Cliffs, 1995.

MCDONALD, J. E.; LOCKHART, R. J.; COX, M. J.; ALLISON, H. E.; MCCARTHY, A. J. Detection of novel *Fibrobacter* populations in landfill sites and determination of their relative abundance via quantitative PCR. **Environmental Microbiology**, v. 10, n. 5, p. 1310-1319, 2008.

MCPHERSON, M. J.; MØLLER, S. G. **PCR**. 2. ed. London: Taylor & Francis Group, 2006.

MESSINEO, A.; FRENI, G.; VOLPE, R. Collection of thermal energy available from a biogas plant for leachate treatment in an urban landfill: a Sicilian case study. **Energies**, v. 5, p. 3753-3767, 2012.

METCALF & EDDY, INC.; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3 ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Programa de modernização do setor saneamento, sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos** – 2006. Brasília, 2008.

MONCEAUX, D. A.; KUEHNER, D. **The Alcohol Textbook - Dryhouse technologies and DDGS production**. 5. ed. Nottingham University Press: United Kingdom, 2009.

MONTEIRO, J. H. P. (Coord.); FIGUEIREDO, C. E. M.; MAGALHÃES, A. F.; MELO, M. A. F.; BRITO, J. C. X.; ALMEIDA, T. P. F.; MANSUR, G. L. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.
Disponível em: <<http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf>>.
Acesso em: 2 fev. 2013.

MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P. B.; ARAÚJO, J. M.; ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T. Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 223-230, 2006.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005. 229 f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** 2007. 179 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

MUYZER, G. DGGE/TGGE a method for identifying genes from natural ecosystems. **Current Opinion in Microbiology**, v. 2, p. 317-322, 1999.

MUYZER, G.; DE WAAL, E. C.; UITIERLINDEN, A. G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 59, n. 3, p. 695-700, 1993.

MUYZER, G.; SMALLA, k. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 73, p. 127-141, 1998.

NAIAK, B. S. **Microbial population analysis in leachate from simulated solid waste bioreactors and evaluation of genetic relationships and prevalence of vancomycin resistance among environmental Enterococci.** 2009. 189 f. Dissertation (Doctor of Philosophy) - University of South Florida, Florida, 2009.

NASCIMENTO, A. A. C.; ESPREAFICO, E. M.; LARSON, M. L. P.; MONESI, N.; ROSSI, N. M. M.; RODRIGUES, V. **Tecnologia do DNA recombinante.** Ribeirão Preto: Universidade de São Paulo, 2003. Apostila da Faculdade de Medicina.

NEMEROW, N. L. **Industrial waste treatment: contemporary practice and vision for the future.** Ed. Elsevier Science and Technology Books, 2006.

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

OLIVEIRA, D. M. **Análise de aspectos ambientais do processo de evaporação de lixiviados de aterros sanitários**. 2011. 160 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

OLIVEIRA, K. T. L. L.; GOMES, R. A. Contribuições da recuperação do biogás de aterro sanitário: uma análise para Goiânia. **Conjuntura Econômica Goiana**, Goiânia, v. 12, p. 24-34, 2009.

OLIVEIRA, M. C. S.; REGITANO, L. C. de A.; ROESE, A. D.; ANTHONISEN, D. G. PATROCÍNIO, E.; PARMA, M. M.; SCAGLIUSI, S. M. M.; TIMÓTEO, W. H. B.; JARDIM, S. N. **Fundamentos teórico-práticos e protocolos de extração e de amplificação de DNA por meio de reação em cadeia da polimerase**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007.

ØVREÅS, L.; FORNEY, L.; DAAE, F. L.; TORSVIK, V. Distribution of Bacterioplankton in Meromictic Lake Sælenvannet, as determined by denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified gene fragments coding for 16S rRNA. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 63, n.9, p. 3367-3373, 1997.

PAEZ-RUBIO, T.; VIAU, E.; ROMERO-HERNANDEZ, S.; PECCIA, J. Source bioaerosol concentration and rRNA gene-based identification of microorganisms aerosolized at a flood irrigation wastewater reuse site. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 2, p. 804-810, 2005.

PAGLIUSO, J. D.; REGATTIERI, C. R. Estudo do aproveitamento da energia do biogás proveniente da incineração do chorume para a geração de eletricidade. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 16, p. 32-38, 2008.

PASCUAL, L.; PÉREZ-LUZ, S.; YÁÑEZ, M. A.; SANTAMARÍA, A.; GIBERT, K.; SALGOT, M.; APRAIZ, D.; CATALÁN, V. Bioaerosol emission from wastewater treatment plants. **Aerobiologia**, v. 19, p. 261-270, 2003.

PASQUARELLA, C.; PITZURRA, O.; SAVINO, A. The index of microbial air contamination. **Journal of Hospital Infection**, v. 46, n. 4, p. 241-256, 2000.

PEARSON, J.; STEWART, G. R. The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. **New Phytologist**, v. 125, p. 283-305, 1993. Tansley Review n. 56

PETERSON, M. L. **Pathogens associated with solid waste processing**: a progress report. US Environmental Protection Agency, Publication, n. SW-49r, 1971. Washington DC: Government Printing Office.

PILLAI, S. D.; WIDMER, K. W.; DOWD, S. E.; RICKE, S. C. Occurrence of airborne bacteria and pathogen indicators during land application of sewage sludge. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 62, n. 1, p. 296-299, 1996.

PINHATI, F. R. **Caracterização molecular da população microbiana do lodo de Refinaria de Petróleo por PCR-DGGE e RAPD**. 2008. 105 f. Dissertação (Mestrado em Bioquímica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

PINTO, M. C. F. (org.) **Manual medição *in loco***: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Belo horizonte, 2007. Apostila de treinamento da CPRM – Serviço Geológico do Brasil.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfill**. EPA 600/2-86/073, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 1986.

POURCHER, A. M.; SUTRA, L.; HÉBÉ, I.; MOGUEDET, G.; BOLLET, C.; SIMONEAU, P.; GARDAN, L. Enumeration and characterization of cellulolytic bacteria from refuse of a landfill. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 34, p. 229-241, 2001.

PRASS, A. R. **Hidrostática**: Princípio de Arquimedes – Empuxo. 2011. Disponível em: <http://www.fisica.net/hidrostatica/principio_de_arquimedes_empu_xo.php>. Acesso em: 4 jan. 2013.

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

QUADROS, M. E. **Qualidade do ar em ambientes internos hospitalares: parâmetros físico-químicos e microbiológicos.** 2008. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

RANZI, B. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis: estudo em escala piloto.** 2009. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

REHMAN, A. **Landfill leachate treatment using evaporation technology.** 2003. 235 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Carleton University, Ottawa, 2003.

REICHERT, G. A. **A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 1999. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

REICHERT, G. A. **Projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários.** Apostila da disciplina de Gerenciamento de Resíduos de Sólidos II, Universidade de Caxias do Sul, 2007.

REINHART, D. R., GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality.** Florida: Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, 1998.

RENARD, J. J.; CALIDONNA, S. E.; HENLEY, M. V. Fate of ammonia in the atmosphere-a review for applicability to hazardous releases. **Journal of Hazardous Materials B**, v. 108, p. 29-60, 2004.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, P.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, p. 468-493, 2008.

ROCCA, A. C.; LACOVONE, A. M. M. B.; BARROTI, A. J.; CASARINI, D. C. P.; GLOEDEN, E. **Resíduos Sólidos Industriais.** 2. ed. rev. ampl. São Paulo: CETESB, 1993.

RODRIGUES, C. M. M. **Cálculo da evaporação de albufeiras de grande regularização do sul de Portugal.** 2009. 269 f. Dissertação (Doutor em Engenharia dos Recursos Hídricos) - Universidade de Évora, Évora, 2009.

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.

ROHERS, F. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário por filtração direta ascendente.** 2007. 145 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

SÁ, L. F. **Evaporação natural do lixiviado do Aterro da Muribeca através de um destilador solar.** 2008. 132 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012.

SAIKALY, P.; AYOUB, G. M. Ammonia nitrogen removal in step-feed rotating biological contactors. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 150, p. 177-191, 2003.

SAKAMOTO, I. K. **Comparação da estrutura de comunidades microbianas complexas presentes em sistemas de lodos ativados modificados para remoção biológica de fósforo em excesso utilizando a técnica de eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE).** 159 f. 2001. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

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

SANTOS, A. L. **Diversidade molecular microbiana de lixiviados de aterros**. 2010. 98 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010b.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. 2010. 212 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010a.

SANTOS, G. G. D. **Análise e perspectivas de alternativas de destinação dos resíduos sólidos urbanos: o caso da incineração e da disposição em aterros**. 2011. 208 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011b.

SANTOS, H. A. P. **Recuperação da amônia removida por processo de *air stripping* aplicado ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário: estudo em escala piloto**. 2011. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011a.

SANTOS, J. M. **Evaporação forçada de lixiviados de aterro sanitário: uma análise das pesquisas desenvolvidas no âmbito nacional e internacional**. 2011. 114 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011c.

SAVAGE, G. M.; DIAZ, L. F.; ERBISTI, A.; CHIUMENTI, A. Performance of a low-cost, efficient leachate evaporator. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL, 11., 2007, Cagliari, Itália. **Anais...**Cagliari, CISA, 2007.

SAWAMURA, H.; YAMADA, M.; ENDO, K.; SODA, S.; ISHIGAKI, T.; IKE, M. Characterization of microorganisms at different landfill depths using carbon-utilization patterns and 16S rRNA gene based T-RFLP. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 109, n. 2, p. 130-137, 2010.

SCARPINO, P. V.; DONELLY, J. A.; BRUNNER, D. Pathogen content of landfill leachate. Municipal solid waste: land disposal. In:

PROCEEDINGS OF THE ANNUAL RESEARCH SYMPOSIUM, 5., 1979, Virginia, EUA. **Anais...** Virginia, 1979. EPA-600/9-79-023^a.

SCHNEIDER. **Aplicações:** Construção civil e abastecimento residencial - Centrífugas Monoestágio. 2011. Disponível em: <<http://www.schneider.ind.br/produtos.php?id=21&ctg=2>>. Acesso em 3 jan. 2013.

SCHNEIDER. **Aplicações:** Industrial - Bombas Centrífugas Multiestágios. 2012. Disponível em: <<http://www.schneider.ind.br/produtos.php?id=38&ctg=12>>. Acesso em: 7 jan. 2013.

SCHULZ. **Compressores de ar – Linha bravo.** 2011. Disponível em: <<http://www.schulz.com.br/pt/site/compressores/produto/index/id/140#produto=140>>. Acesso em: 3 jan. 2013.

SCHULZ. **Manual de instruções SCHULZ Bravo - Compressor de pistão.** 2010. Disponível em: <http://www.schulz.com.br/pt/site/compressores/produto/index/cod_segmento/37#perfil=37>. Acesso em: 3 jan. 2013.

SCHWEERS. **Pulverizadores – Modelo PL 04.** 2011. Disponível em: <<http://www.schweers.com.br/pt/produtos/pulverizadores/mod-pl-04/>>. Acesso em: 3 jan. 2013.

SECRETARIA DE OBRAS E SERVIÇOS MUNICIPAIS. **Itajaí implanta novo aterro sanitário.** 2005. Notícia do site da Prefeitura de Itajaí, SC. Disponível em: <http://www.itajai.sc.gov.br/noticias_det.php?id_noticia=2547>. Acesso em: 15 mar. 2013.

SEKIGUCHI, H.; TOMIOKA, N.; NAKAHARA, T.; UCHIYAMA, H. A single band does not always represent single bacterial strains in denaturing gradient gel electrophoresis analysis. **Biotechnology Letters**, v. 23, p. 1205-1208, 2001.

SILVA FILHO, G. N.; OLIVEIRA, V. L. **Microbiologia:** manual de aulas práticas. 2. ed. rev. UFSC: Florianópolis, 2007.

SILVA, A. C. Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. 2002. 79 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, C. A. C.; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; MIGUEL, M. A. L.; QUINTAES, B. R. Caracterização microbiológica de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.2, p. 127-132, 2011.

SILVA, C. A. M. C. Caracterização microbiológica de lixiviados de resíduos sólidos de serviços de saúde e resíduos domiciliares. 2005. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SILVA, C. L.; SEGATO, L. M. Tratamento de líquidos percolados por evaporação através do aproveitamento de gás de aterros sanitários. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Cancun, Mexico. **Anais...** Cancun: AIDIS, 2000.

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.

SILVA, M. P. da. **Avaliação da tratabilidade do lixiviado de aterro industrial por processo de biorreator à membrana (MBR).** 2011. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011a.

SOLVÍ. Segurança ambiental: gerenciamento e tratamento de chorume. São Paulo. Disponível em:
<<http://www.solvi.com/saGerenciamento.asp>>. Acesso em: 05 fev. 2013.

SONDA, E. Avaliação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do aterro sanitário de Canhanduba - Itajaí/SC: segunda campanha. 2008. 123 f. Trabalho de conclusão de curso

(Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2008.

SOUTO, G. D'A. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte, Brasil. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007.

SOUZA, G. de. **Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários** – estudo em piloto experimental. 2005. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SOUZA, R. T de; PALLADINI, L. A. **Tecnologia para aplicação de produtos fitossanitários em videira**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, abril, 2007. (Circular técnica, 73).

STAMPER, D. M.; WALCH, M.; JACOBS, R. N. Bacterial population changes in a membrane bioreactor for graywater treatment monitored by denaturing gradient gel electrophoretic analysis of 16S rRNA gene fragments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 2, p. 852-860, 2003.

STEGMANN, R.; HEYER, K. U.; COSSU, R. Leachate treatment. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 10, 2005, Cagliari, Itália. **Anais...** Cagliari, CISA, 2005.

TARTARI, C. L. **Avaliação do processo de tratamento do chorume do Aterro Sanitário de Novo Hamburgo**. 2003. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia - Energia, Ambiente e Materiais), Universidade Luterana do Brasil, Novo Hamburgo, 2003.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, v. 53, p. 737-744, 2003.

TAVARES, B. F. D. **Tratamento de chorume**: análise dos efluentes da evaporação forçada. 2011. 71 f. Trabalho de Conclusão

de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Gestión integral de residuos sólidos**. São Paulo: McGraw-Hill, 1994.

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

THEMELIS, N. J.; ULLOA, P. A. Methane generation in landfills. **Renewable Energy**, v. 32, p.1243-1257, 2007.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. Harper Collins Publishers, 1987.

THORTON, H. G. On the development of a standardized Agar medium for counting soil bacteria with special regard to the repression of spreading colonies. **Annals of Applied Biology**, v. 9, p. 241-274, 1922.

TOLEDO. **Balanças de Bancada 2098**. 2011. Disponível em: <<http://www.toledobrasil.com.br/produtos/balanca/2098express/>>. Acesso em: 3 jan. 2013.

TONG, Y., LIGHTHART, B. Solar radiation has a lethal effect on natural populations of culturable outdoor atmospheric bacteria. **Atmospheric Environment**, v. 31, n. 6, p. 897-900, 1997.

TONG, Y., LIGHTHART, B. The annual bacterial particle concentration and size distribution in the ambient atmosphere in a rural area of the Willamette Valley, Oregon. **Aerosol Science and Technology**, v. 32, p. 393-403, 2000.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 6. ed. 2ª reimpressão. Porto Alegre: ARTMED, 2003.

VALERIO, D.; SILVA, T. C.; COHEN, C. Redução da geração de resíduos sólidos: uma abordagem econômica. In: ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA, 36, 2008, Niterói. **Anais...** Niterói: ANPEC, 2008.

VAN DYKE, M. I.; MCCARTHY, A. J. Molecular biological detection and characterization of *Clostridium* populations in municipal landfill sites. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n. 4, p. 2049-2053, 2002.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

VERSALOVIC, J.; SCHNEIDER, M.; DE BRUIJN, F.J.; LUPSKI, J.R. Genomic fingerprinting of bacteria using repetitive sequence-based polymerase chain reaction. **Methods in Molecular and Cellular Biology**, v. 5, p. 25-40, 1994.

VIGNOLI, C. N. **Avaliação da minimização das emissões de amônia no processo de tratamento de chorume por evaporação**. 2007. 88 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. rev. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 1996. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Volume 1).

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2002. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Volume 3).

WALKER, J. M.; RAPLEY, R. **Molecular Biomethods Handbook**. 2. ed. Humana Press: Hatfield, 2008.

WANG, L. K., SHAMMAS, N. K.; WILIFORD, C.; CHEN, W-Y.; SAKELLAROPOULOS, G. P. **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.

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

WU, Y. C.; HAO, O. J.; OU, K. C.; SCHOLZE, R. J. Treatment of leachate from a solid waste landfill site using a two-stage anaerobic filter. **Biotechnology and Bioengineering**, New York, v.31, p. 257-266, 1988.

XIE, B.; XIONG, S.; LIANG, S.; HU, C.; ZHANG, X.; LU, J. Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate. **Bioresource Technology**, v. 103, p. 71-77, 2012.

XU, Y-D.; YUE, D-B.; ZHU, Y.; NIE, Y-F. 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.

YUE, D.; XU, Y.; MAHAR, R. B.; LIU, F.; NIE, Y. Laboratory-scale experiments applied to the design of a two-stage submerged combustion evaporation system. **Waste Management and Research**, v. 27, n. 5, p. 704-710, 2007.

ZHANG, W.; YUE, B.; WANG, Q.; HUANG, Z.; HUANG, Q.; ZHANG, Z. Bacterial community composition and abundance in leachate of semi-aerobic and anaerobic landfills. **Journal of Environmental Sciences**, 2011, v. 23, n. 11, p. 1770-1777, 2011.

ZHU, S.; CHAN, G. Y. S.; CAI, K-L.; QU, L-H.; HUANG, J-N. Leachates from municipal solid waste disposal sites harbor similar, novel nitrogen-cycling bacterial communities. **FEMS Microbiology Letters**, v. 42, p. 267-236, 2007.

APÊNDICE A – Metodologia e resultados dos ensaios preliminares utilizando diferentes sistemas de aspersão

1. METODOLOGIA

De acordo com os resultados obtidos por Fenelon (2011), optou-se pela modificação do sistema de aspersão existente, com o intuito de otimizar o processo evaporativo no piloto, em termos de eficiência de evaporação. O sistema até então utilizado era composto por nove bicos aspersores (Figura 1), localizados acima do painel evaporativo.

Figura 1 - Bicos aspersores do antigo sistema.



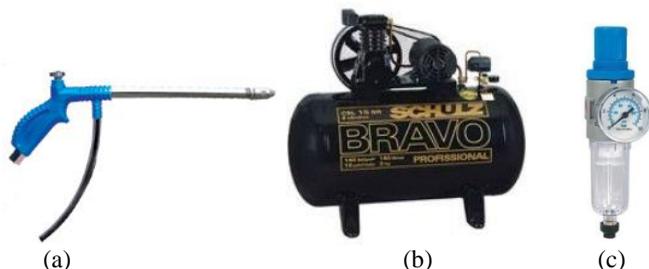
Fonte: Fenelon (2011).

Para tornar o processo evaporativo mais eficiente deveria ter-se, ao invés de um líquido escorrendo (já que os bicos aspersores funcionavam de maneira similar a torneiras, com “menor jato de *spray*”), pequenas gotas de líquido sendo aspergidas/pulverizadas sobre a superfície do painel evaporativo. Isto poderia ser conseguido alterando os bicos aspersores por equipamentos de pulverização.

Sabe-se que o fenômeno evaporativo está relacionado com a área superficial e com o volume das gotas. Quanto maior é a relação superfície/volume tanto maior é a taxa de evaporação. Assim, para um dado volume de líquido, quanto menor o tamanho das gotas produzidas por um determinado pulverizador, maior a superfície coberta pelas mesmas, a qual é diretamente influenciada pela temperatura e pela umidade relativa do ar (COSTA et al., 2005). Vários autores consideram que gotas de 100 micrômetros (μm) ou menores são facilmente carregadas pelo vento e se evaporam muito rapidamente, sofrendo mais intensamente a ação dos fenômenos climáticos (SOUZA e PALLADINI, 2007).

Deste modo, considerando que, quanto menor o tamanho da gota maior a eficiência de evaporação, concebeu-se um sistema composto por uma pistola de pulverização, um compressor de ar e um filtro com regulador (Figura 2).

Figura 2 - (a) Pistola de pulverização, (b) compressor de ar e (c) filtro com regulador.



Fontes: (a) Schweers (2011), (b) Schulz (2011) e (c) Fluir (2011).

A pistola de pulverização era da marca Schweers, modelo PL-04 e possuía cano longo de 0,39 m e jato regulável (SCHWEERS, 2011). O compressor de ar utilizado era de pistão, com acionamento por correia, modelo CSL 15 BR/180 L, de 3 hp, monofásico, da marca Schulz (SCHULZ, 2011). O filtro com regulador era de policarbonato, de $\frac{1}{4}$ de polegada (tamanho da rosca), com pressão máxima de 1,5 MPa, modelo AEFR2000, da marca Fluir Pneumática (FLUIR, 2011).

Tiveram-se alguns problemas para encontrar uma pistola de pulverização que se adequasse ao propósito (havendo um pequeno atraso no cronograma) e também para que fosse vedada a parte superior do equipamento, já que a mesma deveria ficar acionada/ligada durante todo o teste.

Depois de adquiridos todos os equipamentos e feitos os ajustes necessários, iniciaram-se os testes de vazão, para verificar em qual pressão se obteria a melhor “nuvem de aspersão”, quais vazões seriam possíveis de serem trabalhadas e também o tempo de trabalho do compressor.

No início dos testes verificou-se que o líquido armazenado na bacia de retenção da unidade experimental, localizada na altura do solo, não era succionado pela mangueira acoplada à pistola de pulverização, mesmo com o compressor trabalhando em sua potência máxima. Isto ocorreu porque a altura manométrica necessária para o funcionamento

da mesma, dentro da unidade experimental, era maior do que a altura manométrica nominal da pistola. Sendo assim, o sistema de recirculação existente deveria ser alterado. Uma mangueira de silicone, de $\frac{3}{4}$ de polegada, foi conectada ao reservatório superior e à pistola de pulverização, de forma direta. Sem o sistema de recirculação, a contabilização dos dados de evaporação seria feita considerando a diferença de nível na bacia de retenção, com graduações marcadas a cada cinco centímetros.

Ajustando-se a pressão de saída do filtro com regulador entre cinco e dez psi, obteve-se uma boa nuvem de aspersão, com gotículas de água de pequenas dimensões. Nestas condições, o tempo de trabalho do compressor ultrapassava em torno de 20 % o recomendado, que era de 70 % em carga/ligado e de 30 % em alívio/desligado (SCHULZ, 2010). Além disso, quando foi feita a montagem final do sistema, fixando-se a pistola no interior da unidade experimental, verificou-se que o jato de aspersão era demasiado longo e atravessava o retentor de gotas, prejudicando o processo como um todo.

Portanto, decidiu-se por alterar o sistema de aspersão, trocando-se a pistola de pulverização por uma pistola de pintura (Figura 3), que possuísse a mesma qualidade de aspersão, mas apresentasse um menor comprimento de jato. Assim como para a pistola de pulverização, houve um pequeno atraso até que fosse encontrada a pistola ideal para o estudo de evaporação. A pistola adquirida foi a pistola de pintura de alta produção, do tipo sucção, com pressão de trabalho de 40 a 60 psi, bico em aço inox de 1,6 mm, modelo Milenium 5, da marca Arprex (ARPREX, 2010). Os testes efetuados com a nova pistola resultaram em ótima qualidade de aspersão, superior a da pistola de pulverização, e em tempos de trabalho do compressor dentro do preconizado pelo fabricante do equipamento.

Figura 3 - Pistola de pintura.



Fonte: Arprex (2010).

Definidas as pressões de trabalho, iniciou-se a etapa dos testes de evaporação. Apenas um teste de quatro horas foi realizado.

De acordo com a NBR 5.410, de 2004, que trata de instalações elétricas de baixa tensão, item 6.5.1.3.3, o dimensionamento dos condutores que alimentam motores deve ser tal que, durante a partida do motor, a queda de tensão nos terminais do dispositivo de partida não ultrapasse 10 % da respectiva tensão nominal (ABNT, 2004b). O mesmo é recomendado pelo fabricante do compressor - a queda de tensão propiciada pelo pico de partida não deve ser superior a 10 % (SCHULZ, 2010).

No caso da partida do compressor utilizado no experimento, a queda de tensão ultrapassava mais de 120 %, pois foi verificado que a tensão diminuía de 220 para 180 V. Isto ocorreu porque a instalação elétrica existente no laboratório aonde eram realizados os testes não estava adequadamente dimensionada, considerando o fato de que um compressor poderia ser instalado no final da mesma. Provavelmente, no local dos testes, existe algum ponto ou “emenda” de fiação (fios compridos ou finos demais), que gerava a queda de tensão. Assim sendo, o compressor não partia, a corrente elétrica aumentava consideravelmente (sobrecorrente) e a proteção (disjuntor), desarmava. Isto acabou por interferir na unidade experimental e nos projetos que eram desenvolvidos no mesmo local.

A empresa de engenharia elétrica terceirizada pela universidade foi requisitada para fazer uma avaliação de carga no local. Foi constatada a necessidade de se refazer a instalação elétrica de entrada do transformador até o quadro de luz geral. Além disso, teriam que se fazer um balanceamento de carga e a troca de fiação e do disjuntor. Todos os serviços foram requisitados. Infelizmente, como não foi dado um prazo para que os mesmos fossem efetuados, decidiu-se por utilizar outro sistema de evaporação, que não necessitasse de um compressor de ar.

A médio/longo prazo a utilização do compressor para este propósito poderia acarretar na diminuição da sua vida útil, pois o mesmo estava instalado em um local não propício, devido à presença de umidade e poeira, e em uma superfície não plana. Em seu manual recomenda-se que devem ser evitados ambientes como: depósitos, despensas, porões, garagens e banheiros (SCHULZ, 2010). O único local, próximo ao quadro de distribuição de energia elétrica, local aonde o compressor funcionava corretamente, era inclinado.

Por sugestão, um terceiro sistema de aspersão do líquido foi idealizado, desta vez com a utilização de bicos pulverizadores (Figura 4a), os mesmos utilizados para arrefecimento do ar em aviários. Os

sistemas de resfriamento evaporativos presentes nos aviários e que utilizam estes bicos reduzem a temperatura interna dos mesmos, minimizando os efeitos indesejáveis do estresse calórico sobre as aves (ABREU, ABREU e MAZZUCO, 1999). Para usar este sistema foi preciso buscar uma bomba de alta pressão com as especificações definidas de acordo com as necessárias para o funcionamento dos bicos. A bomba teria que ter uma pressão entre 70 e 90 m.c.a. Após definir as características do equipamento, fizeram-se três orçamentos e procedeu-se à compra, o que também ocasionou novamente o atraso do cronograma anteriormente previsto. A bomba adquirida (Figura 4b) foi a bomba centrífuga multiestágio de alta pressão, monofásica, de ½ cv, modelo BT4-0505E7, da Schneider (SCHNEIDER, 2012), fabricada em inox.

Figura 4 - (a) Bicos pulverizadores do tipo “chimarrão” e (b) bomba de alta pressão.



Fontes: (a) ClimaBrisa (2009) e (b) Schneider (2012).

Foram adquiridos 25 bicos pulverizadores, do tipo “chimarrão”, com pressão de trabalho de 100 lb e vazão de $8,4 \text{ L.h}^{-1}$, da Empresa ClimaBrisa (CLIMABRISA, 2009). Os bicos foram instalados gradualmente, para verificar a eficiência de evaporação, utilizando um número reduzido de aspersores em relação à área total da unidade e após, com a totalidade dos mesmos.

A pressão de funcionamento da bomba foi fixada, inicialmente, em 50 psi, para três aspersores, resultando em uma vazão média de 12 L.h^{-1} . Já, para 15 aspersores, a pressão utilizada foi de 70 psi, o que resultou em uma vazão média de 52 L.h^{-1} . Estas pressões de trabalho da bomba se justificaram por proporcionar a melhor “nuvem” de aspersão no sistema. Pressões abaixo das definidas criavam apenas gotas de água (menor área superficial) e pressões acima de 70 psi não eram suportadas pela linha hidráulica (canos de PVC).

Com três bicos pulverizadores foram realizados apenas quatro testes de oito horas cada, com velocidades de ar de 6,0, 5,5, 5,0 e 4,5 m.s⁻¹. Decidiu-se interromper os mesmos, pois os resultados obtidos eram pouco satisfatórios em termos de eficiência de evaporação (L.h⁻¹).

Procedendo-se aos testes com 15 bicos pulverizadores, foram efetuados 12 testes, seis deles utilizando o painel evaporativo e os outros seis sem a utilização do mesmo, com velocidades de ar de 6,0, 5,0, 4,0, 3,0, 2,0 e 1,0 m.s⁻¹.

Ocorreram problemas frequentes de entupimento durante os testes realizados com os bicos pulverizadores, tendo-se que limpar os mesmos a cada final de teste. Nos aviários que utilizam este tipo de nebulização existe um sistema de filtragem, necessário para evitar entupimentos, que, no caso, não foi instalado no piloto. Em um sistema em escala real, este procedimento diário de limpeza de cada bico seria inviável. Por este motivo, a fim de verificar o comportamento dos bicos utilizando o lixiviado a ser estudado (pois todos os testes anteriormente efetuados foram realizados utilizando-se água), foi realizada uma coleta de 50 litros do lixiviado no aterro sanitário. Logo após os primeiros 20 minutos de teste, todos os 15 aspersores ficaram totalmente obstruídos pelos sólidos em suspensão presentes no lixiviado. Mesmo aumentando-se a pressão de trabalho da bomba, não foi suficiente para desobstruir os orifícios dos bicos pulverizadores, devido às pequenas dimensões dos mesmos.

Devido a estes problemas, decidiu-se montar um sistema similar ao utilizado na pesquisa anterior, no que tange à aspersão do líquido. Ao invés de dispositivos que resultassem em gotículas, o que acabaria por entupir novamente o sistema, por causa dos sólidos presentes em altas concentrações no lixiviado, seriam utilizados dispositivos que criassem um pequeno “fio” de líquido escoando e atingindo o painel evaporativo. Destarte, montaram-se cinco linhas de canos de PVC perfurados, de ½ polegada, com cinco furos em cada cano, para a aspersão do lixiviado.

Neste sistema, poder-se-ia fazer novamente a recirculação do líquido, da bacia de retenção ao sistema de distribuição de lixiviado. Por isto, alterou-se o sistema, reconectando o reservatório superior à bacia de retenção.

2. RESULTADOS

A seguir estão apresentados os dados referentes às taxas de evaporação obtidas durante os ensaios preliminares, realizados com três e 15 bicos pulverizadores, com e sem painel evaporativo. Devido aos

problemas elencados anteriormente, os resultados foram apresentados somente para conhecimento, porém os mesmos não foram discutidos, devido à falta de outros dados necessários à interpretação dos resultados e também porque este não foi o sistema de aspersão utilizado para a evaporação de lixiviado.

Foram efetuados quatro testes preliminares, de 8 horas cada, com três bicos pulverizadores e 12 testes, de 4 horas cada, com 15 bicos pulverizadores.

As condições operacionais na unidade experimental e as taxas de evaporação obtidas utilizando-se três bicos pulverizadores estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Condições operacionais e taxa de evaporação utilizando três bicos pulverizadores.

Dia do teste	Velocidade de ar (m.s⁻¹)	Temperatura média pós-resistência (°C)	Total evaporado (L – 8 h)	Taxa de evaporação (L.h⁻¹)
04/julho	6,0	32,6	9,5	1,19
05/julho	5,5	33,7	15,4	1,93
06/julho	5,0	31,0	17,4	2,18
09/julho	4,5	30,3	10,4	1,30

Trabalhou-se, nestes testes, com pressão de 50 psi, que resultava em uma vazão de 12 L.h⁻¹ de água na entrada da unidade experimental. Não foi utilizado o painel evaporativo.

Seriam efetuados mais testes, porém, alguns problemas ocorreram (queda de luz, falta de registro dos dados pelo programa da balança, entre outros) e, de acordo com os resultados dos mesmos, já pode ser verificado que a taxa de evaporação poderia ser melhorada. Deste modo, aumentou-se no sistema o número de aspersores para 15.

Com a utilização de 15 bicos pulverizadores, a pressão da bomba foi ajustada em 70 psi e a vazão média resultante foi de 52,4 L.h⁻¹. As condições operacionais e as taxas de evaporação resultantes dos testes com 15 bicos pulverizadores estão apresentadas nas Tabelas 2 e 3.

Estes testes iniciais serviram para preparar o sistema evaporativo e verificar se a unidade experimental estava funcionando corretamente. Além disto, foi confirmada, através das taxas de evaporação obtidas, com e sem a utilização do painel de evaporação, que as mesmas foram superiores quando tal estrutura fez parte do sistema evaporativo. O aumento da área superficial, proporcionado pela

utilização do painel, faz aumentar a taxa evaporativa. No caso do teste de velocidade de ar $v = 5,0 \text{ m.s}^{-1}$, a diferença entre os testes com e sem a utilização do painel evaporativo foi de 50,3 %. O único teste em que houve maior evaporação sem o painel foi o teste com $v = 3,0 \text{ m.s}^{-1}$. Outros dados seriam necessários para explicar tal resultado, porém a diferença entre os testes foi de apenas 1,9 %.

Tabela 2 - Condições operacionais e taxas de evaporação utilizando quinze bicos pulverizadores (com painel evaporativo).

Dia do teste	Vel. ar (m.s⁻¹)	Temp. média (°C)	Total evaporado (4 h)	Evap. (L.h⁻¹)	Evap. (L.m².h⁻¹)
13/ago	6,0	33,9	28,9	7,23	20,08
13/ago	5,0	39,4	34,5	8,63	23,97
14/ago	4,0	40,8	26,1	6,52	18,11
15/ago	3,0	41,9	22,7	5,67	15,75
15/ago	2,0	51,9	24,7	6,18	17,17
16/ago	1,0	60,9	21,9	5,49	15,25

Fonte: A autora.

Tabela 3 - Condições operacionais e taxas de evaporação utilizando quinze bicos pulverizadores (sem o painel evaporativo).

Dia do teste	Velocidade do ar (m.s⁻¹)	Temperatura média (°C)	Total evaporado (L - 4 h)	Evaporação (L.h⁻¹)
17/ago	6,0	32,4	24,2	6,04
17/ago	5,0	35,1	17,1	4,29
20/ago	4,0	36,5	20,7	5,19
21/ago	3,0	42,3	23,1	5,78
21/ago	2,0	53,2	18,6	4,66
22/ago	1,0	59,8	17,7	4,42

Fonte: A autora.

APÊNDICE B – Eficiências horárias de evaporação

Tabela 1 - Eficiências horárias de evaporação para todos os testes na unidade experimental com a vazão Q₁.

Hora	v6,0a	v5,5a	v5,0a	v5,0b	v4,5a	v4,5b	v4,0a	v4,0b	v3,5a	v3,0a	v3,0b	v2,5a	v2,5b	v2,0a	v1,0a	v1,0b	v0,5a
0	0,54	0,91	1,11	1,90	0,40	1,83	0,75	1,58	0,75	0,81	2,33	1,53	1,50	0,89	1,68	1,23	0,97
1	2,50	1,89	3,37	3,39	0,91	3,17	1,30	3,14	1,82	1,66	4,29	2,63	2,43	1,50	2,90	2,14	1,52
2	3,82	3,48	4,92	3,78	2,54	3,32	1,48	3,37	3,59	3,67	4,59	3,49	2,46	1,57	3,04	2,89	1,61
3	4,53	5,92	5,49	4,37	4,98	3,68	2,22	3,70	5,25	3,21	4,75	5,50	2,53	1,75	3,27	4,59	1,74
4	4,24	6,73	5,63	5,39	5,77	4,37	4,16	4,01	5,18	7,09	5,02	5,76	2,79	3,87	3,64	5,56	1,91
5	3,87	6,75	6,09	6,92	5,73	5,46	6,31	4,57	5,12	6,56	5,36	7,11	3,19	7,83	3,86	5,59	2,21
6	5,18	6,71	6,19	8,32	5,02	6,75	7,26	5,56	5,36	5,98	5,86	6,40	3,64	6,93	4,20	6,30	2,86
7	5,48	6,69	6,25	8,52	4,78	7,77	7,59	6,58	5,84	6,37	6,71	6,49	4,24	5,92	4,91	5,88	3,58
8	5,36	6,39	6,55	8,38	4,41	7,85	7,51	6,75	5,87	6,13	6,97	5,73	5,12	5,47	5,58	6,06	3,68

*a – testes da primeira batelada; b – testes da terceira batelada (repetição). Fonte: A autora.

Tabela 2 - Eficiências horárias de evaporação para todos os testes na unidade experimental com a vazão Q₂.

Hora	v6,0a	v5,5a	v5,0a	v5,0b	v4,5a	v4,5b	v4,0a	v4,0b	v3,5a	v3,0a	v3,0b	v2,5a	v2,5b	v2,0a	v1,0a	v1,0b	v0,5a
0	0,65	1,15	0,57	1,12	1,03	1,12	0,92	0,94	1,27	0,69	2,57	0,66	1,12	0,88	0,82	1,62	1,31
1	1,22	2,18	1,33	2,06	1,69	2,15	2,97	1,64	2,19	1,12	4,33	1,18	2,00	1,43	1,39	2,75	2,24
2	1,96	3,74	3,04	2,19	1,77	2,43	3,43	1,70	2,68	2,06	4,44	1,89	2,01	1,65	1,57	2,90	2,28
3	3,22	5,89	3,97	2,47	1,92	2,06	3,80	1,85	4,19	2,48	4,58	2,45	2,06	2,29	2,55	3,16	2,39
4	5,33	6,98	4,26	3,15	2,22	2,05	4,14	2,03	5,36	2,55	4,88	2,56	2,24	2,69	4,25	3,48	2,57
5	8,05	7,37	4,22	4,05	2,82	2,16	4,39	2,50	6,04	2,59	5,34	3,22	2,91	3,02	4,96	3,83	2,94
6	6,44	7,67	4,49	4,62	3,54	2,69	4,21	3,57	6,24	5,52	5,80	8,07	3,96	8,67	5,42	4,38	3,35
7	6,00	7,73	4,54	5,04	4,32	3,41	4,11	4,39	6,19	6,18	6,50	6,79	4,76	7,77	5,44	5,02	3,55
8	5,75	7,56	4,41	5,12	4,56	3,96	4,14	4,06	5,98	5,61	6,85	5,84	5,00	6,95	4,76	5,27	3,76

*a – testes da segunda batelada; b – testes da terceira batelada (repetição). Fonte: A autora.

APÊNDICE C – Gráficos normais de probabilidade dos resíduos

Figura 1 - Gráfico normal de probabilidade dos resíduos para ANOVA – vazão de recirculação de lixiviado como parâmetro independente e eficiência de evaporação como parâmetro dependente.

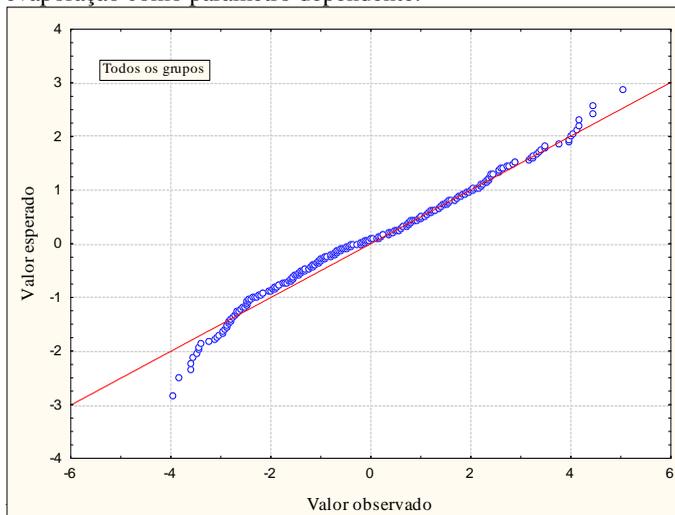
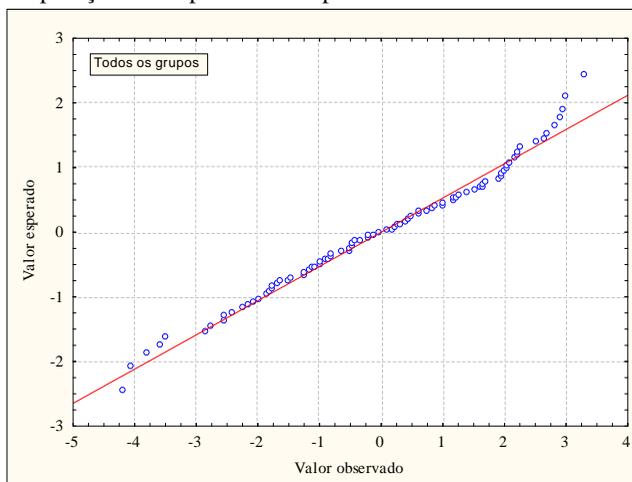
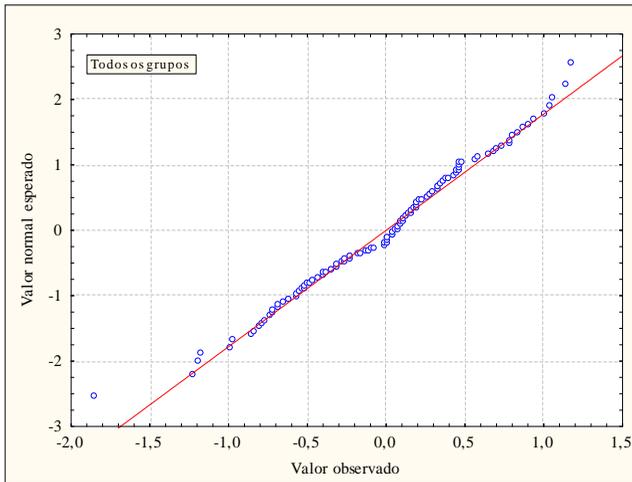


Figura 2 - Gráfico normal de probabilidade dos resíduos para ANOVA – velocidade do ar (altas e baixas) como parâmetro independente e eficiência de evaporação como parâmetro dependente.



Fonte: A autora.

Figura 3 - Gráfico normal de probabilidade dos resíduos para ANOVA – local como parâmetro independente e a concentração de UFC.m⁻³ como parâmetro dependente.



Fonte: A autora.

	A1	A2	A3	A4	B4	C4	B5	C5	B9	C9	B10	C10	B11	C11	B15	C15	B16	C16	B17	C17	B18	C18
26	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
27	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
28	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
30	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1

ANEXO A – Metodologia para análise de ácidos voláteis, conforme DiLallo e Albertson (1961)

Centrifuga-se 100 mL de amostra por 5 min, retira-se 25 mL do sobrenadante, coloca-se em um becker juntamente com 25 mL de água destilada. Promove-se agitação magnética e titula-se a solução com H₂SO₄ 0,02 N até pH 3,5. Ferve-se a amostra por 3 minutos para liberação de gás carbônico. Titula-se a solução com NaOH 0,02 N até pH 4,0, anotando o volume da base gasta e continuando a titulação até atingir pH 7,0, anotando o volume gasto.

Cálculo

$$mg/L = \frac{mL NaOH_{pH7} - mL NaOH_{pH4} \times N \times d \times 60000}{mL amostra}$$

onde:

mg/L	mg de ácidos voláteis como ácido acético por litro;
mL NaOH _{pH7}	volume utilizado até obtenção pH 7,0;
mL NaOH _{pH4,0}	volume utilizado até obtenção pH 4,0;
60000	peso molecular;
N	normalidade do NaOH;
mL amostra	volume sobrenadante retirado da centrifugação (25 mL);
d	diluição da amostra: 1 / [(volume sobrenadante (25 mL) + volume água destilada (25 mL)) / volume total titulado (50 mL)].

ANEXO B – Protocolo: Extração de DNA do lixiviado

1. To the **PowerBead Tubes** provided, 0.25 grams of soil sample.
2. Gently vortex to mix.
3. **Check Solution C1.** If **Solution C1** is precipitated, heat solution to 60 °C until dissolved before use.
4. Add 60 µl of **Solution C1** and invert several times or vortex briefly.
5. Secure **PowerBead Tubes** horizontally using the MO BIO Vortex Adapter tube holder for the vortex (MO BIO Catalog# 13000-V1) or secure tubes horizontally on a flat-bed vortex pad with tape. Vortex at maximum speed for 10 minutes.
Note: If you are using the 24 place Vortex Adapter for more than 12 preps, increase the vortex time by 5-10 minutes.
6. Make sure the PowerBead Tubes rotate freely in your centrifuge without rubbing. Centrifuge tubes at 10,000 x g for 30 seconds at room temperature. **CAUTION:** Be sure not to exceed 10,000 x g or tubes may break.
7. Transfer the supernatant to a clean **2 ml Collection Tube** (provided).
Note: Expect between 400 to 500 µl of supernatant. Supernatant may still contain some soil particles.
8. Add 250 µl of **Solution C2** and vortex for 5 seconds. Incubate at 4 °C for 5 minutes.
9. Centrifuge the tubes at room temperature for 1 minute at 10,000 x g.
10. Avoiding the pellet, transfer up to, but no more than, 600 µl of supernatant to a clean **2 ml Collection Tube** (provided).
11. Add 200 µl of **Solution C3** and vortex briefly. Incubate at 4 °C for 5 minutes.
12. Centrifuge the tubes at room temperature for 1 minute at 10,000 x g.
13. Avoiding the pellet, transfer up to, but no more than, 750 µl of supernatant into a clean **2 ml Collection Tube** (provided).
14. Shake to mix Solution C4 before use. Add 1200 µl of **Solution C4** to the supernatant and vortex for 5 seconds.
15. Load approximately 675 µl onto a **Spin Filter** and centrifuge at 10,000 x g for 1 minute at room temperature. Discard the flow through and add an additional 675 µl of supernatant to the **Spin Filter** and centrifuge at 10,000 x g for 1 minute at room temperature. Load the remaining supernatant onto the **Spin Filter** and centrifuge at 10,000 x g for 1 minute at room temperature. **Note:** A total of three loads for each sample processed are required.

16. Add 500 μ l of **Solution C5** and centrifuge at room temperature for 30 seconds at 10,000 x *g*.
17. Discard the flow through.
18. Centrifuge again at room temperature for 1 minute at 10,000 x *g*.
19. Carefully place spin filter in a clean **2 ml Collection Tube** (provided). Avoid splashing any **Solution C5** onto the **Spin Filter**.
20. Add 100 μ l of **Solution C6** to the center of the white filter membrane. Alternatively, sterile DNA-Free PCR Grade Water may be used for elution from the silica Spin Filter membrane at this step (MO BIO Catalog# 17000-10).
21. Centrifuge at room temperature for 30 seconds at 10,000 x *g*.
22. Discard the **Spin Filter**. The DNA in the tube is now ready for any downstream application. No further steps are required.

ANEXO C – Procedimento da DGGE

1. Montagem das placas. Montar e verificar vazamento no dia anterior.
2. Preparação das soluções 0 % e 100 % (para gel 8 %):
 - 0 %:
 - Acrilamida 40 %*¹: 5 mL
 - TAE-50x: 0,5 mL
 - H₂O milli-Q: 19,5 mL
 - 100 %:
 - Acrilamida 40 %: 5 mL
 - TAE 50x: 0,5 mL
 - Uréia: 10,5 g
 - Formamida: 10 mL
3. Preparação das soluções do gradiente (para gradiente 15 % a 55 %):
 - 15 %
 - Sol. 0 %: 15,3 mL
 - Sol. 100 %: 2,7 mL
 - 55 %
 - Sol. 0 %: 8,1 mL
 - Sol. 100 %: 9,9 mL
4. Adição das soluções de polimerização:
 - PA (Persulfato de amônio 0,1 g.mL⁻¹): 100 uL
 - Tmed: 10 uL
5. Aplicação no aparato. Colocar pente e aguardar pelo menos 1h para polimerizar.
6. Após a polimerização, retirar o pente e lavar (com seringa e água destilada) as canaletas.
7. Preparação do tampão de corrida (TAE-0,5x):
 - TAE 50x*²: 70 mL
 - H₂O: milli-Q: 6930 mL
8. Pré-corrída. Deixar o gel a 200 V ate o tampão da cuba atingir 63 °C.
9. Corrida. Correr a 200V durante 3-4 horas (ajustar a temperatura para 60 °C). Aplicar a amostra na mesma quantidade de *loading buffer* III.

10. Coloração:

Ac. acético 10 - 15 min.
Lavagem em água (3 de 5 min.)
Metanol 50 % - 15 min.
Lavagem em água (3 de 5 min.)
Syber green 1:10000*³ – 30 min.

*¹: solução estoque de Acrilamida-Bis 40%:

Acrilamida: 38,93 g
Methylene Bisacrilamida (Methylenebisacrylamide): 1,07 g
H₂O: 100 mL
Filtrar a solução em membrana de 0,45 u
Estocar a 4 °C

*² Preparar na capela:

- 242g de TRIS base
- 57,1mL de ácido acético glacial
- 100mL de 0,5M EDTA (pH 8,0)
- completar com água para 1000 mL

*³: Solução *sybr green* 1:10000:

TAE-50x: 3 mL
H₂O milli-Q: 297 mL
Sybr green: 30 uL

ANEXO D – Meio Thornton para bactérias

Reagente	Fórmula	Quantidade
Fosfato de potássio dibásico	K_2HPO_4	1 g
Sulfato de magnésio heptahidratado	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0,2 g
Cloreto de cálcio	$CaCl_2$	0,1 g
Cloreto de sódio	$NaCl$	0,1 g
Cloreto férrico	$FeCl_3$	0,002 g
Nitrato de prata	KNO_3	0,5 g
Asparagina monohidratada	$C_4H_8N_2O_3 \cdot H_2O$	0,5 g
Manitol	$C_6H_{14}O_6$	0,1 g
Agar	$C_{12}H_{18}O_9$	15 g
Água destilada para pH		1.000 mL 6,2