

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA - UFSC
CENTRO TECNOLÓGICO - CTC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL - PPGA

BIANCA DAMO RANZI

**TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO
SANITÁRIO POR EVAPORAÇÃO NATURAL COM
PAINÉIS – ESTUDO EM ESCALA PILOTO**

Florianópolis - SC

2009

BIANCA DAMO RANZI

**TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO
SANITÁRIO POR EVAPORAÇÃO NATURAL COM
PAINÉIS – ESTUDO EM ESCALA PILOTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

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

Florianópolis – SC

2009

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da
Universidade Federal de Santa Catarina

R214 Ranzi, Bianca Damo

Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por
evaporação natural com painéis - estudo em escala piloto
[dissertação]

/ Bianca Damo Ranzi ; orientador, Armando Borges de
Castilhos Jr. - Florianópolis, SC, 2009. 107 f.: il.,
grafs., tabs.

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

Inclui bibliografia

1. Engenharia ambiental. 2. Aterro sanitario. 3.
Resíduos industriais - Saneamento. I. Castilhos
Junior, Armando Borges de. II. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

**“TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR EVAPORAÇÃO
NATURAL COM PAINÉIS – ESTUDO EM ESCALA PILOTO”**

BLANCA DAMO RANZI

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL
na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

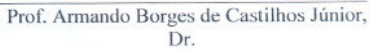

Prof.^a Elizabeth d' Almeida Duarte, Dr.^a



Prof. Masato Kobiyama, Dr.



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)


Prof. Armando Borges de Castilhos Júnior,
Dr.
(Orientador(a))

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
MARÇO/2009

Ao meu avô, Saul Ranzi.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Armando Borges de Castilhos Junior, pela sua orientação e disponibilidade. Sinto-me honrada em ter trabalhado ao seu lado durante estes anos.

Aos Professores Elizabeth d'Almeida Duarte e Masato Kobiyama, pelas valiosas contribuições no desenvolvimento e avaliação deste trabalho.

Aos Professores Catia Carvalho Pinto, Rejane Ribeiro da Costa, Henrique Lisboa, Péricles Medeiros, Davide Franco, Daniel José da Silva e Vetúria Lopes de Oliveira pelos conhecimentos compartilhados.

Aos técnicos dos laboratórios: de Hidrologia; Integrado de Meio Ambiente; de Controle da Qualidade do Ar; de Pesquisa em Resíduos Sólidos; de Toxicologia Ambiental (ENS/UFSC); de Eficiência Energética em Edificações (ECV/UFSC) e de Ectomicorrizas (MIP/UFSC), pelo auxílio na realização deste trabalho.

Às amigas Sabrina Sousa, Débora Machado, Claudia Martins, Vanessa Dias, Heloísa Pereira, Stefânia Hofmann e Elivete Prim pelo companheirismo constante.

Aos professores, técnicos e amigos que contribuíram para a construção deste trabalho, meu reconhecimento especial.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pelo apoio financeiro na forma de bolsa do Programa de Fomento à Pós-Graduação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelos recursos para a implementação da pesquisa.

Aos meus irmãos, Tiago Juruá e Thomas, por serem parte de mim e permitirem que eu seja um pouco deles.

Carinho especial ao Alessandro, pela possibilidade de partilhar a caminhada.

Aos meus pais, Alceu e Cleusa, pelo apoio e amor incondicional.

*Cada um que passa em nossa vida passa sozinho,
porque cada pessoa é única e nenhuma substitui a outra.
Cada um que passa em nossa vida passa sozinho,
mas não vai sozinho, nem nos deixa sós.
Leva um pouco de nós e nos deixa um pouco de si.
Há os que levam muito, mas não há os que não levam nada.
Há os deixam muito, mas não há os que não deixam nada.
Esta é a mais bela realidade da vida,
a prova tremenda de que cada um é importante
e que ninguém se aproxima do outro por acaso.*

(Antoine de Saint-Exupéry)

RESUMO

O lixiviado produzido em aterros sanitários, oriundo principalmente da infiltração da água de chuva nos resíduos, representa um dos principais riscos ambientais deste tipo de empreendimento. Portanto, uma vez drenados para fora da massa de resíduos, surge a necessidade de tratamento dos lixiviados gerados. Atualmente esse tratamento ocorre principalmente através de processos biológicos, como por exemplo, sistemas de lagoas que, mesmo eficientes, demandam uma grande disponibilidade de área física para seu correto funcionamento. Dentre as técnicas emergentes de tratamento está a evaporação, que consiste na transformação da fração líquida dos lixiviados para uma fase sólida, sob forma de lodo, resultado da evaporação da água contida no efluente. No presente trabalho, implementou-se, através de um piloto de campo, uma tecnologia de evaporação natural com o intuito de valorizar as características climáticas do Brasil (principalmente temperatura do ar, radiação solar e velocidade do vento) e com o objetivo de fornecer um tratamento alternativo àquelas realidades onde os sistemas tradicionais não são técnica ou economicamente viáveis. O piloto é constituído por tanques de armazenamento, aspersores e um painel evaporativo de elevada área específica. O painel, que possui uma superfície de contato de 200 m^2 , ocupa uma área projetada ao solo de 2 m^2 . O lixiviado é pulverizado sobre o painel, intensificando assim o contato entre o ar e o líquido, favorecendo as condições para que ocorra a evaporação. Os resultados obtidos durante os 9 meses de operação do piloto (janeiro a setembro de 2008) mostram-se encorajadores, com uma taxa de evaporação média no sistema superior a 100 L/dia , ou ainda, 26 L/dia/m^2 de painel. Com a presente pesquisa espera-se contribuir com uma tecnologia inovadora de tratamento de lixiviados através de sistemas eficientes, econômicos e compactos, alternativamente ou como complemento aos métodos usuais atualmente utilizados.

Palavras-chave: Aterro sanitário. Tratamento de lixiviados. Evaporação natural. Painel evaporativo. Características climáticas.

LANDFILL LEACHATE TREATMENT THROUGH NATURAL EVAPORATION WITH PANELS – PILOT STUDY

The leachate produced in landfills, result mainly of the rainwater percolation through the waste mass, represents one of the main environmental risks of this type of waste destination. Therefore, once the leachate is extracted from the waste mass, a proper treatment of this effluent is necessary. Currently this treatment is achieved mainly by biological processes, such as stabilization ponds, highly effective systems but that demand a great availability of physical space. Among the main emerging techniques of leachate treatment is evaporation, which consists in the elimination of the liquid fraction of leachate, resulting in a solid leachate concentrate. In the present study, an evaporation technology was implemented, through a small scale pilot, valuing Brazil's climatic conditions (air temperature, solar radiation and wind speed), to supply an alternative treatment in realities where the traditional systems are not technically or economically feasible. The pilot consists in the assembly of tanks, sprinklers and an evaporative panel of high specific surface, on which the leachate is sprayed, intensifying the contact between the air and the liquid, enhancing the natural evaporation phenomenon. The evaporative panel has a contact area of 200 m² and its projection on the ground occupies a 2 m² area. The results obtained during the experimental period (January to September, 2008) show encouraging results, with an average evaporation rate superior to 100 liters per day, which represent 26 L/day/m² of panel. This research expects to contribute with an innovative technology of leachate treatment through efficient, economic and compact systems, alternatively or as a complement to the currently used methods.

Key words: Sanitary landfill. Leachate treatment. Natural evaporation. Evaporative panel. Climatic characteristics.

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1</i> Variação dos parâmetros físicos no fenômeno de evaporação com painéis evaporativos (Fonte: Duarte e Neto, 1994).....	23
<i>Figura 2</i> Fluxograma da metodologia adotada	33
<i>Figura 3</i> Filtro para retenção de materiais grosseiros	34
<i>Figura 4</i> Vista do sistema piloto de evaporação de lixiviados (painel evaporativo e reservatório de evaporação)	35
<i>Figura 5</i> Esquema do experimento piloto de tratamento de lixiviados por evaporação natural	36
<i>Figura 6</i> Vista parcial do reservatório de evaporação com detalhe à tubulação para eliminação de líquido em excesso	38
<i>Figura 7</i> Estação meteorológica do LARESO, com o experimento piloto ao fundo.	41
<i>Figura 8</i> Balanço hídrico do piloto de evaporação	42
<i>Figura 9</i> Evaporímetro Tanque Classe A utilizado para medir a evaporação natural ambiente	44
<i>Figura 10</i> Régua graduada no tanque de evaporação do experimento piloto	46
<i>Figura 11</i> Tela utilizada para elevar a superfície específica do painel de evaporação.....	47
<i>Figura 12</i> Colocação da tela no painel de evaporação	47
<i>Figura 13</i> Relação entre as chuvas medidas pelas estações meteorológicas do INMET e do LabEEE.....	49
<i>Figura 14</i> Relação do erro atribuído em função da chuva registrada nas estações meteorológicas Davis®	50
<i>Figura 15</i> Coletores de adsorção ativa para análise dos compostos orgânicos voláteis	54
<i>Figura 16</i> Equipamento de análise de compostos orgânicos voláteis: dessorção térmica automática, cromatografia gasosa e espectrometria de massa (no detalhe à direita, a ampliação dos cartuchos no carrossel do DTA) (Fonte: SCHIRMER, 2004)	55
<i>Figura 17</i> Esquema do posicionamento das placas para deposição passiva ao redor do experimento piloto.....	56
<i>Figura 18</i> Coleta de amostra em saco TEDLAR® para análise das emissões odorantes do experimento piloto	57
<i>Figura 19</i> Júri olfatométrico durante a análise das emissões odorantes do experimento piloto.....	58
<i>Figura 20</i> Esquema do teste de toxicidade aguda com <i>Daphnia magna</i> (Fonte: Brentano, 2006).....	60
<i>Figura 21</i> Teste de toxicidade aguda de lixiviados montado (Foto: Castro Jorge, 2008)	60
<i>Figura 22</i> Relação entre as leituras de evaporação do Tanque Classe A com água e do reservatório de evaporação contendo lixiviado	63
<i>Figura 23</i> Relação entre as leituras de evaporação do Tanque Classe A com água e do reservatório de evaporação contendo lixiviado em dias sem evento de chuva.....	63

<i>Figura 24 Evaporação mensal acumulada e radiação solar média mensal no período.....</i>	<i>66</i>
<i>Figura 25 Evaporação mensal acumulada e temperatura média mensal no período</i>	<i>67</i>
<i>Figura 26 Temperatura [°C]</i>	<i>67</i>
<i>Figura 27 Radiação solar [W/m²]</i>	<i>68</i>
<i>Figura 28 Umidade relativa do ar [%]</i>	<i>68</i>
<i>Figura 29 Velocidade do vento [m/s]</i>	<i>69</i>
<i>Figura 30 Cromatograma da amostra coletada no Ponto 1 – anexo ao experimento piloto.....</i>	<i>82</i>
<i>Figura 31 Cromatograma da amostra coletada no Ponto 2 – a 15 metros do experimento piloto</i>	<i>83</i>
<i>Figura 32 Dispersão de microrganismos no ambiente de inserção do experimento piloto.....</i>	<i>87</i>

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1 Principais características do lixiviado do Aterro Sanitário de Biguaçu (Fonte: Máximo, 2007)</i>	<i>13</i>
<i>Tabela 2 Comparação entre o efluente bruto e o condensado do processo de evaporação (Fonte: Duarte e Neto, 1994)</i>	<i>25</i>
<i>Tabela 3 Características das estações meteorológicas utilizadas.....</i>	<i>41</i>
<i>Tabela 4 Protocolo analítico adotado.....</i>	<i>52</i>
<i>Tabela 5 Especificações das amostragens de COV.....</i>	<i>54</i>
<i>Tabela 6 Valores de evaporação natural de água e lixiviado a partir de recipientes iguais.....</i>	<i>62</i>
<i>Tabela 7 Resultados da evaporação no sistema piloto.....</i>	<i>65</i>
<i>Tabela 8 Evaporação no sistema piloto e características climáticas médias no período</i>	<i>70</i>
<i>Tabela 9 Correlação não-paramétrica de Kendall Tau – Evaporação Tanque Classe A</i>	<i>73</i>
<i>Tabela 10 Correlação não-paramétrica de Kendall Tau – Evaporação no painel ..</i>	<i>74</i>
<i>Tabela 11 Correlação não-paramétrica de Kendall Tau – Evaporação total no sistema.....</i>	<i>75</i>
<i>Tabela 12 Caracterização do lixiviado bruto durante o período experimental.....</i>	<i>76</i>
<i>Tabela 13 Caracterização do líquido concentrado no tanque de evaporação</i>	<i>77</i>
<i>Tabela 14 Relação entre o nível de líquido no tanque e as concentrações de sólidos no concentrado.....</i>	<i>79</i>
<i>Tabela 15 Caracterização do concentrado máximo no tanque de evaporação e características do lixiviado bruto.....</i>	<i>80</i>
<i>Tabela 16 Relação dos compostos orgânicos voláteis identificados na amostra coletada no Ponto 1.....</i>	<i>82</i>
<i>Tabela 17 Relação dos compostos orgânicos voláteis identificados na amostra coletada no Ponto 2.....</i>	<i>84</i>
<i>Tabela 18 Condições meteorológicas registradas durante a amostragem do ar (análise de microrganismos)</i>	<i>86</i>
<i>Tabela 19 Condições meteorológicas registradas durante a amostragem do ar (análise olfatométrica)</i>	<i>89</i>
<i>Tabela 20 Resultados obtidos na análise com olfatômetro de diluição dinâmica ..</i>	<i>89</i>
<i>Tabela 21 Resultados dos testes de toxicidade aguda no lixiviado bruto.....</i>	<i>91</i>
<i>Tabela 22 Resultados dos testes de toxicidade aguda no líquido concentrado no tanque de evaporação</i>	<i>92</i>
<i>Tabela 23 Custos de implantação do experimento piloto.....</i>	<i>94</i>
<i>Tabela 24 Custos de operação do experimento piloto.....</i>	<i>94</i>

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASTM	American Society for Testing and Materials
CE(50)	Concentração Efetiva Mediana
CH ₄	Metano
CL(50)	Concentração Letal Média
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DTA	Dessorvedor Térmico Automático
<i>E</i>	Taxa de evaporação
<i>Eca</i>	Evaporação do Tanque Classe A
<i>e_a</i>	Pressão parcial de vapor
<i>e_s</i>	Pressão de saturação
Δe	Déficit de saturação
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EZ ₅₀	Estimação dos Limites de Percepção do Júri
EZ _{50p}	Estimação dos Limites de Percepção Pessoal
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
FD	Fator de Diluição
<i>G</i>	Fluxo de calor conduzido ao solo
<i>H</i>	Fluxo específico de calor sensível para a atmosfera
H ₂ O	Água
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ISO	International Organisation for Standardization
<i>kp</i>	Coefficiente do Tanque Classe A
LabEEE	Laboratório de Eficiência Energética em Edificações
LABTOX	Laboratório de Toxicologia
LARESO	Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos
LCQAr	Laboratório de Controle da Qualidade do Ar
<i>L_e</i>	Calor latente de evaporação
NBR	Norma Brasileira
OD	Oxigênio dissolvido
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PVC	Cloro de polivinila (<i>Polyvinyl chloride</i>)
R ²	Coefficiente de Determinação
<i>R_a</i>	Fluxo específico de radiação entrando na atmosfera
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TR	Tempo de retorno
TSA	Agar tripticase de soja
UFC	Unidade formadora de colônia
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UR	Umidade Relativa

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVO GERAL.....	4
2.1	Objetivos Específicos	4
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1	Aterro Sanitário	5
3.2	Lixiviados de Aterro Sanitário.....	7
3.2.1	<i>Características dos lixiviados do aterro sanitário de Biguaçu.....</i>	<i>12</i>
3.3	Tratamento de Lixiviados.....	15
3.4	Evaporação.....	18
3.4.1	<i>Aplicações da Evaporação Natural.....</i>	<i>20</i>
3.5	Análise Ambiental.....	25
3.5.1	<i>Análise de Compostos Orgânicos Voláteis</i>	<i>26</i>
3.5.2	<i>Análise da Dispersão de Microrganismos.....</i>	<i>27</i>
3.5.3	<i>Análise Olfatométrica.....</i>	<i>29</i>
3.5.4	<i>Testes Toxicológicos.....</i>	<i>31</i>
4	METODOLOGIA	33
4.1	Piloto de Campo	34
4.1.1	<i>Cálculo da Altura Livre do Reservatório de Evaporação.....</i>	<i>37</i>
4.1.2	<i>Cálculo da Área Específica do Pannel de Evaporação</i>	<i>38</i>
4.2	Aquisição de Dados Meteorológicos	40
4.3	Evaporação no Sistema.....	42
4.3.1	<i>Evaporação Natural Ambiente</i>	<i>44</i>
4.3.2	<i>Estudo entre a Evaporação Natural de Água e a Evaporação Natural de Lixiviados.....</i>	<i>45</i>
4.4	Testes Hidráulicos Preliminares no Sistema.....	47
4.5	Aquisição de Dados Meteorológicos	49
4.6	Caracterização dos Lixiviados.....	52
4.7	Análise Ambiental do Sistema	53
4.7.1	<i>Análise de Compostos Orgânicos Voláteis</i>	<i>53</i>
4.7.2	<i>Análise da Dispersão de Microrganismos.....</i>	<i>55</i>
4.7.3	<i>Análise Olfatométrica.....</i>	<i>57</i>
4.7.4	<i>Testes Toxicológicos.....</i>	<i>58</i>
5	RESULTADOS.....	62
5.1	Estudo da Evaporação no Sistema	62
5.1.1	<i>Relação entre a Evaporação Natural de Água e a Evaporação Natural de Lixiviados</i>	<i>62</i>
5.1.2	<i>Análise da Evaporação no Experimento Piloto.....</i>	<i>64</i>
5.1.3	<i>Análise Estatística</i>	<i>72</i>
5.2	Monitoramento dos Lixiviados: Análise da Variação das Concentrações	76
5.3	Análise Ambiental Preliminar do Sistema.....	82
5.3.1	<i>Análise de Compostos Orgânicos Voláteis</i>	<i>82</i>

5.3.2	<i>Análise da Dispersão de Microrganismos</i>	86
5.3.3	<i>Análise Olfatométrica</i>	89
5.3.4	<i>Testes Toxicológicos</i>	91
6	ANÁLISE FINANCEIRA DA TECNOLOGIA ESTUDADA	94
7	CONCLUSÕES	96
8	CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES	98
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

1 INTRODUÇÃO

Uma das técnicas mais difundidas de destinação de resíduos sólidos urbanos no mundo é o aterro sanitário, proporcionando o confinamento seguro de resíduos em solo impermeabilizado, isolando-os do ambiente circunstante, de modo a não causar problemas à saúde pública e ao meio ambiente.

Por ser uma alternativa relativamente simples e de baixo custo para o gerenciamento de resíduos, o aterro sanitário encontra grande aplicabilidade em países em desenvolvimento, embora, em muitos destes, a disposição adequada de resíduos sólidos urbanos ainda é uma meta a ser alcançada. Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB (BRASIL, 2002), em 2000, apenas 13,8% dos municípios brasileiros possuem destinação final adequada para os resíduos gerados.

Superada a barreira da disposição adequada de resíduos, uma vez em operação, o aterro sanitário deve seguir normas específicas de gestão e gerenciamento para que mantenha as características de proteção ambiental para as quais foi construído. Sendo assim, entre outros fatores, é necessário tratar os lixiviados extraídos da massa de resíduos, buscando a redução da carga orgânica e inorgânica presente, antes de lançar este efluente em corpos receptores.

Dentre as principais dificuldades relacionadas ao tratamento de lixiviados está a variação das características deste efluente ao longo da vida do aterro, tanto em relação ao volume gerado quanto à sua concentração. Verifica-se dessa forma, que as técnicas de tratamento de lixiviados devem considerar um amplo espectro de possibilidades, a fim de assegurar um tratamento eficiente apesar das flutuações nas características do efluente a tratar.

Portanto, para buscar a eficiência do tratamento dos lixiviados de aterro sanitário são necessários investimentos para a implementação e monitoramento de sistemas adequados, de modo a garantir que as características destes efluentes estarão, após o tratamento, em acordo com as normas estabelecidas e que não causarão danos ao ambiente ou ao corpo hídrico receptor.

Assim, os aterros de pequeno porte, em geral pequenos aterros municipais, se encontram em desvantagem em relação aos demais, pois os recursos técnicos e financeiros disponíveis para este fim são limitados. Por outro lado, a quantidade de lixiviados a tratar também é menor, o que possibilita a implementação de sistemas mais simples e

compactos, o que muitas vezes torna-se inviável quando há grandes volumes a tratar.

Desta forma, tendo em vista a necessidade de se desenvolver sistemas compactos e com adequada relação custo/eficiência para o tratamento de pequenos volumes de lixiviados, estudou-se, através de um experimento em escala piloto, o tratamento de lixiviados por evaporação natural com painéis evaporativos, cuja função é aumentar a superfície de contato entre o líquido e o ar.

Além disso, busca-se valorizar as características climáticas do Brasil, através de uma tecnologia que coloca em evidência essas vantagens competitivas, como é o caso da evaporação natural. Outrossim, a eficiência do tratamento de lixiviados por evaporação está vinculada às características climáticas da região e não às variações das características do efluente, como acontece em outros tipos de tratamento.

Enquanto as técnicas convencionais de tratamento visam remover a carga poluidora do efluente, em geral através da combinação de processos físico-químicos e biológicos, a evaporação dos lixiviados visa remover a água e concentrar os poluentes, reduzindo o volume de lixiviados a um concentrado líquido ou semi-sólido a ser gerenciado, evitando seu lançamento em corpo hídrico receptor.

Assim, o sistema de tratamento proposto, por eliminar a fração líquida dos lixiviados, atua diretamente na preservação e conservação dos corpos hídricos. A Política Nacional de Recursos Hídricos - Lei nº 9.433, especifica que “o lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final estão sujeitos à outorga pelo Poder Público e que o mesmo não deve modificar a classe de uso à qual o corpo hídrico está determinado”.

Em âmbito estadual, instituiu-se em Santa Catarina, em 2005, a Política Estadual de Resíduos Sólidos, Lei Estadual nº 13.557/2005, o que demonstra a crescente tutela jurídica de questões relacionadas aos resíduos sólidos, saneamento e meio ambiente no Estado e no país. Esta lei atua como um instrumento complementar ao correto gerenciamento dos resíduos e sua interação com o meio ambiente, e tem como uma de suas diretrizes a necessidade da compatibilização do gerenciamento de resíduos sólidos com o gerenciamento dos recursos hídricos.

Reforçando a necessidade de pesquisas no âmbito de tecnologias simples e de baixo custo voltadas para pequenas realidades, ressalta-se que, dos 5.561 municípios brasileiros, 73,1% têm população inferior a 20.000 habitantes e 68,5% dos resíduos neles produzidos são dispostos

em locais inadequados (CASTILHOS JUNIOR, 2003). A tecnologia proposta visa contribuir para que, com sistemas simples, se consiga avançar rumo à solução dos complexos problemas associados ao gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil.

O presente trabalho se insere na linha de pesquisa de tratamento de lixiviados de aterros sanitários, um dos temas amplamente estudados no Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos – LARESO, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Os estudos desenvolvidos no LARESO são realizados na perspectiva de desenvolver tecnologicamente sistemas e processos de tratamento convencionais e não convencionais, para o correto gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos e os aspectos a estes relacionados.

2 OBJETIVO GERAL

Estudar um sistema, em escala piloto, de tratamento de lixiviados de aterros sanitários utilizando a técnica de evaporação natural com o uso de painéis.

2.1 Objetivos Específicos

- Verificar o desempenho da evaporação com base nas características climáticas relevadas;
- Identificar e correlacionar as principais variáveis climáticas que regem o fenômeno de evaporação com painéis;
- Caracterizar o concentrado derivado do sistema de tratamento;
- Realizar uma análise ambiental da interação do sistema de evaporação com o meio onde o mesmo está inserido;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Aterro Sanitário

Segundo a NBR 8419/1992 (ABNT, 1992) o aterro sanitário constitui uma “técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos 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-las ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário”.

Os princípios de engenharia citados materializam-se em projetos de sistemas de drenagem periférica e superficial para afastar águas de chuva, de drenagem de fundo para coleta do lixiviado, de sistema de tratamento para o lixiviado drenado, de drenagem e queima dos gases gerados durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Dessa obra, se executada corretamente, decorrem vantagens inequívocas. O aterro sanitário é uma solução para qualquer volume de resíduos, apresenta simplicidade executiva, inclusive no que tange equipamentos para sua execução e operação, permite o controle de vetores e transforma biologicamente o material degradável, estabilizando-o. Igualmente, é possível recuperar o gás produzido convertendo-o em energia, aspecto este que atualmente está suscitando inúmeras pesquisas (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Apesar de amplamente utilizados no mundo inteiro, nos países em desenvolvimento, porém, o aterro sanitário tem sido a mais importante meta a alcançar no que se refere à disposição adequada de resíduos. No Brasil, dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2008), indicam, para uma amostra que representa 48% da população urbana nacional, que 61,4% dos resíduos sólidos urbanos gerados são destinados a aterros sanitários. A publicação ressalta, porém, que deve-se observar que a presença na amostra dos maiores municípios do país provoca viés nos resultados, uma vez que na maioria dos casos estes municípios gerenciam os resíduos de forma mais adequada do que os municípios de pequeno porte.

Nesse mérito, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB (BRASIL, 2002), para o ano de referência de 2000, aponta que, em

peso, 47,1% dos resíduos coletados eram dispostos em aterros sanitários. Em número de municípios, porém, esta porcentagem representa 13,8%, ou seja, apenas 767 dos 5561 municípios brasileiros. Esse dado confirma as dificuldades enfrentadas pelos municípios de pequeno porte em relação ao correto gerenciamento dos resíduos sólidos e a necessidade de se implementar sistemas adequados que sejam técnica e economicamente viáveis a estas realidades.

Jucá (2002), após realizar uma consulta aos órgãos ambientais dos Estados para confirmar a quantidade e tipo de destinação final dos resíduos sólidos no Brasil, constatou que os dados apresentados na supracitada PNSB são bastante otimistas em relação à realidade observada no País.

Assim, enquanto em outros países o aterro sanitário constitui uma tecnologia amplamente utilizada para tratamento e disposição dos resíduos sólidos, no Brasil, os municípios ainda precisam avançar no sentido de substituir a disposição em lixões a céu aberto e aterros controlados por aquela em aterros sanitários.

Outro aspecto importante no que tange aos aterros sanitários é que estes, se não operados de forma adequada, podem se degradar e perder rapidamente a função de confinar resíduos de forma segura ao meio ambiente e à saúde pública ao qual se destinam.

Os efeitos da infiltração dos lixiviados no ambiente é o maior impacto ambiental que um aterro sanitário pode apresentar. Por esse motivo a legislação tende a definir métodos para evitar a contaminação por lixiviados tanto das águas superficiais quanto subterrâneas. Geralmente os aterros sanitários estão inseridos em áreas naturalmente impermeáveis ou áreas impermeabilizadas artificialmente. É evidente que, sob essas condições, o gerenciamento dos lixiviados durante sua percolação, extração e disposição final assumem um aspecto crítico do aterro, seja do ponto de vista técnico ou econômico (CANZIANI; COSSU, 1989).

3.2 Lixiviados de Aterro Sanitário

O processo de decomposição predominantemente anaeróbia em aterros sanitários gera, como subproduto da atividade microbiológica, o chorume, ou os lixiviados de aterro sanitário (BIDONI; POVINELLI, 1999). Rehman (2003) complementa o conceito definindo lixiviados como sendo o líquido contaminado que percola por uma massa de resíduos sólidos. Esse líquido pode ser proveniente de fontes externas como água de chuva, drenagem superficial ou pode ser produzido pela decomposição dos resíduos.

Os lixiviados de aterros sanitários são líquidos concentrados, caracterizados inicialmente por pH ácido, valores elevados de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) e pela presença de compostos tóxicos (QASIM; CHIANG, 1994).

Durante a percolação da água infiltrada pela massa de resíduos ocorrem numerosas reações químicas e biológicas. Como resultado disto, compostos orgânicos e inorgânicos se formam na massa de resíduos, migrando para a base do aterro, de onde devem ser removidos e tratados (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

A qualidade dos lixiviados de aterro sanitário é influenciada por vários fatores e McBean, Rovers e Farquhar (1995) e Bidone e Povinelli (1999) citam os mais relevantes como sendo: composição dos resíduos dispostos, idade do aterro, forma de operação do aterro, clima, características hidrogeológicas do entorno do aterro e condições dentro da massa de resíduos tais quais atividades químicas e biológicas, umidade, temperatura, pH e grau de estabilização dos resíduos. Assim, à luz dos fatores citados, cada aterro sanitário possui características próprias, gerando significativas variações nos lixiviados produzidos.

Bidone e Povinelli (1999) mencionam que, dentre os parâmetros citados, a umidade é talvez o mais importante deles, uma vez que favorece o meio aquoso essencial para a produção de gás e serve também como transporte para os microrganismos dentro do aterro sanitário.

A geração de lixiviados no aterro sanitário indica que a massa de lixo excede sua capacidade máxima de retenção de líquidos e, portanto, está com um alto nível de saturação (BIDONE; POVINELLI, 1999). Assim, esta geração é função da umidade contida nos resíduos e no solo, bem como da quantidade de água infiltrada no aterro, o que pode ser atribuído a um ou mais dos fatores abaixo, descritos por Bidone e Povinelli (1999):

- à compactação e à técnica de disposição de resíduos utilizada na execução
- aos caminhos preferenciais de percolação, diminuindo o tempo de detenção do líquido nas células de aterro;
- à frente úmida, ou seja, à faixa ampla de resíduos com altos teores de umidade, aumentando o volume de percolado antes que o sistema atinja a capacidade de produção;
- à frente única principal, ou seja, a quantidade de água que entra no sistema é igual à que sai como percolado/lixiviado.

A estabilização do material orgânico nos aterros sanitários ocorre através da degradação anaeróbia dos resíduos dispostos. Gomes et al. (2003) descrevem brevemente as diferentes fases deste processo:

- FASE I - Ajustamento Inicial: Fase de disposição dos resíduos no aterro sanitário, gerando acúmulo de umidade. A cobertura dos resíduos ocasiona o aprisionamento de certa quantidade de ar no interior da célula. Assim, devido à presença de oxigênio, a primeira fase do processo de decomposição dos componentes biodegradáveis dos resíduos é realizada por organismos aeróbios. Esta decomposição é relativamente curta, durando aproximadamente um mês (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003).
- Fase II – Transição: Nessa fase ocorre a transição da decomposição aeróbia para aquela anaeróbia, tendo em vista a diminuição da quantidade de oxigênio na massa de resíduos. Uma tendência para condições redutoras é estabelecida, de acordo com a mudança dos aceptores de elétrons de oxigênio para nitratos e sulfatos e substituição do oxigênio pelo dióxido de carbono. Ao final desta fase, as concentrações de DQO e ácidos graxos voláteis tornam-se detectáveis no lixiviado.
- Fase III – Fase de formação de ácidos: A contínua hidrólise dos resíduos sólidos, seguida pela conversão microbiológica dos compostos orgânicos biodegradáveis, resulta na produção dos ácidos graxos voláteis em concentrações bastante elevadas. Uma diminuição do pH é frequentemente observada, acompanhada da mobilização e possível complexação de espécies metálicas. Há consumo de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em função do crescimento dos microrganismos associados à produção de ácidos.

- Fase IV – Fase de fermentação metanogênica: Durante esta fase, os ácidos intermediários são consumidos e convertidos a metano e dióxido de carbono. A carga orgânica do lixiviado decresce e a produção de gases aumenta proporcionalmente. O valor do pH é elevado, sendo controlado pela capacidade tampão do sistema bicarbonato, que, conseqüentemente suporta o crescimento das bactérias metanogênicas. O potencial de óxido redução do sistema encontra-se em valores baixos e há um importante consumo de nutrientes. Sulfatos e nitratos são reduzidos a sulfito e amônia, respectivamente. Os metais são removidos do lixiviado por complexão e precipitação.
- Fase V – Fase de maturação final: Durante esta fase a concentração de substrato e nutrientes atinge um relativo adormecimento. A produção de gases entra em queda acentuada e o lixiviado apresenta baixa carga orgânica. O oxigênio e espécies oxidadas podem lentamente reaparecer, observando-se um aumento do potencial redox. A degradação da matéria orgânica resistente à biodegradação pode ocorrer lentamente e haver formação de moléculas e ácidos húmicos.

Assim, de acordo com Barros (1995, *apud* MÁXIMO, 2007), dependendo dos valores de pH e de DBO₅ encontrados nos lixiviados, é possível supor em que fase de decomposição se encontram os resíduos no aterro. A fase acidogênica, ou de fermentação ácida, caracteriza-se por valores de pH baixos e DBO₅ elevados. A segunda fase, de fermentação metanogênica, caracteriza-se por valores de pH mais elevados e DBO₅ menores.

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

¹ BARROS, R.T.V. et al. **Manual de saneamento e proteção ambiental para municípios**. Saneamento – Volume 2, Belo Horizonte: DESA-UFGM, 1995.

De um modo geral, o lixiviado jovem, gerado durante os primeiros 3-4 anos de operação do aterro, apresenta matéria orgânica prontamente biodegradável, portanto, estes líquidos tendem a ser ácidos devido à presença de ácidos graxos voláteis em sua composição. O pH, nessa fase, varia entre 6 e 7, e os valores de DQO (20.000-40.000 mg/L) e DBO₅ (10.000-20.000 mg/L) são bastante elevados quando comparados às concentrações encontradas em esgotos domésticos ou mesmo em aterros mais antigos (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

Após 4-5 anos, as características dos lixiviados tendem a mudar, assumindo, por exemplo, valores de pH entre 7 e 8. As variações ocorrem como resultado da depleção da matéria orgânica biodegradável e a produção de gases. Assim, outros parâmetros também tendem a se estabilizar e os valores de DQO e DBO₅, inicialmente bastante elevados, se reduzem a intervalos entre 500-3.000 mg/L e 50-100 mg/L, respectivamente (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

Os estudos de Bidoni e Povinelli (1999), por sua vez, indicam valores ainda mais elevados de DBO nos lixiviados, ou seja, cerca de 30 a 150 vezes maior que a do esgoto doméstico, cujos valores oscilam entre 200 e 300 mg/L. Além disso, indicam que esses efluentes apresentam grandes concentrações de nitrogênio amoniacal, solúvel em água e tóxico a partir de determinadas concentrações.

Os níveis de nitrogênio são importantes indicadores da idade do lixiviado. O nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico são produzidos a partir da decomposição da matéria orgânica e se tornam estáveis em ambientes anaeróbios, enquanto o nitrogênio nítrico é consumido nessas condições (anaerobiose). Os valores de nitrogênio amoniacal encontrados podem variar entre 1.000 e 2.000 mg/L em lixiviados provenientes de aterros jovens (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995). Já Qasim e Chiang (1995) indicam que, em aterros com menos de 2 anos, o valor médio de nitrogênio amoniacal é de 200 mg/L, variando entre 10 e 800 mg/L, enquanto aterros com mais de 10 anos apresentam valores entre 80 e 120 mg/L. A discrepância nesses dados ilustra claramente o que se comentou anteriormente sobre as diferenças encontradas de um estudo para outro, dependendo das características do aterro e da região onde o mesmo se encontra.

Ainda assim, Qasim e Chiang (1994) confirmam que a variação da composição do lixiviado em função da idade do aterro é esperada, já que a matéria orgânica presente será continuamente estabilizada ao longo do tempo. Deve ser notado, igualmente, que a liberação dos compostos presentes nos resíduos é governada pelos processos de decomposição, bem como pela taxa e volume de água que infiltra na massa de resíduos dispostos.

Além dos vários compostos orgânicos e inorgânicos que compõem estes efluentes, há registros de substâncias potencialmente tóxicas presente nos lixiviados de aterro (QASIM; CHIANG, 1994). Confirmando esta tendência, Leite et al. (1982 *apud* BRENTANO, 2006) afirmam que as cargas orgânicas e tóxicas na composição dos lixiviados podem comprometer por muito tempo a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, situadas nas proximidades do aterro.

Clément e Merlin (1995) relatam que estudos realizados por diversos pesquisadores em 89 amostras de lixiviado indicam que a amônia, geralmente encontrada em níveis elevados em lixiviados de aterro sanitário, foi descrito como o principal componente que atribui toxicidade a este efluente. O estudo realizado por estes autores constatou que concentrações de amônia entre 100 e 1000 mg/L em lixiviados de aterros sanitários são tóxicas para lemnas (*Lemna minor*) a um pH de 8. As mesmas concentrações a um pH de 5 se mostraram consideravelmente menos tóxicas.

Em âmbito estadual, a FATMA - Fundação do Meio Ambiente, através da Portaria nº 017/02 de 18 e abril de 2002, determina os limites máximos de toxicidade aguda para diversos efluentes. Para os lixiviados de aterro sanitário a Portaria determina um Fator de Diluição – FD de 8 para ensaios de toxicidade com *Daphnia magna* e 16 para aqueles com *Vibrio fischeri*.

Da mesma forma, a legislação estadual, através do Decreto Estadual de 5 de junho de 1981 complementa a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e confere diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece limites máximos para o lançamento em corpo hídrico receptor de efluentes de qualquer fonte ou atividade, o que inclui os lixiviados de aterro sanitário.

² LEITE, L. E. H. B. C., FILHO, A. R., SILVA, E. M. R. Avaliação da Produção de Percolado do Lixo e da Capacidade Filtrante de Aterros Sanitários. Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, v. 21, n. 01, p. 90-99. 1982.

O capítulo IV desta Resolução estabelece condições e padrões para o lançamento de efluentes e indica uma série de parâmetros físicos e químicos que deverão ser obedecidos, especificando que os efluentes somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água após o devido tratamento e desde que obedçam as condições estabelecidas. Determina ainda que os efluentes líquidos, além de obedecerem aos padrões gerais estabelecidos, não deverão conferir ao corpo receptor características diferentes daquela de seu enquadramento.

Tendo em vista os aspectos acima descritos, torna-se necessário o tratamento dos lixiviados drenados do aterro sanitário, bem como a realização de análises físico-químicas e toxicológicas, antes de serem lançados no ambiente, seja em corpos d'água ou no solo.

3.2.1 Características dos lixiviados do aterro sanitário de Biguaçu

O aterro sanitário cujos lixiviados são objeto de estudo na presente pesquisa recebe os resíduos da Grande Florianópolis, além de outros municípios do estado de Santa Catarina. O aterro recebe resíduos domésticos e hospitalares com prévio tratamento de desinfecção (autoclavagem).

O estudo realizado por Máximo (2007) identifica as principais características dos lixiviados do aterro sanitário de Biguaçu. As amostragens foram realizadas durante o período de 1 ano e os valores obtidos estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 Principais características do lixiviado do Aterro Sanitário de Biguaçu (Fonte: Máximo, 2007)

Parâmetros	unidade	mínimo	máximo	média
pH		7,85	8,96	8
Temperatura	°C	23,7	31,6	26
Condutividade	mS/cm	11,87	19,4	14
Potencial Redox	mV	-41	-62	-39
ST	mg/L	6111	9604	8071
SV	mg/L	748	3522	1730
SF	mg/L	5473	7457	6369
NO ₃	mg/L	6,3	13,15	10
NH ₃	mg/L	850	1385,5	1248
PO ₄	mg/L	19,3	52,8	29
Cloretos	mg/L	1988	2840	2353
Turbidez	NTU	208	443	308
Cor	u PtCo/L	5180	5840	5474
Alcalinidade total	mg/L	6400	8100	5229
Alcalinidade a HCO ₃	mg/L	6120	6400	2689
Dureza	mg/L	440	1250	809
DQO	mg/L	1577	6103	3079
SO ₄	mg/L	113,7	281	119
DBO	mg/L	450	2688	1244
COT	mg/L	513	1585	1052
DQO/DBO ₅	mg/L	3,50	2,27	2,48
DBO ₅ /DQO	mg/L	0,29	0,44	0,40
COT/DQO	mg/L	0,35	0,26	0,34

Os elevados valores de pH encontrados indicam que o lixiviado não se encontra na fase acidogênica, ou de fermentação ácida, caracterizada por valores de pH menores, mas numa fase metanogênica. Nesta fase há a decomposição dos produtos de fermentação ácida que são convertidos em metano (CH₄), substâncias húmicas e água.

Máximo (2007) evidencia ainda as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e relata que pode ser consequência da degradação biológica dos aminoácidos e outros compostos orgânicos. Segundo o estudo de Clément e Merlin (1995) citado anteriormente, as concentrações de amônia encontradas, aliadas a um valor pH em torno de 8, indicam elevado teor de toxicidade do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu. Finkler (2002) avaliou, através de testes de toxicidade

aguda com *Daphnia magna*, o lixiviado deste mesmo aterro e os resultados do estudo confirmam a elevada toxicidade do mesmo.

Além da elevada concentração de amônia, Máximo (2007) destaca a elevada concentração de material orgânico recalcitrante e metais pesados presentes no lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu. A biodegradabilidade do lixiviado varia com o tempo e pode ser monitorada através da relação DBO_5/DQO . No estudo de Máximo (2007) a relação média foi de 0,3.

De acordo com Tchobanoglous, Theisen e Virgil (2003), inicialmente, durante a decomposição dos resíduos aterrados, as taxas estarão na faixa acima de 0,5. Taxas de variação no intervalo de 0,4 – 0,6 indicam que a matéria orgânica no lixiviado é prontamente biodegradável. Em aterros antigos a relação DBO_5/DQO geralmente se situará na faixa de 0,05 – 0,2. A relação é menor pois o lixiviado proveniente de aterros antigos contém ácidos húmicos e fúlvicos que não são prontamente biodegradáveis.

A recalcitrância do material orgânico também pode ser verificada pelos valores elevados da razão DQO/DBO_5 , a qual indica o nível de biodegradabilidade de um efluente. Quanto maior esta razão, menos biodegradável o efluente. Em efluentes (esgotos) domésticos brutos, a relação DQO/DBO_5 varia em torno de 1,7 a 2,4, enquanto em efluentes industriais essa relação pode variar amplamente. Ao longo de um processo de tratamento, a tendência é que esta relação aumente, devido à redução paulatina da fração biodegradável do efluente, ao passo que a fração inerte permanece aproximadamente inalterada. O efluente final do tratamento biológico possui valores de relação DQO/DBO_5 usualmente superiores a 3,0 (VON SPERLING, 1996b).

3.3 Tratamento de Lixiviados

A migração de lixiviados do aterro sanitário constitui a maior ameaça à poluição das águas subterrâneas relacionada a essa atividade (QASIM; CHIANG, 1994). Assim, a coleta e tratamento destes líquidos são uma das maiores preocupações ambientais relacionadas à operação de um aterro sanitário. Além disso, os custos relativos ao projeto, construção e operação dos aterros são fortemente influenciados pela necessidade de coleta, transporte, estocagem, tratamento e disposição final dos lixiviados gerados.

Como já citado anteriormente, Qasim e Chiang (1994) apontam que as características dos lixiviados são altamente variáveis ao longo do tempo, portanto os sistemas de tratamento devem ter flexibilidade para se adaptar a estas alterações, de modo a não comprometer a eficiência do sistema, garantindo a redução das concentrações de poluentes no efluente tratado durante a vida útil do aterro.

Dentre as principais dificuldades relacionadas ao tratamento de lixiviados está a variabilidade dos volumes gerados em função do tempo, tendo em vista que a vazão dos lixiviados depende, principalmente, da pluviometria. Outro desafio no tratamento deste efluente é a variação da concentração dos lixiviados, derivada principalmente das técnicas de aterramento, eventuais pré-tratamentos realizados nos resíduos e os diferentes tipos de resíduos aterrados.

Além das variações nas características, ocorrem também flutuações na concentração dos lixiviados em função do tempo de aterramento dos resíduos depositados. Assim, verifica-se que as técnicas de tratamento de lixiviados devem considerar um amplo espectro de possibilidades, a fim de assegurar o correto gerenciamento deste efluente complexo.

Uma das alternativas de tratamento mais econômicas é a recirculação do lixiviado no próprio aterro, desde que esta prática seja autorizada pelos órgãos ambientais. O lixiviado também pode ser encaminhado para uma estação de tratamento de esgoto sanitário, neste caso algumas restrições podem ser exigidas em função das características do lixiviado.

Amplamente empregadas no tratamento biológico de lixiviados, as lagoas de estabilização podem ser facultativas, aeróbias, anaeróbias e de maturação. Geralmente o sistema de tratamento por lagoas resulta da combinação de mais de uma destas para que seja alcançada a eficiência desejada (VON SPERLING, 1996a). As lagoas de estabilização são amplamente utilizadas tanto no tratamento de lixiviados quanto no

tratamento de despejos domésticos, pois, além de apresentarem uma forma eficiente de tratamento desses efluentes, possuem baixo custo de implantação e operação. Dentre as principais desvantagens da técnica está a demanda de grandes áreas físicas para sua implantação, além de problemas com odor e proliferação de insetos e o risco potencial de vazamentos e contaminação das águas subterrâneas (QASIM; CHIANG, 1994).

Outro exemplo de tratamento biológico é o processo de lodos ativados, onde uma parte da biomassa do tanque de decantação é recirculada para o tanque aerado, resultando num menor tempo de detenção quando comparado àquele das lagoas aeradas. Existem também tratamentos biológicos através de filtros com biomassa aderida em meios de suporte, como ocorre em sistemas com biodiscos, filtro de leito e filtro percolador, onde o efluente percola pela estrutura onde estão aderidos os microrganismos que realizam sua decomposição (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

Com a estabilização do aterro sanitário ocorre uma diminuição dos compostos orgânicos biodegradáveis presentes no lixiviado. Assim, a eficiência do tratamento de lixiviados por processos biológicos diminui e outras formas de tratamento, tais como técnicas físicas e químicas, podem ser mais apropriadas. O tratamento físico-químico pode complementar, ou até mesmo substituir, o tratamento biológico de lixiviados. Entretanto, o tratamento físico-químico exclusivo é aplicável apenas para lixiviados muito antigos (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

Os métodos físico-químicos que vêm sendo usados para tratar lixiviados, ou dar polimento ao lixiviado tratado biologicamente, incluem a adição de compostos químicos para precipitar, coagular ou oxidar frações orgânicas e inorgânicas presentes, adsorção por carvão ativado e resinas de trocas iônicas, e tratamento por osmose reversa com membranas. Coagulantes e precipitantes apresentam eficiência reduzida em efluentes com elevada concentração de matéria orgânica, por isso muitas vezes ocorre a combinação de processos biológicos e físico-químicos (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

Outro exemplo de tratamento físico-químico é a filtração granular para remover sólidos suspensos, técnica que geralmente precede o filtro de carvão ativado para prevenir sua colmatção. A remoção por arraste de ar, ou *air stripping*, pode ser utilizada combinada a processos de tratamentos anaeróbios para remover a amônia do efluente, e consiste em uma torre por onde se injeta ar fazendo-o entrar em contato com o efluente, transferindo para o ar a amônia volátil presente. Entretanto,

deve-se prever um tratamento para o ar que sai do sistema para evitar a transferência da amônia para a atmosfera (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

Dentre as técnicas mais recentes de tratamento de lixiviados está a evaporação forçada. Neste tipo de tratamento pode-se utilizar a energia contida no biogás gerado no próprio aterro sanitário para evaporar o lixiviado por aquecimento. Existem diversas tecnologias sendo estudadas e algumas já desenvolvidas que utilizam a evaporação forçada. Estas tecnologias permitem tratar de forma combinada o total de efluentes de um aterro sanitário (gases e lixiviado), resultando em um lodo que pode ser disposto no próprio aterro sanitário (ROE *et al.*, 1998).

Outra forma de tratamento de efluentes por evaporação é a evaporação natural com painéis, objeto do presente estudo, que ocorre em função das condições climáticas locais e do aumento da superfície de contato vapor-líquido, sistema este que encontra aplicação para o tratamento de diversos efluentes agro-industriais e que atualmente, em escala piloto, está sendo estudado para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário.

3.4 Evaporação

Evaporação é o processo físico no qual um líquido passa ao estado gasoso, sob a forma de vapor. A evaporação da água no ambiente, seja de superfícies de água livres ou de superfícies terrestres cobertas por vegetação, é uma das principais fases do ciclo hidrológico. Esse ciclo hidrológico consiste na transferência constante de água da atmosfera para a superfície terrestre através de precipitação, escoando para rios, lagos e oceanos, seja por infiltração e escoamento subterrâneo ou pelo escoamento superficial. O ciclo se fecha quando a água evapora e retorna à atmosfera (BRUTSAERT, 1982).

O ar atmosférico é uma mistura de ar seco e vapor d'água e a pressão atmosférica é a soma da pressão do ar seco e a pressão do vapor d'água. A pressão do vapor constitui uma pequena fração da pressão atmosférica já que as moléculas de água representam uma pequena fração da composição do ar (menos de 3%) (ÇENGEL; BOLES, 2005).

Assim, o ar pode reter apenas uma determinada quantidade de água, e a razão entre a quantidade de vapor no ar a uma determinada temperatura e a quantidade máxima de vapor que o ar pode reter naquela mesma temperatura é denominada umidade relativa. Quanto mais seco o ar menor sua umidade relativa e maior a quantidade de vapor de água que pode ser absorvida, ou seja, maior a capacidade de evaporação de água para o ar (ÇENGEL; BOLES, 2005). Quando o ar está saturado ($UR = 100\%$), a pressão parcial de vapor (e_a) é dita pressão de saturação (e_s), ou seja, atingiu-se a capacidade máxima de vapor d'água que o ar pode reter àquela temperatura.

Aumentando a temperatura, aumenta-se o nível energético das moléculas resultando em um aumento da evaporação, ou ainda, quanto maior a temperatura, maior a pressão de saturação do ar, o que gera um conseqüente aumento da capacidade do ar de reter mais vapor d'água (PEREIRA; VILLA NOVA; SEDIYAMA, 1997).

Na natureza, um enorme volume de ar envolve uma massa de água e se satura apenas em algumas situações especiais. Assim, num dado instante a pressão parcial de vapor (e_a) é menor que a pressão de saturação (e_s). Nessas condições, diz-se que existe um déficit de saturação ($\Delta e = e_s - e_a$). Quanto maior o déficit de saturação, maior a capacidade de evaporação (PEREIRA; VILLA NOVA; SEDIYAMA, 1997).

Desta forma, a evaporação 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 exemplo, a água de

um lago irá evaporar quando a temperatura do ar estiver a 20°C com umidade relativa de 60% pois a pressão de saturação da água a 20°C é de 2,34 kPa e a pressão de vapor do ar a 20°C e 60% de umidade relativa é de 1,4 kPa (ÇENGEL; BOLES, 2005).

A atmosfera está em contínuo movimento, misturando e renovando o ar que envolve uma superfície seja esta coberta de água ou vegetação. Essa renovação impede que o ar imediatamente acima da superfície se sature, mantendo o déficit de saturação (Δe) e, por consequência, a continuidade do processo evaporativo. Portanto, a movimentação atmosférica mantém um poder evaporante, isto é, uma capacidade de secamento da superfície. Esse fenômeno é notado quando se estende roupa no varal e esta seca mesmo não havendo incidência direta dos raios solares, apenas o efeito do vento. Assim, o poder evaporante do ar é função também da velocidade do vento, além do déficit de saturação (PEREIRA; VILLA NOVA; SEDIYAMA, 1997).

A evaporação é um processo endotérmico, ou seja, para que ocorra a mudança de fase do líquido para o vapor é necessário retirar energia do meio. A quantidade de energia absorvida durante o processo de mudança de fase (evaporação) é denominada calor latente de vaporização, ou entalpia de vaporização. A entalpia de vaporização é a quantidade de energia necessária para evaporar uma unidade de massa de um líquido saturado a uma determinada temperatura ou pressão. A entalpia diminui conforme a temperatura ou pressão aumentam. Quanto maior a temperatura ou pressão menor a entalpia (ÇENGEL; BOLES, 2005).

Assim, a evaporação natural depende fundamentalmente da energia disponível proveniente da radiação solar. A temperatura do ar está associada à radiação solar e, desta forma, correlaciona-se positivamente com a evaporação. Um aumento da temperatura do ar influi favoravelmente na intensidade de evaporação, pois permite que uma maior quantidade de vapor de água esteja presente no mesmo volume de ar, quando é atingido o grau de saturação deste. Os ventos, por sua vez, são responsáveis pela renovação do ar acima da superfície evaporante, deslocando a massa de ar saturado de modo a permitir a continuidade do processo evaporativo (TUCCI, 1993).

Segundo Brutsaert (1982), para a evaporação natural na superfície terrestre, pode-se considerar o seguinte balanço energético:

$$R_n = L_c E + H + G$$

Onde R_n é o fluxo específico de radiação entrando na atmosfera e L_e é o calor latente de evaporação, ou seja, a quantidade de energia necessária para evaporar uma unidade de massa do líquido, a uma dada temperatura. E é a taxa de evaporação e H o fluxo específico de calor sensível para a atmosfera. O calor sensível é aquele que provoca uma variação de temperatura do ar, diferenciando-se do calor latente, que muda a estrutura física do fluido. O fluxo de calor conduzido ao solo é representado por G . A equação de balanço térmico se baseia na Primeira Lei da Termodinâmica, de conservação de energia, portanto ocorre a conservação da energia global envolvida no processo.

A mudança de fase de líquido para vapor pode ocorrer ainda através de uma interface sólido-líquido. Segundo Çengel e Boles (2005), quando a evaporação se dá por esse contato, é chamada de ebulição. Ou seja, ocorre quando o líquido é colocado em contato com uma superfície mantida a uma temperatura suficientemente acima da temperatura de saturação do líquido. Para exemplificar o processo de ebulição, considera-se que a água líquida, a 1 atm, em contato com uma superfície sólida a 110°C irá ferver já que a temperatura de saturação da água a 1 atm é de 100°C. O processo de ebulição é caracterizado pela rápida movimentação de bolhas de vapor que se formam na interface sólido-líquido e que se desprendem da superfície quando atingem um determinado tamanho e migram para a superfície livre do líquido, como por exemplo, a água em uma chaleira colocada sobre uma fonte de calor.

No âmbito do presente trabalho, o objetivo do tratamento de lixiviados por evaporação é aquele de concentrar a solução através da evaporação natural do solvente volátil, no caso a água contida no lixiviado. Ocorre, assim, uma redução do efluente líquido, restando a fração sólida do mesmo a ser gerenciada.

3.4.1 Aplicações da Evaporação Natural

A evaporação da água foi utilizada inicialmente pelos fenícios, romanos e chineses para obter sal da água do mar. Enchiam-se grandes bacias com água marinha e a evaporação natural ocorria pela ação solar e eólica, deixando para trás sal seco (FINK; HART, 2001).

O método tradicional de evaporação de águas residuárias consiste em lagoas de evaporação natural e dependem da combinação do aquecimento solar e do vento para evaporar naturalmente a água. Esse método requer grande área física, é lento e está sujeito às condições

climáticas, além de apresentar problemas de odores (FINK; HART, 2001).

Conforme explanado anteriormente, a evaporação ocorre na superfície de interface líquido-ar, portanto a área de contato é um fator limitante na taxa de evaporação de um líquido, principalmente quando consideramos a lâmina d'água de uma lagoa qualquer. 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. Assim sendo, para favorecer o processo de evaporação, deve-se aumentar a área de contato entre a água e o ar.

Para tanto, pode-se utilizar estruturas de contato, isto é, materiais com elevada superfície exposta. Estas superfícies de contato possuem estrutura alveolar, similar às colméias de abelhas, apresentando uma elevada área específica mesmo ocupando volumes reduzidos. Pode-se citar como exemplo o fenômeno que ocorre com o carvão ativado, empregado em processos de adsorção, onde mesmo um pequeno grão apresenta uma extensa superfície de contato.

Nas superfícies de contato citadas, a água é distribuída na parte superior de colméias ou mantas e desce por canais pré-formados ou aleatórios, molhando todo o meio. O ar atravessa a colméia ou a manta, entrando em contato íntimo com o meio umedecido e absorvendo umidade até bem próximo da saturação (BASENGE, 2007).

No âmbito industrial utilizam-se enchimentos de contato para aumentar a superfície exposta em torres de resfriamento, que são trocadores de calor empregados para resfriar fluidos antes de serem descartados no ambiente. Nas torres uma parcela de água é induzida à evaporação, o que faz com que a quantidade de água remanescente esfrie, ou seja, perca calor. Os enchimentos das torres de resfriamento funcionam justamente no sentido de aumentar a superfície de contato da água com o ar, onde ocorre uma troca térmica entre os fluidos.

Dentre os vários tipos de torres de resfriamento, existem as torres atmosféricas, onde o movimento do ar através da mesma é função única das condições atmosféricas. O ar passa horizontalmente pela torre enquanto a água cai verticalmente, assim em uma torre atmosférica o fluxo de ar é cruzado com o fluxo de água (ELKIND, sem data).

Por resfriar o ar, a evaporação também encontra aplicação na climatização de ambientes. O sistema de resfriamento evaporativo, como é denominado, consiste em um ventilador que aspira o ar externo, passando-o através de um painel evaporativo úmido, elemento de pequeno volume e peso, mas com grande área de contato, que proporciona uma maior interação vapor-líquido sem oferecer grande

resistência ao fluxo de ar. Ao passar pelo painel este ar é resfriado, umidificado e filtrado pelo processo de lavagem contínua. Um fluxo de água circula continuamente, molhando e lavando o painel e o ar que por ele passa (EVAPCOOLER, 2007).

Dentre as utilidades comentadas, o princípio do resfriamento evaporativo encontra aplicação também no âmbito do saneamento, como alternativa eficaz no tratamento de águas residuárias.

Bondon *et al.* (1994) desenvolveram uma pesquisa utilizando um sistema de evaporação para tratar efluentes agro-industriais, provenientes de vinícolas. O sistema opera através de painéis evaporativos que aumentam a superfície de troca entre o líquido e o ar. Inicialmente trabalharam com um piloto composto por 2 painéis evaporativos, cujas dimensões são: 4 m de altura por 2,1 m de largura por 0,3 m espessura, sobre os quais o efluente foi pulverizado. O efluente excedente não evaporado retorna, através de efeito cascata, ao tanque de armazenamento, para sucessiva recirculação.

O experimento resultou que cada painel possui uma capacidade de evaporar, em média, $1,18 \text{ m}^3$ de efluente por dia. A partir dos resultados favoráveis na fase de experimentação em piloto, que durou 8 meses (de setembro 1991 a abril 1992), passou-se a uma instalação em grandeza real, composta por 6 painéis, para tratar todo o efluente da vinícola objeto de estudo (1500 m^3 por ano). Tanto o experimento piloto quanto o sistema em escala real foram realizados em Mèze, cidade localizada no sul da França.

Analogamente, o estudo desenvolvido por Duarte e Neto (1996) apresenta uma proposta de tratamento de dejetos suínos através do fenômeno da evaporação. Devido às características do efluente, verificou-se a necessidade de realizar um tratamento, previamente à fase de evaporação, para evitar a colmatação dos painéis e dos pulverizadores. Este pré-tratamento se deu através de um processo de decantação, realizado para separar a fração sólida presente no efluente. O processo de evaporação foi estudado com o intuito de fornecer uma solução alternativa aos sistemas de tratamento tradicionais para regiões onde estes sistemas são técnica ou economicamente inviáveis, valorizando para isso as vantagens das condições climáticas locais (temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento).

Segundo Duarte e Neto (1996), o processo se mostrou satisfatório, com capacidade de evaporação média, entre os meses de fevereiro e outubro de 1994, de $2,31 \text{ m}^3$ por painel por dia. Cada painel possui dimensão de $2 \times 3,5 \times 0,4 \text{ m}$ (largura x altura x espessura). Além da elevada capacidade de evaporação do sistema, a pesquisa aponta que

o tratamento com uso dos painéis evaporativos consome 1/10 de energia quando comparado, para um mesmo volume de efluente tratado, a plantas convencionais. O trabalho enfatizou a importância do fenômeno de evaporação como uma solução simples para lidar com problemas ambientais complexos.

A Figura 1 ilustra a variação dos parâmetros físicos que regem o fenômeno de evaporação com painéis evaporativos. A fração líquida (efluente) molha o painel, formando um filme líquido sobre o mesmo. O líquido excedente passa através da estrutura alveolar e retorna ao sistema. O ar ambiente, por sua vez, através da ação do vento, passa pelo painel molhado, evaporando assim o líquido. Após a passagem pelo painel o ar possui uma umidade relativa próxima à saturação.

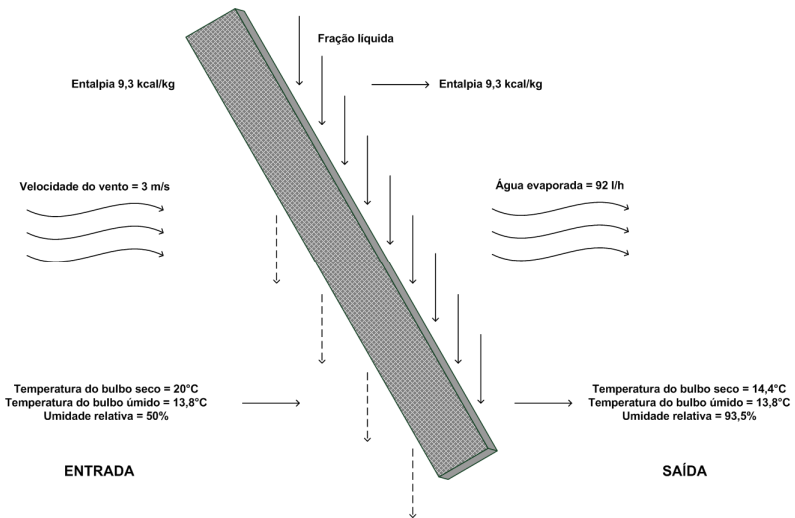


Figura 1 Variação dos parâmetros físicos no fenômeno de evaporação com painéis evaporativos (Fonte: Duarte e Neto, 1994)

Os valores especificados na Figura 1 referem-se a estimativas realizadas através de diagramas psicrométricos e a valores experimentais, obtidos com efluentes agro-pecuários, conforme relatado no estudo desenvolvido por Duarte e Neto (1994). A figura se aplica ao presente trabalho para ilustrar o mecanismo de evaporação natural no painel de evaporação, objeto do presente estudo, e suas interações com as características físicas que regem o fenômeno.

A entalpia representa a energia total envolvida no sistema, sob as condições apresentadas de temperatura e umidade relativa, à pressão de

1 atm. A evaporação da água é um processo endotérmico por isso a temperatura do bulbo seco diminui, pois a água retira calor do ar para evaporar, resfriando-o. No caso específico, a umidade relativa do ar, após passar pelo painel, encontra-se próxima à saturação, pois com um vento de 3 m/s, absorveu uma quantidade de 92 l/h de vapor.

3.5 Análise Ambiental

Duarte e Neto (1994) estudaram a existência de transferência de substâncias poluentes para o ar, derivadas do fenômeno evaporativo, onde efluentes vinícolas eram tratados através de painéis de evaporação.

Através de um conjunto de ensaios, comprovaram que apenas a água, presente na fração líquida do efluente, é evaporada, e não há transferência de poluição para a atmosfera. O experimento foi realizado, em escala laboratorial, onde se analisaram a DQO, sólidos totais e sólidos voláteis do efluente bruto. Em seguida a amostra foi levada à ebulição até que fosse verificada a evaporação da água que a constituía. O condensado foi recuperado e sobre o mesmo foram analisados os mesmos parâmetros analíticos acima citados, obtendo os resultados descritos na Tabela 2.

*Tabela 2 Comparação entre o efluente bruto e o condensado do processo de evaporação
(Fonte: Duarte e Neto, 1994)*

Parâmetro analítico	Efluente bruto	Condensado
Demanda Química de Oxigênio (DQO) [ppm]	3500	30
Sólidos totais (ST) [ppm]	7000	60
Sólidos voláteis (SV) [ppm]	1200	0,8

No mesmo estudo, Duarte e Neto (1994) submeteram as amostras a condições de vácuo, de modo a obter pontos de ebulição mais baixos, e verificaram que as concentrações dos condensados obtidos diminuíram progressivamente, registrando, para um ponto de ebulição de 60°C baixas concentrações de DQO, ST e SV. Desta forma, os autores indicam que, trabalhando com intervalos de temperatura entre 10 e 40°C, o fenômeno de evaporação não conduz à produção de poluição atmosférica.

Neste item abordam-se as principais interações ambientais passíveis de ocorrer no ambiente onde está inserido um sistema de tratamento de lixiviados por evaporação com painéis.

3.5.1 Análise de Compostos Orgânicos Voláteis

Schirmer (2004) cita que se consideram compostos orgânicos voláteis – COV, todo composto que, à exceção do metano, contém carbono e hidrogênio, os quais possivelmente podem ser substituídos por outros átomos como halogênios, oxigênio, enxofre, nitrogênio ou fósforo, excluindo-se óxidos de carbono e carbonatos. Estes compostos encontram-se em estado gasoso ou de vapor dentro das condições normais de temperatura e pressão (CNTP).

Os COV são emitidos no ar ambiente tanto por fontes biogênicas quanto antropogênicas. As emissões de origem antropogênica, são oriundas principalmente da queima de combustíveis fósseis, indústrias químicas/petroquímicas, etc. (HANSEN; PALMGREN, 1996 *apud* SCHIRMER, 2004). Nesse caso, o principal problema está relacionado à emissão de solventes orgânicos que são usados em um grande número de aplicações industriais. Devido à sua volatilidade, em muitos destes processos eles podem ser emitidos direta [do processo de manufatura, nos tanques de estocagem ou ainda processos de tratamento (lagoas, etc.)] ou indiretamente na atmosfera, geralmente na forma de compostos orgânicos, após terem sofrido transformações físicas e/ou químicas (LIEBSCHER, 2000 *apud* SCHIRMER, 2004).

A emissão de COV tem um impacto direto e importante sobre o homem, onde o risco toxicológico principal é ocasionado pela inalação. Os vapores do solvente penetram nas vias respiratórias até os alvéolos pulmonares, onde eles se dissolvem no sangue (ÁLVARES JR., 2002 *apud* SCHIRMER, 2004). A transferência dos COV presentes no ar para o meio aquático também ocasiona uma série de problemas. A água potável, por exemplo, é alterada devido à presença destes contaminantes, seja em lençóis subterrâneos ou mesmo de superfície. Os COV podem ainda ser adsorvidos em diferentes superfícies sólidas (argila, lama, etc.) sendo dessorvidos em outros meios naturais (SCHIRMER, 2004).

³ HANSEN, A. B.; PALMGREN, F. VOC air pollutants in Copenhagen. **The Science of Total Environment**, v. 189/190, p. 451-457, 1996.

⁴ LIEBSCHER, H. Economic solutions for compliance to the new European VOC directive. **Progress in Organic Coatings**, v.40, p.75-83, 2000.

⁵ ÁLVARES Jr., O. M.; LACAVA, C. I. V.; FERNANDES, P. S. **Tecnologias e gestão ambiental – Emissões atmosféricas**. Brasília: Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI), 2002. 373p.

As reações de degradação dos resíduos sólidos nos aterros sanitário produzem dois tipos de efluentes, o lixiviado e o biogás. Uma parte da fração biodegradável dos resíduos é transformada em COV, que será integrada na composição do biogás ou se solubilizará, para assim, fazer parte do lixiviado (BURIGO, 2008).

3.5.2 *Análise da Dispersão de Microrganismos*

Segundo Rosa e de Melo Lisboa (2005), as consequências da dispersão de aerossóis biológicos (microrganismos) no ar, apesar de estudadas desde o início do século passado, ainda é pouco difundida no Brasil.

Os aerossóis são definidos como partículas sólidas ou líquidas suspensas em um meio gasoso, sendo estáveis no mínimo por alguns segundos. Em certos casos, podem permanecer suspensos no ar por um ano ou mais (CETESB, 1977 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005).

O indivíduo é contaminado por via aérea quando o agente infeccioso é inalado e retido no trato respiratório em local propício ao seu desenvolvimento. Aspectos como a imunidade da pessoa que aspirou o ar contaminado, a dimensão das partículas, a profundidade de penetração e a dosagem mínima do agente capaz de provocar a doença, estão interligados ao grau de infectividade de cada sujeito. O tempo de permanência do agente infeccioso na membrana alveolar e nos vasos capilares sanguíneos é variável, podendo durar semanas, meses ou anos (ROSA; DE MELO LISBOA, 2005).

No saneamento, a primeira pesquisa relacionando esgotos à dispersão de bactérias no ar é de Horrocks, realizada em 1907, que observou que os microrganismos (bactérias do grupo coliforme e *Bacillus typhosus*, atual *Salmonella typhi*) foram dispersados no ar possivelmente por arrebentamento de bolhas na superfície do esgoto e sucessivamente transportadas em forma de gotículas através dos canais de ventilação das galerias (CAVINATTO *et al.*, 1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005).

⁶ CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistemas de Esgotos Sanitários. 2. ed. São Paulo. 1977,467p.

⁷ CAVINATTO, V.M.; ROCHA, A. A.; BRANCO, S.M. Dispersão de Aerossóis em Valos de Oxidação. *Revista Saneamento Ambiental*, São Paulo, n. 56, p. 46 – 50. 1991.

Posteriormente, Fair e Wells, em 1934, avaliaram a densidade bacteriana no ar ao redor de unidades de aeração em Estações de Tratamento de Esgotos - ETEs. Contudo, a dispersão de microrganismos por aerossóis em ETEs foi pela primeira vez comprovada por Apendlove, em 1958, que relaciona as distâncias alcançadas por aerossóis com a velocidade do vento e o número de bactérias presentes no ar, nas áreas próximas de ETEs (CAVINATTO *et al.*, 1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005).

Cavinatto *et al.* (1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005) citam que estudos demonstraram que 40% das partículas viáveis (aerossóis biológicos contendo bactérias), emitidas de sistemas de lodos ativados, se associam ao tamanho compatível com a penetração pulmonar (diâmetro menor ou igual a 5 μm). A proporção aumentava para 70% à distância de 6 m do tanque, no sentido preferencial do vento. Observaram-se vários gêneros da família *Bacteriaceae*, incluindo as espécies dos gêneros *Klebsiella*, esta em maior porcentagem, *Aerobacter* e *Proteus*, todas patogênicas ao trato respiratório. Estimou-se que um operador poderia inalar mensalmente mais do que 105.600 bactérias do gênero *Klebsiella*.

O estudo realizado por Rosa e de Melo Lisboa (2005) avaliou a presença de microrganismos no ar ao redor da estação de tratamento de esgotos insular em Florianópolis - SC, que opera através de sistema de lodos ativados com aeração prolongada. O estudo, realizado por meio de deposição passiva, tomou como indicadores as bactérias pertencentes ao grupo coliforme que, apesar de não patogênicas, estão associadas à presença de esgoto no ambiente.

Os resultados obtidos por Rosa e de Melo Lisboa (2005) constataram a presença de enterobactérias (coliformes) em todas as placas, indicando a possível presença no ar de outros microrganismos comumente encontrados em esgotos. Verificaram também que, à medida que se aumenta a distância entre as placas e o aerador, a concentração bacteriana diminui. No caso estudado, o alcance potencial dos aerossóis chegou a 36 metros aproximadamente.

Rosa e de Melo Lisboa (2005) relatam que as enterobactérias constatadas no efluente sobrevivem pouco tempo em aerossóis. Seu tempo de “meia vida” é da ordem de 13,8 a 21,6 segundos, dependendo do período de tempo de exposição, sendo um fator de influência a dessecação. À temperatura de 22°C, umidade relativa de 50%, uma gota de água de 50 μm evapora-se em 0,31s, originando um núcleo de resíduo sólido originalmente suspenso em um aerossol biológico (CAVINATTO *et al.*, 1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005).

Logo, os fatores climatológicos da região em questão, como insolação e temperatura, têm importante influência para a sobrevivência dos microrganismos. Adicionalmente, a velocidade e a direção dos ventos são relevantes na disseminação desses microrganismos.

Assim, em Florianópolis, o período do ano em que a situação mais se agrava é o inverno, quando as temperaturas são mais amenas e a luminosidade é mais baixa (o que inibe a evaporação dos aerossóis). Além disso, a umidade relativa do ar é maior, as chuvas são mais escassas e o vento sul ocorre com maior frequência (ROSA; DE MELO LISBOA, 2005).

Tendo em vista que o sistema proposto no presente trabalho possui um grupo de aspersores, a análise microbiológica realizada tem por objetivo avaliar a possível contaminação do ar por microrganismos transportados pelos aerossóis formados no processo de evaporação natural com painéis.

3.5.3 *Análise Olfatométrica*

O odor pode ser definido, de uma maneira simples, como uma mistura complexa de moléculas químicas voláteis. Seus produtos, em concentrações muito variáveis, são emitidos, na sua maioria, por atividades humanas, agrícolas, industriais ou domésticas (LE CLOIREC *et al.* 1991 *apud* CARMO JUNIOR, 2005). O odor é uma sensação associada a uma variedade de compostos os quais, quando presentes em concentração suficientemente alta no ar, ativam respostas nas pessoas expostas (CUDMORE; DONS, 2000 *apud* VIEIRA, 2007).

Do ponto de vista de qualidade do ar, os odores são, certamente, junto com as poeiras, os incômodos mais fortemente e imediatamente percebidos pelo público (BELLI FILHO; DE MELO LISBOA, 1998 *apud* VIEIRA, 2007).

Segundo Belli Filho *et al.* (2007), as metodologias de avaliações dos odores (olfatometria), para serem utilizadas como ferramentas de apoio à gestão de impactos de diversas fontes sobre o meio ambiente, estão em processo de consolidação. A olfatometria possui como princípio avaliar incômodos, determinar os riscos e os limites de exposição dos odores sobre as pessoas.

⁸ LE CLOIREC, P.; FANLO, J.L.; DEGORGE-DUMAS, J. R. **Odeurs et désodorisation industrielles**. Ecole des Mines D'Alès, 1991.

⁹ CUDMORE, R.S.; DONS, A. **Environmental standard for industrial odour effects: A recommended approach**. Aurora Environmental Ltd. Report n° A028-01, junho 2000.

¹⁰ BELLI, P. F.; DE MELO, L. H. Avaliação de emissões odorantes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 3-Nº 3, Jul/Set, Nº 4 Out/Dez, 1998.

Para a avaliação da intensidade de um odor existem escalas de referências que representam graus diferentes de incômodos, podendo seguir recomendações normatizadas. Para a avaliação desta variável pode-se trabalhar com pessoas treinadas ou diretamente com cidadãos de um local a ser avaliado. A determinação da concentração do odor de uma fonte é obtida através do uso de olfatômetro de diluição dinâmica e necessitando de um júri de pessoas preparadas para estas medições. A concentração do odor de uma amostra é expressa em UO/m^3 (unidade de odor/metro cúbico de ar) (BELLI FILHO *et al.*, 2007).

Os compostos odoríferos incluem as moléculas orgânicas e inorgânicas. As duas principais moléculas inorgânicas são o ácido sulfídrico e a amônia. Os odores orgânicos são geralmente resultantes da atividade biológica, pois esta decompõe a matéria orgânica formando uma variedade de gases mal odorantes tais como: indol, escatoles, mercaptanas e aminas (CARVALHO, 2001).

O estudo realizado por Vieira (2007) avaliou *in loco* as emissões odorantes provenientes do sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário de Biguaçu, composto por lagoas de estabilização. O perfil odorante detectado apresentou elevado potencial de incômodo tendo concentração de $4892 \text{ UO}/\text{m}^3$, sendo considerado um odor muito forte, insuportável e associado a odor de peixe.

Além de avaliar o odor no sistema de tratamento de lixiviados, Vieira (2007) estudou também a emissão odorante em uma célula aberta, em células cobertas e nos limites do aterro sanitário. Após o sistema de tratamento, a amostragem realizada na célula aberta foi a que apresentou maior concentração, com um valor de $1359 \text{ UO}/\text{m}^3$, caracterizando-se como um odor forte, desagradável e associado a resíduos em decomposição.

Os limites do aterro apresentaram características odorantes com menor potencial ofensivo possuindo concentração odorante de $526 \text{ UO}/\text{m}^3$, odor de média intensidade, aceitável e associado a elemento químico como o plástico. Nas células cobertas as emissões odorantes mostraram características ainda mais amenas que os demais pontos, tendo concentração odorante de $190 \text{ UO}/\text{m}^3$, odor de média intensidade, aceitável e, assim como nos limites do aterro, associado a elemento químico (VIEIRA, 2007).

O estudo de Belli Filho *et al.* (2007) avaliou, por sua vez, os odores provenientes da suinocultura em uma propriedade piloto. Dentre os vários pontos de amostragem, o tanque pulmão, local de armazenamento dos dejetos produzidos na propriedade, apresentou a maior concentração de odor, com valor de 716 UO/m³. No mesmo estudo, o interior da granja com suínos revelou uma concentração de 378 UO/m³.

As emissões odorantes da estação de esgotos insular, em Florianópolis, foram estudadas por Carmo Junior (2005). O gradeamento, primeira etapa de tratamento que corresponde à chegada do esgoto fresco, apresentou concentração odorante muito superior às demais etapas do sistema, com uma concentração de 47.740 UO/m³ na primeira amostragem e 32.798 UO/m³ na segunda amostragem. A coleta realizada no tanque de desnitrificação/aeração apresentou concentrações de 265 e 667 UO/m³, respectivamente na primeira e segunda amostragem. Outra etapa analisada foi a saída do efluente do sistema, com concentrações de 415 e 353 UO/m³.

Ao estudar a evaporação natural de efluentes de vinícolas através de sistema análogo àquele do presente estudo, Bondon e seus colaboradores (1994) observaram que, além da eficiência do processo em evaporar líquidos, o mesmo realiza uma oxidação permanente dos compostos sulfurados, devido à aeração resultante do efeito cascata do líquido não evaporado. Tal oxidação tornou praticamente nula a percepção olfativa do efluente durante o tratamento. Assim, buscou-se estudar a percepção odorífera no ambiente onde se encontra o experimento com lixiviados de aterro sanitário.

3.5.4 Testes Toxicológicos

Toxicologia ambiental é o estudo científico dos efeitos adversos causados aos organismos vivos pelas substâncias químicas no ambiente. De acordo com a NBR 12.713/2003 (ABNT, 2003), o princípio do método de avaliação de toxicidade ambiental consiste na exposição de organismos-teste a várias diluições da amostra a ser testada, por um período determinado de tempo. O objetivo deste teste é determinar a concentração do material (substância química ou efluente) que produz um efeito deletério na população exposta durante um curto período de tempo sob condições controladas (RAND, 1995 *apud* BRENTANO, 2006).

¹¹ RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment**. 2nd edition. North Palm Beach, Florida: Taylor e Francis. 1995. 1125p.

O estudo realizado por Finkler (2002) avaliou a toxicidade do lixiviado objeto do presente estudo, tanto em sua forma bruta como após tratamento com lagoas de estabilização em série em escala real. O lixiviado bruto apresentou um elevado potencial tóxico (CL50 10,00% a 3,45%), enquanto o efluente tratado não apresentou toxicidade aguda.

Brentano (2006), por sua vez, dando continuidade aos estudos iniciados por Finkler (2002) estudou a toxicidade do lixiviado como efluente final do sistema de tratamento físico-químico e biológico realizado no próprio aterro sanitário. Avaliou a toxicidade de amostras de efluente antes e após o processo de cloração realizado *in loco*. Os resultados desta pesquisa provaram maior toxicidade do efluente tratado clorado, quando comparado ao efluente tratado sem cloração. A toxicidade crônica foi diretamente proporcional ao aumento da concentração de cloro na amostra, fato já esperado pois o cloro é reconhecidamente tóxico à *Daphnia magna*.

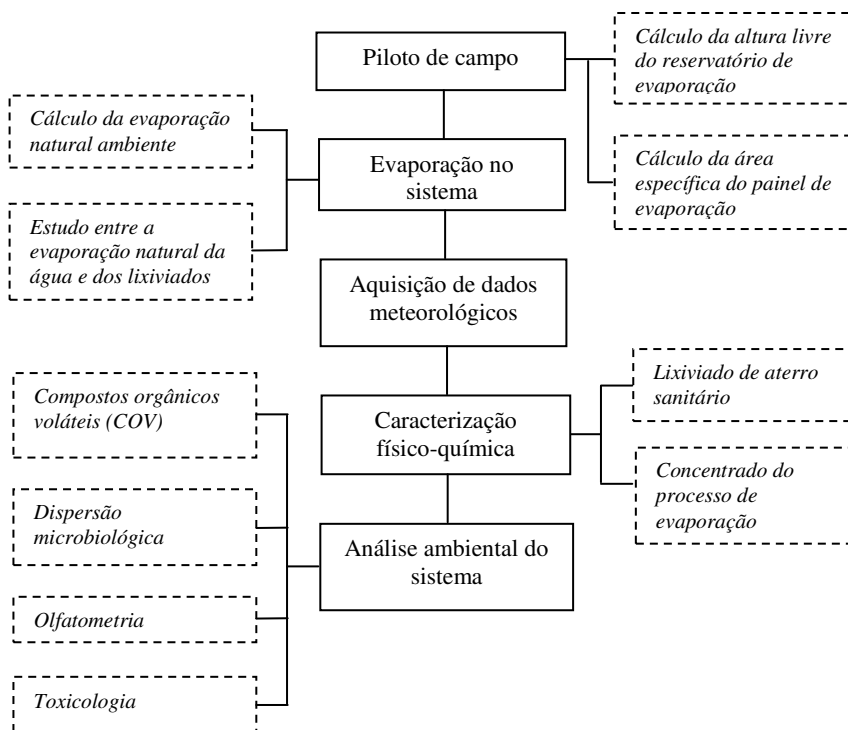
Brentano (2006) cita ainda que a toxicidade pode ser atribuída não apenas ao cloro mas também aos subprodutos da cloração pois, mesmo na ausência de cloro livre, pode ter ocorrido a formação de trihalometanos, organoclorados, cloraminas, entre outros compostos, formados após a cloração. De toda forma, o efluente tratado antes de ser clorado apresenta qualidade toxicológica superior ao efluente tratado após cloração, colocando em discussão a necessidade de cloração do mesmo.

Silva (2007) estudou os lixiviados do aterro sanitário de Biguaçu através de um sistema de tratamento composto por 3 lagoas de estabilização em série, em escala piloto. Os resultados obtidos corroboram aqueles relatados por Finkler (2002) e indicam a ausência de toxicidade do efluente tratado biologicamente. Silva (2007) verificou que o sistema estudado estava apto a eliminar a toxicidade aguda do lixiviado, e concluiu que o mesmo é indicado para o tratamento deste tipo de efluente.

Ao estudar a evaporação de lixiviados de aterro sanitário a intenção é concentrar os poluentes e evaporar o solvente, no caso a água, evitando seu lançamento em corpos hídricos. Contudo, como visto anteriormente, os lixiviados de aterro sanitário são efluentes complexos, que, em sua forma bruta, apresentam um efeito muito tóxico ao ambiente (FINKLER, 2002). Assim, no presente estudo, busca-se estudar a toxicidade do líquido gerado ao concentrar os lixiviados de aterro sanitário, indicando sua interação com o ambiente, tornando-se um importante instrumento de tomada de decisão no gerenciamento deste resíduo.

4 METODOLOGIA

Neste capítulo apresenta-se o detalhamento da implementação e funcionamento do piloto de campo de evaporação natural de lixiviados e as variáveis a este relacionadas. A Figura 2 apresenta um fluxograma das etapas desenvolvidas no presente trabalho.



<i>Etapa</i>	<i>Período de execução</i>
Piloto de campo (concepção e implementação)	Setembro a Dezembro 2007
Evaporação no sistema	Dezembro 2007 a Setembro 2008
Aquisição de dados meteorológicos	Dezembro 2007 a Novembro 2008
Caracterização físico-química	Abril a Outubro 2008
Análise ambiental do sistema	Abril a Novembro 2008

Figura 2 Fluxograma da metodologia adotada

4.1 Piloto de Campo

O piloto de campo foi projetado com base em estudos realizados anteriormente por Bondon *et al.* (1994) e Duarte e Neto (1996), adaptando seu uso às características dos lixiviados de aterro sanitário e aos recursos disponíveis no mercado nacional. O experimento foi localizado no espaço disponível para os experimentos do LARESO e demais laboratórios do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, no campus da UFSC.

O lixiviado utilizado no experimento é proveniente do aterro sanitário que recebe os resíduos sólidos urbanos gerados em Florianópolis e está localizado em Biguaçu – SC. O lixiviado bruto foi transportado do aterro sanitário até a área de experimentação através de um caminhão pipa e armazenado em um reservatório de fibra de vidro de 5.000 litros.

A partir do reservatório de armazenamento o lixiviado foi bombeado, mantendo constante seu nível, até um reservatório de 250 litros, também em fibra de vidro, dotado de um filtro (Figura 3) cuja função foi evitar a passagem de materiais grosseiros ou mesmo de organismos que venham a se desenvolver no líquido e que possam comprometer o sistema hidráulico do experimento (bombas, aspersores, painel, etc.).

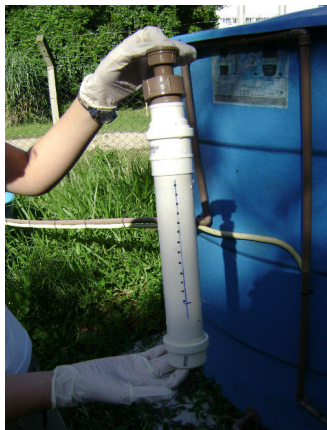


Figura 3 Filtro para retenção de materiais grosseiros

O filtro foi composto por uma tubulação de PVC (Φ 100 mm) perfurada, acoplada à tubulação de alimentação do tanque, assim, todo

lixiviado que entra no sistema é filtrado. Periodicamente realiza-se a limpeza do filtro retirando-o do tanque e fazendo uma retro-lavagem.

A partir do reservatório de 250 L o lixiviado é bombeado ao sistema de evaporação, dotado de um tanque de concreto com as seguintes dimensões: 6 metros de comprimento, 3 metros de largura e 80 cm profundidade. O tanque é dividido, longitudinalmente, em duas partes iguais (3 m) através de um desnível de cota de 50 cm. Assim, a estrutura inferior constitui o reservatório de evaporação onde é armazenado o lixiviado que é constantemente bombeado para o painel de evaporação, localizado na estrutura superior do sistema (a 50 cm de altura).

O painel de evaporação é composto por uma placa alveolar em polipropileno, com dimensões de 1,0 x 3,5 x 0,3 m (base x altura x espessura). A placa é colocada na direção do vento dominante, no caso de Florianópolis, Nordeste (NE) e inclinada, sobre sua largura, a um ângulo de 60° com a horizontal. Devido à inclinação, o painel, que desenvolve uma área de aproximadamente 200 m² de exposição ao ar, ocupa uma área projetada ao solo de cerca de 2 m².

A inclinação de 60° é o valor indicado nos estudos realizados por Bondon *et al.* (1994) e Duarte e Neto (1996) como ideal tanto para a percolação do líquido na placa quanto para que a componente vetorial do vento atinja toda a superfície do painel. A Figura 4 ilustra o sistema de evaporação acima descrito.



Figura 4 Vista do sistema piloto de evaporação de lixiviados (painel evaporativo e reservatório de evaporação)

O nível de líquido no reservatório de evaporação é mantido constante a 41 cm do fundo através de uma bóia. A partir do reservatório de evaporação o líquido é bombeado, através de uma bomba de 0,37 kW de potência, cuja vazão máxima é de 6 m³/h, para um grupo de aspersores, molhando toda a superfície do painel. Ao percolar pela estrutura do painel uma parte do líquido evapora, o excedente retorna ao reservatório de evaporação devido a uma ligeira inclinação na estrutura de concreto (2%).

Com a evaporação de lixiviados ocorre o rebaixamento do nível do líquido no reservatório de evaporação. A cada rebaixamento, a bóia aciona sua alimentação a partir do reservatório de 250 L, que, por sua vez, é mantido cheio pelo reservatório de 5.000 L. Um hidrômetro, localizado entre o reservatório de 250 L e aquele de evaporação, registra, a cada variação de nível, o volume de lixiviado enviado ao sistema.

A Figura 5 ilustra o esquema do sistema de evaporação de lixiviados implementado.

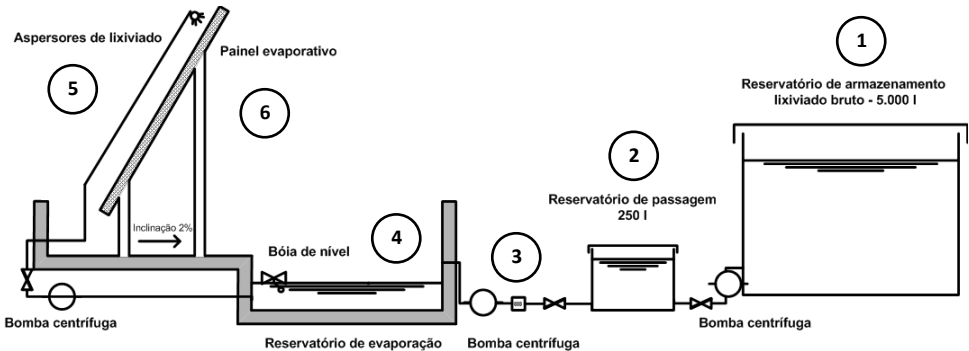


Figura 5 Esquema do experimento piloto de tratamento de lixiviados por evaporação natural

Descrição do Piloto:

O lixiviado bruto proveniente do aterro sanitário é armazenado, diretamente do caminhão pipa, no reservatório de armazenamento de 5.000 litros (1). Uma bomba centrífuga é utilizada para alimentar o reservatório de passagem de 250 litros, contendo um filtro, mantendo constante seu nível (2). O reservatório de passagem alimenta o reservatório de evaporação (4), onde ocorre a evaporação de lixiviados. Conforme ocorre a mudança de nível no tanque de evaporação, a bóia de nível aciona a bomba

centrífuga, que reabastece o tanque. O hidrômetro (3) posicionado entre o reservatório de passagem e o reservatório de evaporação mede o volume de lixiviado enviado ao sistema. Do reservatório de evaporação, o lixiviado é bombeado ao grupo de aspersores (5). Os aspersores, por sua vez, distribuem o lixiviado por toda a superfície do painel evaporativo. As tubulações de PVC são dotadas de registros para controle de fluxo e manutenção. Devido à inclinação da placa (60°), uma parte do lixiviado percola por sua estrutura, onde ocorrerá a evaporação, e a parte excedente retorna, por gravidade, ao reservatório de evaporação para recirculação (6). O concentrado resultante do processo se acumula no reservatório de evaporação (4). O sistema é completamente automatizado.

Os itens a seguir apresentam alguns detalhes de dimensionamento e operação que foram realizados durante a concepção e operação do experimento:

4.1.1 Cálculo da Altura Livre do Reservatório de Evaporação

O cálculo da altura livre do reservatório de evaporação de lixiviados foi realizado com base nos registros de séries históricas de chuvas em Florianópolis. Nerilo *et al.* (2002) indicam que, para um tempo de retorno (TR) de 10 anos, tem-se uma chuva de 10,1 mm/h com duração de 24 horas. Ou seja, a cada 10 anos existe a probabilidade de se verificar uma chuva acumulada de 242,4 mm em 1 dia.

A altura livre necessária no reservatório, para eventos de chuva de 10,1 mm/h com duração de 24 horas, é de aproximadamente 50 cm. Assim, para aumentar a segurança do piloto e evitar contaminações do ambiente no qual o mesmo está inserido, instalou-se uma tubulação, a 47,2 cm de altura, conectada diretamente à rede de coleta de esgotos do município (Figura 6). Caso ocorram avarias em partes do sistema (bóia, bombas, etc.), ou mesmo eventos de chuvas intensas, não ocorrerá o transbordamento do líquido no tanque.



Figura 6 Vista parcial do reservatório de evaporação com detalhe à tubulação para eliminação de líquido em excesso

Acima da tubulação de fuga do lixiviado o tanque possui 37 cm de altura livre, portanto, mesmo ocorrendo entupimento desta, o tanque tem capacidade de armazenar $12,7 \text{ m}^3$ de lixiviado sem transbordar.

Quando ocorrem eventos de chuva acima da capacidade de armazenamento do tanque e uma parte da chuva é descartada, subtrai-se esse volume do total precipitado, para não acarretar erros ao balanço hídrico do sistema.

4.1.2 Cálculo da Área Específica do Pannel de Evaporação

Os painéis de evaporação utilizados em estudos anteriores (BONDON *et al.*, 1994, DUARTE; NETO, 1996, SAVAGE *et al.*, 2007) possuem uma área específica de $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ e são estruturas patenteadas de fabricação europeia.

Nesta pesquisa, para compor o painel de evaporação, buscou-se adaptar um material já disponível no mercado brasileiro ao uso proposto. Assim, o material que mais se enquadrou nas especificações foram os enchimentos de contato utilizados em torres de resfriamento de fluidos. Dentre as várias marcas e modelos disponíveis no mercado, optou-se pelo enchimento GC[®] da Annemos, que possui uma área específica de $42 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Com o objetivo de dialogar com trabalhos análogos desenvolvidos pelos autores supracitados, que utilizaram painéis com área específica de $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$, optou-se por aumentar a área específica do sistema entrelaçando uma tela ao painel atingindo assim o valor de área específica próximo ao desejado.

Para calcular a quantidade de tela necessária para elevar a área do painel a $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$, conhecendo-se a área do enchimento $\text{GC}^{\text{®}}$, foi necessário calcular a área específica da tela. O cálculo foi realizado com base no princípio de Arquimedes, cujo enunciado especifica que “todo corpo mergulhado num fluido sofre, por parte do fluido, uma força vertical para cima, cuja intensidade é igual ao peso do fluido deslocado pelo corpo”. Portanto, o peso do líquido deslocado pelo corpo, denominado empuxo, equivale ao peso do espaço de vazios do material, assim é possível determinar a área específica da tela.

O experimento foi realizado com um pedaço de $10 \times 10 \text{ cm}$ de tela. Após os devidos cálculos, determinou-se que, com 20 m de tela entrelaçada ao enchimento de contato obtém-se um painel de aproximadamente $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

4.2 Aquisição de Dados Meteorológicos

Os dados meteorológicos seriam inicialmente fornecidos, durante todo o período de experimentação, pelo Laboratório de Eficiência Energética em Edificações – LabEEE, do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina, que mantém uma estação meteorológica próxima (~ 1 km) ao local onde está localizado o experimento.

Entretanto, a aquisição de dados da estação meteorológica do LabEEE foi possível somente durante os primeiros 6 meses de operação do sistema pois sofreu avarias e a coleta de dados foi interrompida. Assim, durante os meses seguintes a aquisição de dados foi realizada a partir da estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, cuja instalação está a cerca de 10 km do local onde está inserido o experimento. Apesar da distância, optou-se por utilizar os dados desta estação, pois as demais estações em operação na UFSC e entorno ou apresentaram problemas no armazenamento de dados, ou não possuíam leituras de dados horários, ou ainda não forneciam todos os dados meteorológicos necessários para a avaliação do experimento.

Nesse meio tempo, LARESO adquiriu e instalou uma estação meteorológica na área destinada às experimentações do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, local onde está inserido o piloto objeto do presente estudo. Assim, a partir agosto de 2008, os dados meteorológicos utilizados foram desta estação. É possível observar, através da Figura 7, a proximidade entre a estação meteorológica do LARESO e o experimento em questão.



Figura 7 Estação meteorológica do LARESO, com o experimento piloto ao fundo

A Tabela 3 fornece as características de cada uma das 3 estações meteorológicas utilizadas e sua interação (distância, período de aquisição de dados, etc.) com o experimento piloto.

Tabela 3 Características das estações meteorológicas utilizadas

Instituição	Tipo de estação/sistema de aquisição de dados	Distância do experimento	Período de aquisição de dados
LabEEE – UFSC	Campbell Scientific	1000 m	28/12/2007 – 11/06/2008
INMET	Campbell Scientific	10.000 m	12/06/2008 - 07/08/2008
LARESO – UFSC	Davis Vantage Pro Plus	5 m	08/08/2008 – 30/11/2008

Para avaliar quais fenômenos climáticos regem a evaporação natural realizou-se a análise estatística das variáveis apenas com o banco de dados da estação do LabEEE (6 meses). Optou-se por esta alternativa pois, devido à diferença de características das 3 estações meteorológicas (local e tipo), tratar os dados como uma série única poderia agregar erros à análise. Dessa forma, as estações do INMET e do LARESO forneceram apenas os dados de pluviometria para o balanço hídrico do sistema.

4.3 Evaporação no Sistema

A evaporação no sistema foi estimada com base no balanço hídrico, que é um sistema contábil de monitoramento de água e resulta da aplicação do princípio de conservação de massa para a água em um volume determinado (PEREIRA; VILLA NOVA; SEDYIAMA, 1997). Portanto, considerando um sistema em equilíbrio, as contribuições (entradas) devem ser iguais às saídas do piloto. A Figura 8 ilustra o balanço hídrico do sistema de evaporação de lixiviados estudado.

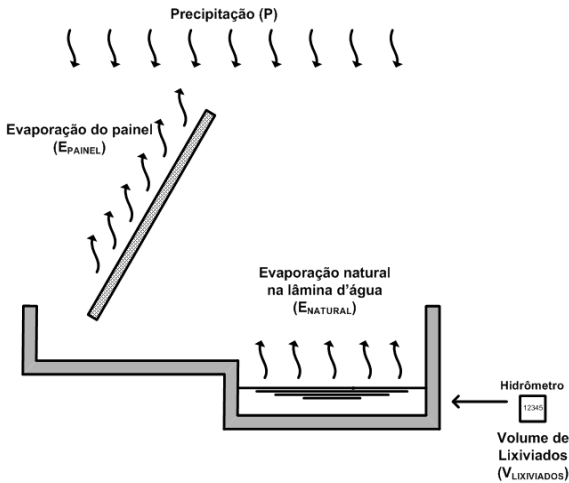


Figura 8 Balanço hídrico do piloto de evaporação

O volume de lixiviados que entra no sistema é medido através de um hidrômetro ($V_{\text{LIXIVIADOS}}$). O volume de precipitação (P) corresponde à chuva captada (altura de chuva) em uma área de 18 m^2 , que corresponde à área de captação do sistema. A evaporação natural da lâmina d'água (E_{NATURAL}) é obtida através da altura de evaporação do Tanque Classe A (ver item 4.3.1), extrapolada para o sistema multiplicando a leitura pela sessão alagada do piloto (9 m^2).

A área de superfície evaporante do reservatório de evaporação é de 9 m^2 , enquanto que a superfície evaporante do painel de evaporação é de 200 m^2 .

Assim, para um sistema em equilíbrio tem-se:

$$\text{ENTRADAS (Chuva + lixiviados)} = \text{SAÍDAS (Evaporação total)}$$

A correlação entre as várias componentes resulta na evaporação total do sistema (E_{TOTAL}):

$$P + V_{LIXIVIADOS} = E_{TOTAL}$$

Deduzindo-se desta a evaporação natural tem-se a contribuição do painel evaporativo ao fenômeno de evaporação no piloto (E_{PAINEL}). Ou seja:

$$E_{PAINEL} = V_{LIXIVIADOS} - E_{NATURAL} + P$$

Onde:

E_{PAINEL} = Volume evaporado atribuído ao painel evaporativo [m^3]

$V_{LIXIVIADOS}$ = Volume de lixiviado evaporado no sistema medido através de hidrômetro [m^3]

$E_{NATURAL}$ = Volume de líquido evaporado naturalmente na lâmina d'água do tanque de evaporação [m^3]

P = Volume precipitado sobre o sistema [m^3]

Desta forma, além de atribuir a fração de evaporação que o painel representa no balanço hídrico do piloto, torna-se possível estimar a quantidade de painéis necessários para se atingir uma determinada evaporação.

Correlacionando os dados do balanço hídrico com as características climáticas da região, pode-se determinar quais as componentes que influenciam e que regem o fenômeno de evaporação natural “acelerada” através do uso de painéis de evaporação.

O monitoramento do piloto é feito diariamente, exceto aos finais de semana e feriados, e consiste em realizar as leituras do hidrômetro, Tanque Classe A e da precipitação no período. Após a coleta de dados os mesmos são trabalhados em planilha Excel para realizar o balanço hídrico do sistema.

4.3.1 Evaporação Natural Ambiente

A evaporação natural de superfícies livres é medida através de evaporímetros. Dentre os diversos evaporímetros existentes, o mais difundido no ocidente e adotado no Brasil é o Tanque Classe A (*Class A Pan*) do *U.S. Weather Bureau*.

O Tanque Classe A é um tanque circular em aço galvanizado ou metal equivalente com 120,7 cm de diâmetro e 25,5 cm de altura. O tanque deve ser posicionado sobre um estrado de madeira a 15 cm do solo (Figura 9). Na parede interna do tanque evaporimétrico existem 2 linhas de referência pintada, indicando os limites superior (5 cm da borda) e inferior (7,5 cm da borda), em que deve ser mantido o nível de água (VAREJÃO-SILVA, 2001).



Figura 9 Evaporímetro Tanque Classe A utilizado para medir a evaporação natural ambiente

Assim, enche-se o tanque com água e o nível do líquido no tanque é medido através de um parafuso micrométrico que se encontra dentro de um poço tranqüilizador, cuja função é evitar que eventuais turbulências no tanque interfiram na leitura.

A evaporação do tanque foi calculada através da equação:

$$Eca = (h_o - h) + P$$

Onde:

Eca = evaporação do Tanque Classe A [mm]

h_o = leitura inicial (dia anterior) do nível d'água no tanque [mm]

h = leitura final do nível d'água no tanque [mm]

P = precipitação no intervalo entre as leituras [mm]

O monitoramento da evaporação natural no Tanque Classe A foi realizado paralelamente ao monitoramento do experimento piloto, sendo que os resultados tidos como irregulares foram descartados. As medições foram executadas todos os dias da semana, exceto fins de semana e feriados. Os dados relativos à precipitação foram fornecidos por 3 estações meteorológicas distintas pois nenhuma delas operou durante todo o intervalo analisado, conforme descrito no item 4.2.

No presente estudo, a função da evaporação do Tanque Classe A (*Eca*) é permitir, através de extrapolação, que se estime a evaporação natural da lâmina de líquido no tanque do experimento piloto cuja área é 9 m^2 . Dessa forma atribui-se um valor de evaporação natural à lâmina d'água do tanque, sem a influência dos demais componentes do piloto (aspersores e placa de evaporação). Assim, é possível estabelecer a contribuição efetiva do painel de evaporação ao sistema. Por exemplo, se a evaporação total do piloto, em um determinado intervalo de tempo, for igual à evaporação natural ambiente pode-se dizer que a presença do painel pouco contribui para a evaporação.

A *Eca*, quando utilizada para estimar a evaporação de superfícies líquidas extensas expostas livremente às condições ambientais, tais como lagos e lagoas, deve ser multiplicada por um coeficiente do tanque (*kp*), cujo valor, tabelado, varia de 0,35 a 0,85, em função da velocidade do vento, da umidade relativa e do tipo de superfície que abriga o tanque (grama ou solo nu). Essa correção se torna necessária pois o tanque, baseado em suas características, tende a superestimar a evaporação natural ambiente.

No caso específico, por se tratar de uma área pequena (9 m^2) quando comparada às superfícies de lagos ou lagoas, e dois líquidos distintos (água no Tanque Classe A e lixiviado no tanque de evaporação) optou-se por monitorar diretamente a evaporação natural em ambos os tanques, verificando assim a correlação entre elas.

4.3.2 Estudo entre a Evaporação Natural de Água e a Evaporação Natural de Lixiviados

Conforme detalhado anteriormente, utiliza-se o Tanque Classe A para medir a evaporação natural da água no ambiente. Para verificar a existência de diferença na taxa de evaporação natural entre a água e o lixiviado de aterro sanitário, realizou-se inicialmente um experimento simples onde 2 provetas graduadas de igual volume, uma contendo água e a outra lixiviado, foram colocadas, durante um determinado intervalo

de tempo, no mesmo local, sob as influências das mesmas condições meteorológicas. Diariamente, em bateladas semanais, foram realizadas as leituras dos níveis dos líquidos nas provetas.

Através desta análise foi possível verificar que, ao final de cada semana, a proveta contendo lixiviado de aterro sanitário apresentava uma leitura inferior àquele contendo água (cerca de 50%). Assim, tendo a informação de que os líquidos não possuem a mesma taxa de evaporação, durante o mês de outubro e novembro de 2008 estudou-se, com o grupo de aspersores desligado, a evaporação natural no Tanque Classe A e no tanque do experimento piloto. Este estudo teve como finalidade verificar a relação entre a evaporação natural dos dois líquidos nos dois sistemas.

O balanço hídrico para calcular a evaporação no sistema foi realizado como descrito no item 4.3.1, ou seja, a diferença entre duas leituras somada à precipitação no período. Foi possível realizar este procedimento no tanque de evaporação pois instalou-se, dia 20 de agosto de 2008, uma régua graduada em inox na parede do mesmo com a finalidade de verificar o nível do líquido ali contido (Figura 10).



Figura 10 Régua graduada no tanque de evaporação do experimento piloto

4.4 Testes Hidráulicos Preliminares no Sistema

A partida do piloto para os primeiros testes hidráulicos se deu em 28 de dezembro de 2007. Durante os 3 primeiros meses foram realizadas as devidas adaptações do piloto, com o objetivo de otimizar o sistema de tratamento e os componentes a ele relacionados. O piloto operou, durante esta fase, exclusivamente com água.

Inicialmente o painel de evaporação, como citado anteriormente, era composto unicamente pelo enchimento de contato, com uma área específica de $42 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Após pouco mais de 2 meses de testes com o painel em seu estado original, em 03 de março de 2008 adicionou-se, conforme descrito no item 4.1.2, a tela ao enchimento de contato, aumentando assim a área específica do painel de evaporação de 42 para $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$. A tela foi entrelaçada aos blocos de enchimento de contato, cobrindo toda a superfície exposta dos mesmos. (Figura 11 e Figura 12).



Figura 11 Tela utilizada para elevar a superfície específica do painel de evaporação



Figura 12 Colocação da tela no painel de evaporação

Da mesma forma, a partida do sistema se deu utilizando 10 esguichos de mangueira para aspergir o líquido no painel. Contudo, esse modelo de esguicho emana gotículas pequenas e observou-se, durante o monitoramento diário do piloto, que em dias com elevada atividade eólica ocorria a dispersão de água para as áreas adjacentes à instalação.

Os aspersores, no caso proposto, têm por objetivo molhar o painel e não dispersar o líquido no ambiente portanto decidiu-se pela substituição destes por aspersores com formação de gotas maiores.

Em 29 de fevereiro de 2008, decorrido cerca de 2 meses desde a partida do piloto, foi efetuada a troca dos aspersores. Primeiramente instalou-se, na parte superior do painel, 2 esguichos com distribuição de água bi-direcional (marca Annemos[®]). Estes esguichos apresentaram um

desempenho pouco satisfatório, pois molhavam principalmente a metade superior do painel. Entretanto, ao instalar outros 2 esguichos intermediários, a potência da bomba não era suficiente para que o líquido atingisse os 4 aspersores.

Assim, buscando aperfeiçoar ainda mais esta variável, instalou-se 4 aspersores rotativos de fluxo tri-direcional, 2 na parte superior do painel e 2 intermediários. Observou-se que tal posicionamento dos aspersores se mostrou suficiente para molhar toda a superfície do painel, fator favorecido pela inclinação em 60° da placa. Estes esguichos são do tipo *sprinkler* de jardim, facilmente encontrados em casas de materiais de construção.

Sucessivamente, durante o monitoramento do sistema, o tipo e posicionamento dos novos aspersores se mostraram satisfatórios, tendo resolvido a problemática da dispersão de líquido observada anteriormente, ainda que molhando todo o painel de evaporação.

Semanalmente realizou-se a limpeza do filtro e dos aspersores, bem como a retirada de folhas ou outros materiais que pudessem colmatar o painel evaporativo ou comprometer outros componentes do sistema.

Inicialmente o piloto operou com um timer, de modo a molhar o painel de forma intermitente, de forma análoga ao que ocorreu nos estudos de Duarte e Neto (1996) e Bondon *et al.* (1994). Foram testados diversos intervalos de tempo e o intervalo mínimo que com o qual se conseguiu trabalhar foi de 1,5 min. Tendo em vista que os demais estudos trabalharam com intervalos de 30 s e que as torres atmosféricas trabalham de forma contínua, escolheu-se, no presente estudo, trabalhar sem fluxo intermitente.

4.5 Aquisição de Dados Meteorológicos

Para verificar a representatividade da chuva detectada pela estação meteorológica do INMET, a 10 km de distância do local do experimento piloto, realizou-se uma análise comparativa de dados diários de 5 meses de medições concomitantes (dezembro 2007 a abril 2008), entre os dados pluviométricos do INMET e do LabEEE (Figura 13).

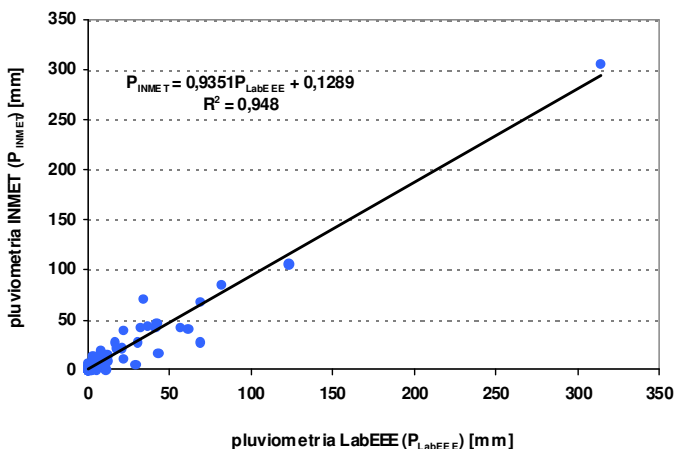


Figura 13 Relação entre as chuvas medidas pelas estações meteorológicas do INMET e do LabEEE

A equação de regressão linear entre os parâmetros ($P_{INMET} = 0,9351 P_{LabEEE} + 0,1289$) indica que os dados se aproximam consideravelmente, numa relação quase de equivalência. O valor de R^2 próximo de 1 confirma uma forte relação entre as duas variáveis. Por exemplo, segundo a equação de regressão obtida, uma chuva de 1 mm registrada pela estação do LabEEE equivale a uma chuva de 1,06 mm na estação do INMET. Tendo em vista que a distância entre as estações é de aproximadamente 9 km, é coerente que haja alguma variação entre os dados registrados.

Assumiu-se, assim, para os fins deste estudo, que a chuva registrada pelo INMET é equivalente à chuva da região onde está inserido o experimento, ainda que a 10 km de distância, portanto os dados serão adotados sem a aplicação de fatores de correção.

Os dados de chuva registrados pela estação meteorológica do LARESO, por sua vez, precisaram ser corrigidos, não em função da distância entre a estação e o experimento, mas em função do erro atribuído ao tipo de pluviômetro. Tal constatação deriva do estudo realizado por Braga *et al.* (2007) onde avaliaram o desempenho de diversos pluviômetros de báscula, entre eles os da marca Davis. Simulando eventos pluviométricos de alta precisão, verificaram que os registros no pluviômetro de marca Davis subestimam as medições em grandes proporções. Observaram também que o erro aumenta à medida que a intensidade do evento de chuva aumenta.

Sendo assim, com base nos erros registrados no estudo de Braga *et al.* (2007), realizou-se um gráfico de dispersão (Figura 14), culminando em uma equação de regressão linear para estimar o erro e, sucessivamente, corrigir os dados de chuva registrados pela estação meteorológica do LARESO.

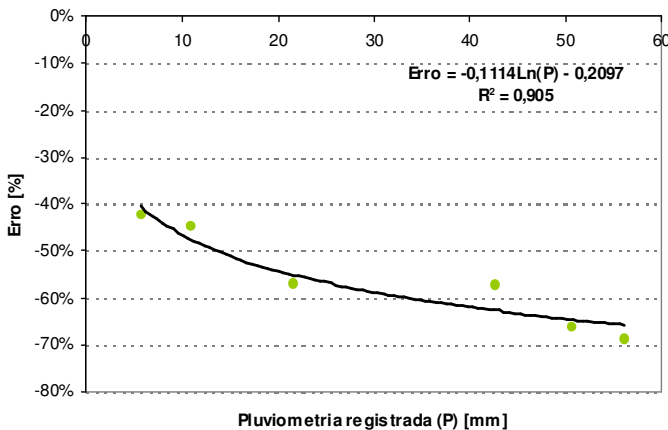


Figura 14 Relação do erro atribuído em função da chuva registrada nas estações meteorológicas Davis®

Com a equação de regressão obtida ($Erro = -0,1114 \ln(P) - 0,2097$) foi possível calcular o erro atribuído a cada medição registrada. A partir da equação para o cálculo do erro isolou-se a variável desejada (P_{correto}) e calculou-se o valor de chuva corrigido:

$$E = \frac{P_{\text{registrado}} - P_{\text{correto}}}{P_{\text{correto}}} \quad \therefore \quad P_{\text{correto}} = \frac{P_{\text{registrado}}}{(1 + E)}$$

Onde:

P_{correto} = valor de chuva corrigido [mm]

E = erro calculado

$P_{\text{registrado}}$ = valor de chuva registrado [mm]

A equação acima foi aplicada em toda a série de chuva registrada pela estação meteorológica do LARESO, a partir de sua instalação, em 07 de agosto de 2008. A correção foi realizada nos dados de chuva registrados a cada 5 minutos.

4.6 Caracterização dos Lixiviados

A cada novo carregamento de efluente (3 no total) foram coletadas e analisadas amostras de lixiviado bruto. Periodicamente foram realizadas análises do lixiviado armazenado pois, devido ao tempo decorrido entre os carregamentos (até 4 meses), o efluente sofreu processo de decomposição. O lixiviado bruto foi coletado no reservatório de 5.000 L antes de ingressar no sistema de evaporação.

Adicionalmente, com periodicidade variável, foram realizadas análises do concentrado presente no tanque de evaporação.

O protocolo analítico de cada uma das análises é descrito na Tabela 4.

Tabela 4 Protocolo analítico adotado

Parâmetro	Método
pH	
Temperatura [°C]	
Oxigênio dissolvido [mg/L]	Sonda multiparâmetros (YSI)
Potencial redox [mV]	
Condutividade [μ S/cm]	
Cor [UC]	Método Colorimétrico
Turbidez [NTU]	Método Nefelométrico
DQO _{filtrada} [mg/L]	Colorimétrico - Refluxo Fechado
DQO _{total} [mg/L]	Colorimétrico - Refluxo Fechado
DBO ₅ [mg/L]	Manométrico HACH
Sólidos suspensos totais [mg/L]	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 μ m
Sólidos totais [mg/L]	
Sólidos fixos [mg/L]	Gravimétrico
Sólidos voláteis [mg/L]	
Amônia [mg/L]	Destilação Kjeldahl
Nitrogênio total Kjeldhal [mg/L]	Destilação Kjeldhal

As análises foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente - LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental na UFSC, e a execução das mesmas contou com o apoio dos técnicos do laboratório.

4.7 Análise Ambiental do Sistema

O objetivo principal do presente trabalho foi estudar a eficiência do fenômeno de evaporação natural com painéis para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Contudo, buscou-se conhecer, através de uma breve análise ambiental, a interação do sistema de evaporação de lixiviados de aterro sanitário com o ambiente onde o mesmo está inserido.

Tendo em vista a presença de um grupo de aspersores que pulveriza o lixiviado no painel, pode haver dispersão do efluente no ambiente circunstante e conhecer esse impacto, ainda que de forma preliminar, auxilia na tomada de decisão quanto ao uso deste tipo de tratamento.

Os estudos de realizados no ambiente circunstante ao experimento piloto foram a análise dos compostos orgânicos voláteis no ar, a análise microbiológica por deposição passiva e a análise olfatométrica. Da mesma forma, estudou-se os efeitos de toxicidade aguda dos líquidos tanto na forma bruta (lixiviados) quanto na forma concentrada.

Os monitoramentos acima citados foram, em grande parte, realizados com a colaboração de alunos no âmbito de um Trabalho de Conclusão de Disciplina de Controle de Poluição Atmosférica e de um Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, ambos realizados na UFSC. As análises realizadas são descritas a seguir:

4.7.1 Análise de Compostos Orgânicos Voláteis

Realizou-se o monitoramento para identificar a presença de compostos orgânicos voláteis (COV) no ambiente durante a operação do piloto. A metodologia utilizada realizou uma análise qualitativa das amostras, indicando os COV identificados nas mesmas.

A amostragem foi feita através de adsorção ativa, com 2 coletores (1 para cada cartucho) com bombas de vácuo posicionados a jusante do experimento em função do vento dominante no período (Figura 15). Os COV foram amostrados a 150 cm de altura, em 2 locais distintos na zona do experimento, em dias distintos. O Ponto 1 foi amostrado junto ao piloto experimental e, no momento da amostragem, o vento dominante era proveniente de sudoeste (SW). O Ponto 2, por sua vez, foi amostrado a 15 metros de distância do piloto e o vento dominante no momento era de sudeste (SE).



Figura 15 Coletores de adsorção ativa para análise dos compostos orgânicos voláteis

Realizou-se a coleta do ar em cartuchos de inox contendo os adsorventes Carbotrap[®] e Tenax[®]. Seguindo as orientações descritas por Schirmer (2004), durante a amostragem os bicos coletores foram direcionados na mesma direção e em sentido oposto ao vento no momento.

A Tabela 5 descreve as características das amostragens de compostos orgânicos voláteis nos dois pontos analisados.

Tabela 5 Especificações das amostragens de COV

Local de amostragem	Tempo de amostragem	Volume amostrado
Ponto 1 (anexo ao experimento)	30 min.	3000 mL
Ponto 2 (a 15 m do experimento)	30 min.	5535 mL

Após a adsorção os cartuchos foram encaminhados ao laboratório e inseridos em um dessorvedor térmico automático (DTA) onde ocorreu a dessorção dos COV em um fluxo de gás inerte (Hélio). O fluxo foi então conduzido à cromatografia gasosa onde ocorreu a separação dos compostos. Sucessivamente, os COV presentes foram identificados pelo espectrômetro de massa. Neste trabalho, foi utilizado um equipamento de dessorção térmica automática da marca Perkin Elmer, modelo TurboMatrix (Figura 16).

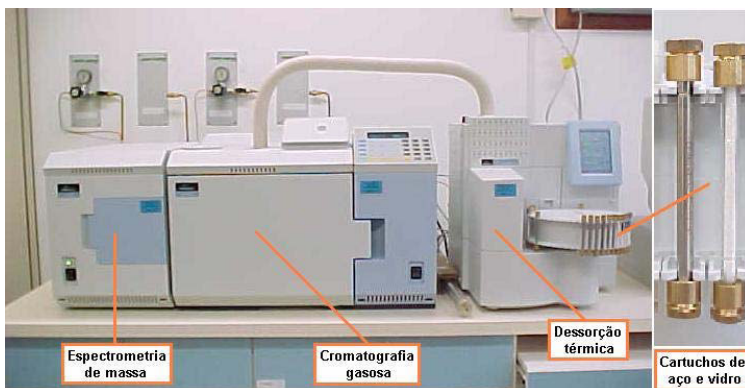


Figura 16 Equipamento de análise de compostos orgânicos voláteis: dessorção térmica automática, cromatografia gasosa e espectrometria de massa (no detalhe à direita, a ampliação dos cartuchos no carrossel do DTA) (Fonte: SCHIRMER, 2004)

O *software* do equipamento utilizado fornece como resultado (análise qualitativa) os compostos com maior probabilidade de estarem presentes na amostra, ou seja, fornece a probabilidade de o composto identificado ser de fato o composto amostrado/analísado. Seguindo o estudo de Schirmer (2004), foram considerados (como mais prováveis) apenas os compostos com probabilidade igual ou superior a 75,0% [abaixo deste valor, as chances de haver efeito do “tipo dobro” (2 compostos combinados) são maiores].

A combinação dessorção térmica, cromatografia gasosa e detecção por espectrometria de massas tem sido o método instrumental mais indicado nas análises de COV em se tratando de aplicações para o controle da poluição atmosférica (SCHIRMER, 2004).

O preparo dos cartuchos e as diretrizes para a realização da coleta, bem como a análise dos compostos orgânicos voláteis, foram realizados pelo Laboratório de Controle da Qualidade do Ar – LCQAr, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, que possui ampla experiência na metodologia empregada.

4.7.2 Análise da Dispersão de Microrganismos

A análise microbiológica foi realizada para mapear a presença e a dispersão de microrganismos no ambiente onde o piloto está inserido. A coleta foi realizada em meio de cultura sólido (TSA), em placas de Petri,

por deposição passiva (sedimentação). As placas foram posicionadas ao redor do piloto a diversas distâncias (Figura 17), de modo a mapear adequadamente o território, inclusive no terreno de uma creche localizada a aproximadamente 50 metros do experimento (ponto U).

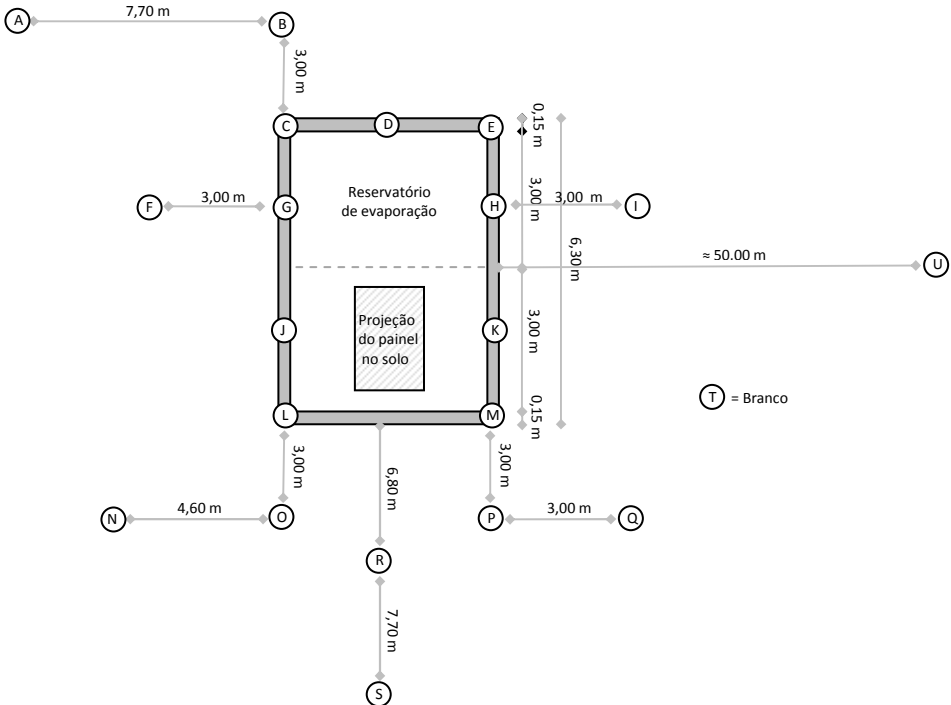


Figura 17 Esquema do posicionamento das placas para deposição passiva ao redor do experimento piloto

As 21 placas foram deixadas abertas ao ar livre durante 30 minutos e depois recolhidas, fechadas e incubadas em estufa a 35°C por 48 horas. Após esse intervalo realizou-se a contagem das unidades formadoras de colônias (UFC) que se desenvolveram nas placas. Como o objetivo era mapear a presença e dispersão de microrganismos no ambiente (análise quantitativa), não foi realizada, nessa etapa, a caracterização dos mesmos. O experimento foi realizado 2 vezes, em dois dias distintos de funcionamento do experimento.

A placa denominada “T” foi o branco, ou seja, esta não foi aberta em nenhum momento, porém foi incubada como as demais a 35°C por

48 horas. Realizou-se este procedimento para certificar se não houve contaminação durante o preparo do meio de cultura.

O preparo do meio de cultura, bem como a contagem e a visualização de alguns microrganismos, foram realizados no Laboratório de Ectomicorrizas, no Departamento de Microbiologia e Parasitologia da UFSC.

4.7.3 Análise Olfatométrica

A análise olfatométrica foi realizada para avaliar as emissões odorantes do experimento piloto. Por se tratar de um sistema composto por um grupo de aspersores, pode haver dispersão de líquido e, conseqüentemente, de odores no ambiente. A análise olfatométrica foi coordenada pelos técnicos do LCQAr, assim como as análises dos COV.

A coleta do ar foi realizada *in loco*, a jusante do experimento, em função do vento dominante no momento da amostragem. A amostragem foi realizada dia 23 de junho de 2008 e o vento dominante era de sudoeste (SW).

Para amostragem, utilizou-se uma bomba de pressão e sacos TEDLAR[®], específicos para este tipo de análise; o gás é succionado através da bomba e enviado diretamente ao saco coletor (VIEIRA, 2007). A coleta da amostra foi feita em duplicata, ou seja, foram coletados 2 sacos de amostra. A amostragem se deu à altura média de respiração, a 1,60 m (Figura 18).

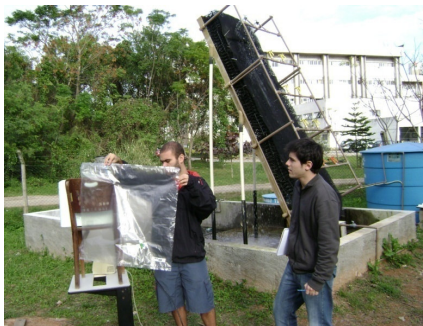


Figura 18 Coleta de amostra em saco TEDLAR[®] para análise das emissões odorantes do experimento piloto

Após a coleta, o saco TEDLAR[®] contendo a amostra foi encaminhado ao laboratório (LCQAr) para realização dos ensaios de

hedonicidade, caráter, intensidade e concentração odorante. Para a detecção do limite de percepção olfativo foi utilizado o olfatômetro de diluição dinâmica marca Odile versão 2000. Ao júri, composto por 6 pessoas, são apresentados três pontos de saída de ar, sendo que um apresenta o fluxo de odor diluído e os outros, o gás neutro. A localização do estímulo é aleatoriamente distribuída em um dos tubos e cada membro do júri deve indicar em qual dos tubos percebe o odor (Figura 19).



Figura 19 Júri olfatométrico durante a análise das emissões odorantes do experimento piloto

A cada votação, o software acoplado ao equipamento calcula a nova diluição na amostra em função das respostas dos jurados. A avaliação terminará quando todos os jurados acertarem a saída da amostra diluída por 2 vezes. Com todas as respostas dos jurados, é calculado o K50, isto é, a diluição que prevê que 50% dos jurados sentem o odor (CARMO JUNIOR, 2005).

A partir das respostas obtidas o LACQAr realizou o cálculo da concentração odorante do ar amostrado através do protocolo definido pela norma ASTM-E679-91, que se baseia na estimação dos limites de percepção individuais de cada jurado e calcula a média logarítmica dos limites pessoais estimados (EZ50p) para calcular o valor do limite de percepção do júri (EZ50) (ODILE, 2003).

4.7.4 Testes Toxicológicos

O teste de toxicidade aquática utilizado foi aquele de toxicidade aguda pois fornece a toxicidade relativa de uma amostra sobre um organismo aquático selecionado, exposto a várias concentrações desta

amostra, em um curto período de tempo. O tempo de exposição geralmente compreende 24-48h. Os efeitos avaliados são mortalidade, no caso de peixes; imobilidade, no caso de invertebrados; e crescimento, no caso de algas. O resultado é expresso em Concentração Efetiva Mediana – CE(50), ou seja, a concentração na qual 50% da população exposta sobrevive à amostra à qual foi exposta no período de tempo determinado (BRENTANO, 2006).

Os testes de toxicidade aguda foram realizados no Laboratório de Toxicologia – LABTOX, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, seguindo a NBR 12.713 (ABNT, 2003). Dentre as espécies aptas a serem utilizadas como organismos-teste, na presente pesquisa utilizou-se o microcrustáceo *Daphnia magna*. As amostras coletadas foram testadas expondo neonatos de *Daphnia magna*, de 2 a 26 horas de idade, em diluições da amostra, por um período de 48 horas.

Para cada teste coletou-se 500 ml de lixiviado bruto e de concentrado no tanque de evaporação. A partir de cada amostra foram preparadas 5 diluições (solução-teste) e um controle. As diluições foram preparadas com precisão volumétrica, em progressão geométrica de razão 2.

No controle e como diluente foi usada água de diluição, também chamada meio ISO, descrito na norma ISO 6341. Após o preparo, a água de diluição era aerada por, pelo menos, 12 horas para solubilização total dos sais, saturação do oxigênio dissolvido e estabilização do pH. Registravam-se os valores de oxigênio dissolvido, pH e dureza total antes da utilização da água de diluição (BRENTANO, 2006).

Tanto os organismos-teste (filhotes de *Daphnia magna*) como a água de diluição utilizados nos testes foram cultivados e preparados pelo LABTOX. Os ensaios de toxicidade aguda realizados no presente trabalho consistem apenas na montagem dos testes e na leitura dos mesmos no período determinado.

Efetuiu-se a medição do pH da amostra bruta, antes da diluição. Cada diluição foi realizada em duplicata em recipientes contendo aproximadamente 25 mL de solução-teste. Foram testados 20 organismos por diluição, 10 em cada recipiente, conforme ilustrado na Figura 20.



Figura 20 Esquema do teste de toxicidade aguda com *Daphnia magna* (Fonte: Brentano, 2006)

A Figura 21 representa as diversas diluições de lixiviado (bruto e concentrado) em um dos testes de toxicidade aguda montado para a realização do presente estudo.



Figura 21 Teste de toxicidade aguda de lixiviados montado (Foto: Castro Jorge, 2008)

Os organismos-teste foram adicionados aos béqueres, fazendo-se a distribuição sempre da menor para a maior concentração do agente tóxico, iniciando pelo controle. As bandejas contendo os recipientes com os testes foram cobertas impedindo a entrada de luz e colocadas na germinadora de teste, de modo que os recipientes fossem mantidos a uma temperatura entre 18°C e 22°C, sem alimentação ou iluminação.

Realizou-se a contagem de organismos imóveis em cada recipiente 24 e 48 horas após o início do teste. Após o tempo de prova (48 horas) observou-se o número de indivíduos imóveis por concentração e a partir destes dados, calculou-se a porcentagem de imobilidade por concentração. O resultado do teste é calculado pelo LABTOX e expresso em Concentração Efetiva Mediana - CE(50) 48h, que corresponde à concentração da amostra que causa efeito agudo a 50% dos organismos expostos em 48 horas, nas condições de teste.

A partir do número de organismos imóveis, a CE(50) 48h foi calculada pelo LABTOX utilizando os métodos estatísticos *Probit Method* (WEBER, 1993 *apud* BRENTADO, 2006), para dados paramétricos, e *Trimmed Spearman-Kärber Method* (HAMILTON *et al.*, 1977 *apud* BRENTANO, 2006) para aqueles não paramétricos.

Da mesma forma, a partir da contagem de organismos imóveis em cada concentração do teste é possível determinar o Fator de Diluição (FD) da amostra, que representa a primeira de uma série de diluições de uma amostra na qual não mais se observa efeitos tóxicos agudos aos organismos-teste (nenhum organismo imóvel).

¹² WEBER, C. I. **Method for measuring the acute toxicity of effluents and receiving water to freshwater and marine organisms**. Cincinnati, Ohio: EPA, 1993. 253p.

¹³ HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. **Trimmed Spearman-Kärber method for calculation of EC50 and LC50 values in bioassays**. Burlington Research Inc. Fci. Tecnol. n. 11, v. 7, p. 114-119. 1977.

5 RESULTADOS

5.1 Estudo da Evaporação no Sistema

5.1.1 Relação entre a Evaporação Natural de Água e a Evaporação Natural de Lixiviados

As leituras iniciais e finais, após 5 dias, dos 3 experimentos preliminares, realizados para analisar a relação entre a evaporação de água e de lixiviados, estão descritas na Tabela 6. Os líquidos estavam contidos em recipientes iguais (provetas de 1500, 1000 e 100 mL).

Tabela 6 Valores de evaporação natural de água e lixiviado a partir de recipientes iguais

data início	Exp. 1	Exp. 2	Exp. 3
	28/11/2007	28/11/2007	16/06/2008
volume inicial [mL]	1500	1000	100
volume final água [mL]	1110	920	97
volume final lixiviado [mL]	920	870	94
evaporação água [%]	26	8	3
evaporação lixiviado [%]	39	13	6

Os resultados contidos na Tabela 6 indicam, ainda que de forma incipiente, que o lixiviado de aterro possui uma taxa de evaporação cerca de 50% superior àquela da água, provavelmente devido à sua coloração escura, o que pode indicar um albedo menor do que aquele da água.

O albedo é definido como a razão entre a quantidade de radiação refletida e a quantidade de radiação recebida pelo corpo. Assim, quanto menor o albedo maior a radiação absorvida pelo líquido (UNB, 2008)

Outro aspecto que pode ser relevante é caso se verifique diferença no calor latente dos dois líquidos. O calor latente representa a quantidade de calor que uma unidade de massa de determinada substância deve receber para que ocorra mudança em seu estado físico.

Como descrito anteriormente durante os meses de outubro e novembro de 2008, com o experimento desligado, estudou-se a evaporação natural do lixiviado no reservatório de evaporação e da água no Tanque Classe A.

Ao longo dos dois meses várias leituras foram perdidas pois ocorreu transbordamento do Tanque Classe A devido aos intensos eventos de chuva registrados no período. A Figura 22 ilustra a relação

entre as leituras registradas nos dois sistemas. Para trabalhar melhor os dados disponíveis, isolaram-se da Figura 22 as leituras realizadas em dias em que não ocorreu evento de chuva (Figura 23), onde consequentemente, as condições climáticas eram mais favoráveis ao fenômeno evaporativo (menor umidade relativa, maior radiação solar, etc.).

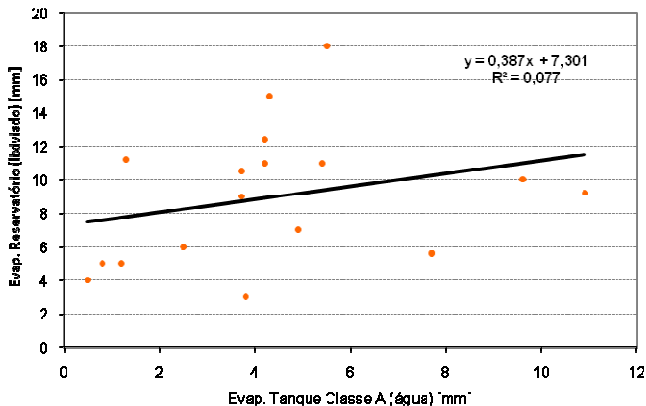


Figura 22 Relação entre as leituras de evaporação do Tanque Classe A com água e do reservatório de evaporação contendo lixiviado

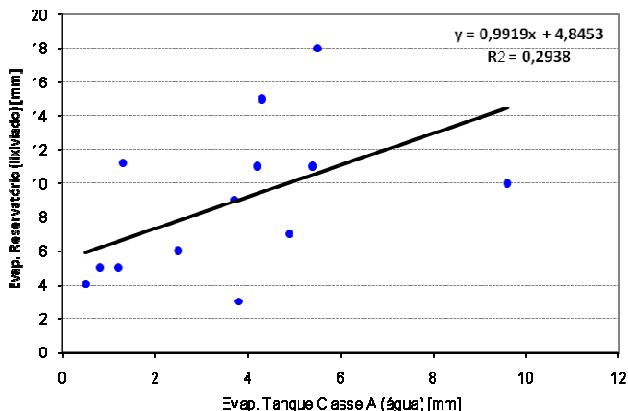


Figura 23 Relação entre as leituras de evaporação do Tanque Classe A com água e do reservatório de evaporação contendo lixiviado em dias sem evento de chuva

Analisando a Figura 22 percebe-se a elevada dispersão dos valores registrados, indicando a pouca relação entre os dados, confirmado também pelo baixo valor de R^2 (próximo de zero).

As maiores variações entre os valores de evaporação do Tanque Classe A e o reservatório com lixiviado são observadas nos dias com maior radiação solar, influenciados também, em menores proporções, pela velocidade do vento e temperatura.

Assim, observa-se através da Figura 23, que a dispersão dos pontos diminui em dias sem chuva, o que indica uma maior correlação entre as leituras do Tanque Classe A e o reservatório contendo lixiviado. O valor de R^2 confirma a ligeira melhora na correlação quando comparado ao R^2 da Figura 22. A equação de regressão linear entre os 2 parâmetros ($y = 0,9919x + 4,853$) indica que, hipoteticamente, tomando como exemplo uma evaporação de 10 mm no Tanque Classe A, a evaporação de lixiviados do reservatório de evaporação será 14,8 mm. Ainda segundo esta equação, a diferença tende a diminuir com o aumento da evaporação.

Tendo em vista os valores observados e a dificuldade, talvez pela pouca quantidade de dados, de atribuir um fator de correlação entre as variáveis, adotou-se, no presente estudo, a relação de 1:1 entre a evaporação do Tanque Classe A com água e aquela do reservatório com lixiviado. Tal suposição se justifica ainda tendo em vista que, segundo as investigações preliminares, o lixiviado evapora mais do que a água, porém o Tanque Classe A superestima a evaporação quando comparado a outras estruturas.

5.1.2 Análise da Evaporação no Experimento Piloto

Na Tabela 7 estão apresentadas as evaporações mensais ocorridas no sistema de janeiro a setembro de 2008, período de monitoramento do experimento piloto. Detalham-se a evaporação natural e a do painel, bem como a contribuição de cada uma delas à evaporação total.

Tabela 7 Resultados da evaporação no sistema piloto

Data	Dias de operação	Precipitação [mm]	Evaporação Natural ($E_{NAT.}$) [mm]	Evaporação Painei ($E_{PAL.}$) [mm]	Evaporação Total [mm]	Contribuição	
						$E_{NAT.}$ [%]	$E_{PAL.}$ [%]
Jan. 2008	30	147,0	78,9	955,5	1034,3	8	92
Fev. 2008	22	88,4	61,1	210,2	271,3	23	77
Mar. 2008	26	128,5	71,3	228,5	299,8	24	76
Abr. 2008	30	67,7	64,1	231,3	295,4	22	78
Mai. 2008	31	8,8	73,1	83,8	156,9	47	53
Jun. 2008	30	88,8	59,9	129,8	189,7	32	68
Jul. 2008	31	12,2	62,7	209,5	272,2	23	77
Ago. 2008	31	64,0	56,8	173,6	230,4	25	75
Set. 2008	26	149,2	56,3	370,7	427,0	13	87
Total	257	754,5	584,2	2593,0	3177,2	18	82

Através dos resultados obtidos, observa-se que a evaporação no período de experimentação foi de 3177,2 mm, o que equivale a um rendimento médio de 12,4 mm/dia. A maior evaporação no sistema ocorreu em janeiro, 33% do total, com um rendimento médio de 34,5 mm/dia, enquanto o mês de maio registrou a menor taxa de evaporação, 5,1 mm/dia.

Como explanado no item 4.4, durante os meses de janeiro e fevereiro o experimento operou com esguichos que emanavam gotículas muito pequenas, com conseqüente dispersão de líquido no ambiente. Durante o mês de janeiro a velocidade do vento foi superior àquela registrada no mês de fevereiro (Figura 29)), assim é possível que, naquele mês, uma parte do líquido tenha sido eliminado por dispersão e não por evaporação. Após esse período o problema foi solucionado através da troca de aspersores.

A precipitação corresponde àquela contabilizada no balanço hídrico do sistema e não representa necessariamente a precipitação total no mês. Como descrito no item 4.1.1, o reservatório de evaporação possui uma descarga de emergência ligada diretamente à rede de esgotos municipal. Assim, em alguns episódios de chuvas intensas houve

descarte da água de chuva em excesso, sendo o mesmo descontado do balanço hídrico do experimento.

Quando se considera a evaporação acumulada no período, 82% da evaporação obtida é atribuída à presença do painel no sistema. Entretanto, percebe-se que a distribuição entre a evaporação natural e aquela do painel não é uniforme ao longo do ano. Nos meses mais quentes, onde a temperatura do ar e a radiação solar são maiores, o painel contribui de forma mais efetiva à evaporação no sistema, enquanto nos meses com as características climáticas mais desfavoráveis, o painel tem rendimento similar à evaporação natural no sistema, como pode ser observado no mês de maio. As figuras a seguir (Figura 24 e Figura 25) ilustram esta tendência.

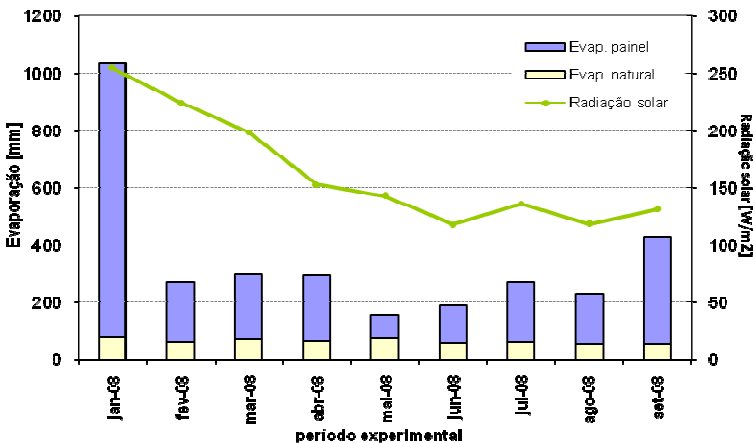


Figura 24 Evaporação mensal acumulada e radiação solar média mensal no período

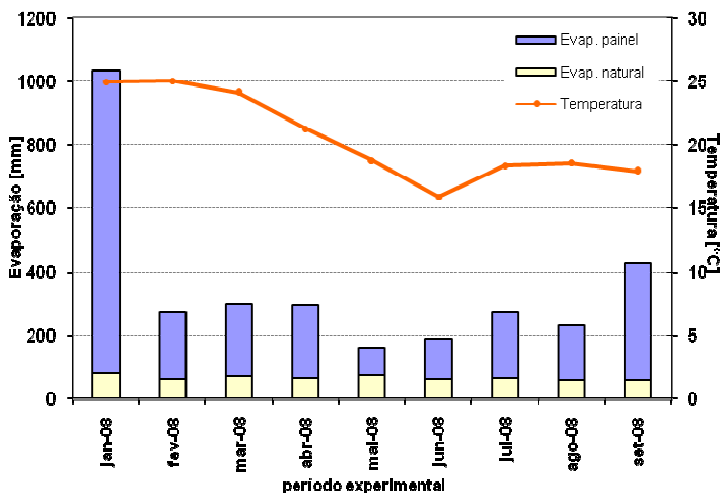
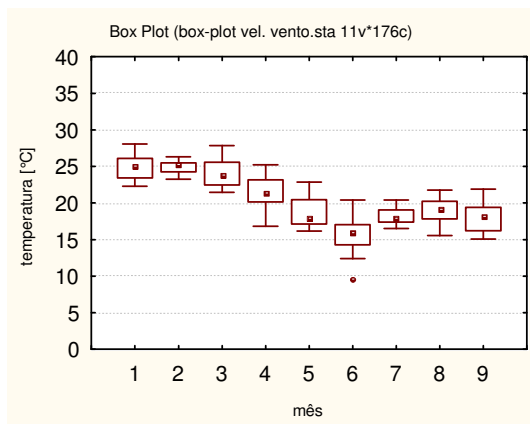


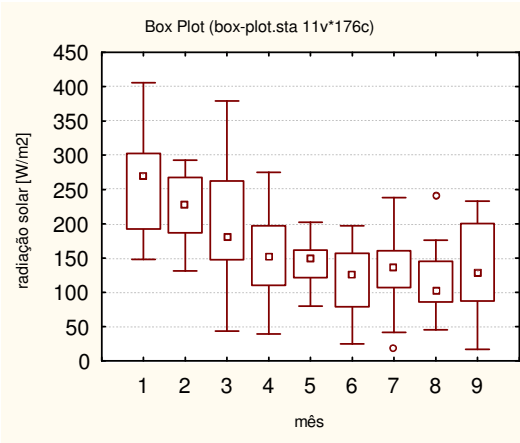
Figura 25 Evaporação mensal acumulada e temperatura média mensal no período

As características climáticas médias em Florianópolis, no período de 28/12/2007 a 30/09/2008, são apresentadas sob a forma de gráficos *box-plot* a seguir:



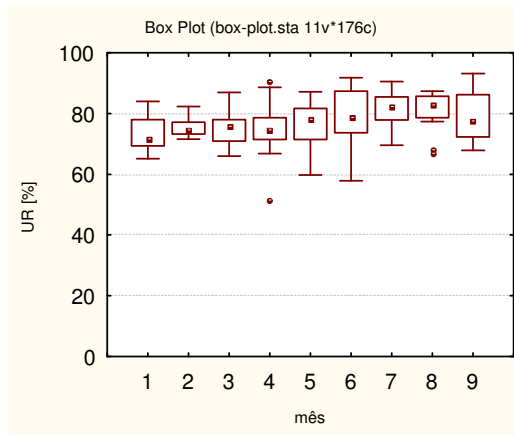
Median 25%-75% I Non-Outlier Range O Outliers

Figura 26 Temperatura [°C]



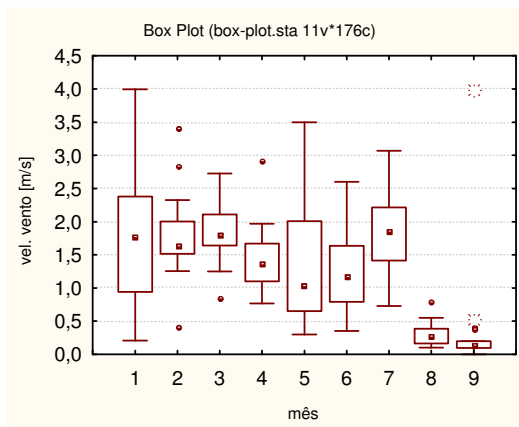
Median 25%-75% Non-Outlier Range Outliers

Figura 27 Radiação solar [W/m²]



Median 25%-75% Non-Outlier Range Outliers

Figura 28 Umidade relativa do ar [%]



Median 25%-75% Non-Outlier Range Outliers

Figura 29 Velocidade do vento [m/s]

Como descrito anteriormente (item 4.2), a aquisição de dados a partir de 3 estações meteorológicas distintas pode atribuir valores ligeiramente distintos à série de dados. Esta diferença se torna clara quando se observa o gráfico *box-plot* da velocidade do vento.

A estação do LARESO (dados de 08 de agosto a 30 de setembro de 2008) está localizada na área de experimentação do Departamento e a presença de diversas barreiras naturais e arquitetônicas circunstantes (árvores, prédios, etc.) prejudica consideravelmente a medição adequada desta componente (meses 8 e 9 na Figura 29). Entretanto, por se localizar adjacente ao experimento em estudo, esta estação meteorológica reproduz as características climáticas que nele atuam.

Os dados de velocidade de vento das estações meteorológicas do INMET e do LabEEE foram coletados a 10 m de altura enquanto aqueles do LARESO foram coletados a 2 m. Optou-se por não transformar estes dados e corrigi-los para 10 m pois representam a incidência de vento real que ocorre na placa, tendo em vista que a mesma possui uma altura de 3,5 m.

A Tabela 8 apresenta mensalmente a evaporação total e a chuva captada no sistema, em termos de volume, bem como as características climáticas médias mensais.

Tabela 8 Evaporação no sistema piloto e características climáticas médias no período

Data	Precipitação [m ³]	Volume lixiviados [m ³]	Evaporação		Temperatura [°C]	Umidade Relativa [%]	Radiação Solar [W/m ² .dia]	Vel. Vento [m/s]
			Total	[m ³]				
Jan. 2008	2,65	6,66	9,31		25,0	73	254	1,77
Fev. 2008	1,59	0,85	2,44		25,0	75	224	1,89
Mar. 2008	2,31	0,39	2,70		24,1	75	198	1,81
Abr. 2008	1,22	1,44	2,66		21,3	74	152	1,52
Mai. 2008	0,16	1,25	1,41		18,8	77	143	1,20
Jun. 2008	1,60	0,11	1,71		15,9	78	118	1,24
Jul. 2008	0,22	2,23	2,45		18,4	81	136	1,79
Ago. 2008	1,15	0,92	2,07		18,6	80	118	0,87*
Set. 2008	2,69	1,16	3,84		17,9	79	131	0,35*
Total	13,58	15,01	28,59		-	-	-	-

Legenda: (*) velocidade do vento medida *in loco*, através da estação meteorológica do LARESO (ver **Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

O mês de janeiro se destaca dos demais, com um elevado volume evaporado (9,31 m³). Como explanado no item 4.4, o primeiro modelo de aspersor utilizado emanava gotas muito pequenas e, com o vento, ocorria dispersão de líquido (na época água) no ambiente. A velocidade do vento em janeiro foi superior aos demais meses, com médias diárias de até 4 m/s, o que pode ter favorecido esta dispersão.

Neste mesmo mês, o volume de chuva captado no sistema foi um dos mais elevados do ano (2,65 m³). Observou-se que, diferentemente do que ocorreu nos demais meses com chuvas elevadas, no mês de janeiro a chuva em Florianópolis foi concentrada, ou seja, choveu intensamente durante pouco tempo. Nos demais dias do mês, as temperaturas elevadas e os ventos intensos favoreceram o fenômeno de evaporação.

Nos meses de fevereiro e março observam-se volumes de chuva menores, porém uma eliminação de efluente também pequena. Isso se dá pois, apesar das temperaturas elevadas, a chuva se distribuiu ao longo do período, ou seja, choveu pouco mas com mais frequência, o que aumenta a umidade relativa do ambiente elevando-a a um estado próximo à saturação e, conseqüentemente, diminui a capacidade de evaporação do meio.

Em setembro as chuvas mais intensas ocorreram na segunda quinzena do mês, no início do mês as temperaturas foram bastante

elevadas, com picos de até 30°C, o que favoreceu a evaporação de lixiviados.

Durante os 9 meses de monitoramento, a evaporação total do sistema foi de 28,59 m³, o que equivale a uma evaporação média de aproximadamente 111 L/dia, considerando os 257 dias de operação do experimento.

Do volume total evaporado, 15,01 m³ representam a efetiva eliminação de efluente, o restante (47%), devido à elevada pluviometria em Florianópolis no período, se refere à evaporação da chuva captada no sistema. Em termos de evaporação de lixiviado de aterro sanitário, o sistema apresentou um rendimento médio de aproximadamente 58 L/dia.

A fração da evaporação total atribuída ao painel no período foi de 23,34 m³. A partir da área do painel (3,5 m²), foi possível calcular o volume de evaporação diário por área de painel. Portanto, considerando o volume acumulado no período, tem-se uma evaporação diária média de aproximadamente 26 litros/m² de painel.

Assim, conhecendo-se o volume total a evaporar, bem como as características climáticas locais, é possível implementar um sistema de evaporação natural de efluentes através de painéis evaporativos. Segundo Bradfer (2006), em instalações em tamanho real, deve-se prever uma lagoa de emergência com capacidade de armazenar de 30 a 50% do volume de efluentes gerados anualmente, de modo a operar em segurança nos períodos do ano não favoráveis à evaporação natural. Bradfer (2006) cita também que, nesse tipo de sistema, a instalação dos painéis pode ser gradativa, ou seja, à medida que ocorre o aumento da produção de efluentes, agregam-se mais painéis à planta.

5.1.3 Análise Estatística

Através da análise estatística buscou-se obter uma correlação entre a evaporação no experimento piloto e as características climáticas da região onde o mesmo está inserido. Esta análise foi realizada, com o auxílio do software *Statistica 6.0*, para identificar quais componentes meteorológicas regem o fenômeno de evaporação utilizando os painéis evaporativos. Trabalhou-se a evaporação como variável dependente e as variáveis temperatura, velocidade do vento, umidade relativa e radiação solar como aquelas independentes. Como citado no item 4.2, a análise estatística foi realizada apenas com a série de janeiro a junho de 2008, pois os dados são provenientes de uma mesma estação meteorológica (LabEEE).

Buscou-se inicialmente uma correlação paramétrica das componentes (método de Pearson), pois esta indica a existência de relação linear entre as variáveis. Já as correlações não-paramétricas (métodos de Kendall Tau ou Spearman) indicam apenas a existência ou não de correlação entre elas.

Assim, para realizar os testes de correlação paramétrica, inicialmente verificou-se a existência de distribuição gaussiana (normal) dos dados, pois esta é uma das hipóteses distributivas de probabilidade empregada na inferência estatística. Realizou-se uma análise preliminar dos dados brutos, verificando a gaussianidade das variáveis (através de gráficos de distribuição normal, histogramas, *box plots* e tabelas de dados não-paramétricos). Às variáveis que recusaram a hipótese distributiva normal buscou-se a normalização através de transformações matemáticas (\ln , $1/x$, raiz quadrada, entre outras).

As variáveis temperatura, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento apresentaram modas múltiplas, o que indica que mais de um valor detém o maior número de observações, portanto separou-se a série de dados para realizar a análise com base nas estações sazonais ao longo do ano. Observou-se, mesmo após a análise sazonal, que não foi possível normalizar os dados, portanto recusou-se a hipótese de distribuição gaussiana dos mesmos.

Para trabalhar com os dados não normalizados partiu-se para a análise da correlação não-paramétrica das variáveis, através das correlações de Spearman e Kendall Tau. Avaliaram-se as variáveis significativas, e em que intensidade, para a evaporação natural e a evaporação do painel, e, finalmente, para evaporação total do sistema.

Segundo Crichton (2001), a correlação de Spearman é mais difundida pois é mais fácil de calcular do que aquela de Kendall Tau. No entanto, a principal vantagem em utilizar a correlação de Kendall Tau é que sua distribuição estatística possui propriedades mais precisas (CONOVER, 1980 *apud* CRICHTON, 2001).

Entretanto, ainda segundo Crichton (2001), em quase todas as situações os valores das correlações de Spearman e de Kendall Tau são semelhantes e levam às mesmas conclusões. Assim, no âmbito da presente análise estatística, os resultados de ambas as correlações foram analisados e os comportamentos similares entre as variáveis se confirmaram, portanto, foram adotadas como representativas as correlações de Kendall Tau.

A correlação varia sempre entre 1 e -1. Um valor próximo de zero indica que as duas variáveis não estão relacionadas enquanto valores próximos aos extremos (1 e -1) indicam forte relação entre elas. Da mesma forma, uma correlação positiva indica que as duas variáveis são diretamente proporcionais, enquanto que uma correlação negativa indica que se comportam de maneira oposta. O software *Statistica 6.0* evidencia (em vermelho) as correlações significativas entre as variáveis.

A evaporação natural medida no Tanque Classe A foi estudada com base nos valores diários consecutivos, ou seja, excluindo aqueles acumulados após períodos como finais de semana ou feriados. A Tabela 9 apresenta as correlações obtidas.

Tabela 9 Correlação não-paramétrica de Kendall Tau – Evaporação Tanque Classe A

Variável	Evap.Tq. Classe A [mm]	Rad. solar [W/m ²]	Temp. [°C]	UR [%]	Vel. vento [m/s]
Evap.Tq. Classe A [mm]	1,00	0,19	0,26	-0,18	0,44
Rad. solar [W/m ²]	0,19	1,00	0,53	-0,14	0,09
Temp. [°C]	0,26	0,53	1,00	-0,04	0,24
UR [%]	-0,18	-0,14	-0,04	1,00	-0,29
Vel. vento [m/s]	0,44	0,09	0,24	-0,29	1,00

A correlação de Kendall Tau indica que a velocidade do vento é a variável que mais se relaciona com a evaporação natural no Tanque Classe A (0,44), seguida, em menor intensidade, da temperatura (0,26) e da radiação solar (0,19). No entanto, sabe-se que a correlação entre a radiação solar e a temperatura é significativa (0,53), portanto existe uma relação direta entre as duas componentes no fenômeno de evaporação.

¹⁴ Conover, W. J. **Practical nonparametric statistics**. 2ª ed. New York: Wiley, 1980. 462p.

Além de se relacionar diretamente com a evaporação, a velocidade do vento possui uma correlação negativa com a umidade relativa (-0,29), indicando que essas variáveis são inversamente proporcionais. Esse comportamento é confirmado por Tucci (1993), que indica que o vento é responsável pela renovação do ar saturado acima da superfície evaporante.

Para analisar a correlação entre as variáveis climáticas e a evaporação no painel, trabalhou-se com os dados semanais, pois, diferente do que ocorre no Tanque Classe A, as medidas de evaporação no reservatório dependiam do deslocamento da bóia, resultando muitas vezes na soma de pequenas evaporações diárias até atingir o deslocamento máximo para então reabastecer o tanque, computando assim, para um único dia, as evaporações ocorridas nos dias anteriores.

A medição diária só foi possível a partir da instalação da régua na parede do reservatório de evaporação, que ocorreu em período posterior aos dados utilizados na análise estatística. Assim, trabalhou-se com os valores de evaporação do painel acumulados durante a semana e os valores médios semanais das variáveis climáticas. As correlações obtidas são representadas na Tabela 10.

Tabela 10 Correlação não-paramétrica de Kendall Tau – Evaporação no painel

Variável	Evap. painel [mm]	Rad. solar [W/m ²]	Temp. [°C]	UR [%]	Vel. vento [m/s]
Evap.painel [mm]	1,00	0,43	0,43	-0,18	0,46
Rad. solar [W/m ²]	0,43	1,00	0,73	-0,28	0,33
Temp. [°C]	0,43	0,73	1,00	-0,22	0,38
UR [%]	-0,18	-0,28	-0,22	1,00	-0,26
Vel. vento [m/s]	0,46	0,33	0,38	-0,26	1,00

Assim como a evaporação no Tanque Classe A, os parâmetros que regem a evaporação no painel são a velocidade do vento (0,46), a temperatura (0,43) e a radiação solar (0,43). As variáveis se relacionam com a evaporação no painel de maneira praticamente uniforme, com a velocidade do vento ligeiramente superior às demais. A maior correlação entre a radiação solar e a evaporação no painel, quando comparada àquela obtida para a evaporação no Tanque Classe A, pode derivar do fato que o lixiviado contido no sistema é mais escuro do que a água contida no Tanque Classe A, absorvendo assim mais energia para evaporação, conforme descrito anteriormente no item 5.1.1. Outro fator que pode influenciar a intensidade desta correlação é que o material que

constitui o painel é de cor preta, o que também gera uma maior absorção da radiação.

Realizou-se, de forma análoga à evaporação no painel, a análise da evaporação total no sistema, resultado da evaporação na lâmina d' água do reservatório e da evaporação no painel (Tabela 11).

Tabela 11 Correlação não-paramétrica de Kendall Tau – Evaporação total no sistema

Variável	Evap. painel [mm]	Rad. solar [W/m ²]	Temp. [°C]	UR [%]	Vel. vento [m/s]
Evap.painel [mm]	1,00	0,51	0,43	-0,22	0,46
Rad. solar [W/m ²]	0,51	1,00	0,73	-0,28	0,33
Temp. [°C]	0,43	0,73	1,00	-0,22	0,38
UR [%]	-0,22	-0,28	-0,22	1,00	-0,26
Vel. vento [m/s]	0,46	0,33	0,38	-0,26	1,00

As variáveis que regem os fenômenos anteriores regem, consequentemente, a evaporação total do sistema. No entanto, no caso da evaporação global, a radiação solar é a variável mais significativa, seguida da velocidade do vento e da temperatura. Como descrito anteriormente, a coloração do lixiviado pode ser responsável por esta relação.

Os resultados obtidos a partir desta análise estatística corroboram aqueles do estudo de Duarte e Neto (1994), onde a velocidade do vento foi identificada como a variável mais significativa ao processo de evaporação, seguida, em ordem de importância da umidade relativa do ar e pela sua temperatura.

A umidade relativa, no caso estudado, não se mostrou significativa ao fenômeno evaporativo, porém se relaciona indiretamente às demais variáveis que regem o processo. Na região onde está inserido o experimento, a umidade relativa é bastante elevada ao longo de todo ano, fator influenciado também pela maritimidade, com um valor médio anual de 80%, sendo ainda mais elevado no inverno (CECCA, 1997).

Assim, mesmo nos meses mais quentes, as médias diárias da umidade relativa do ar não apresentam uma grande variação, podendo chegar a valores próximos à saturação no período noturno. Talvez o parâmetro tenha se mostrado não significativo, pois sua variação foi menor, ao longo do período estudado, do que as demais variáveis computadas.

5.2 Monitoramento dos Lixiviados: Análise da Variação das Concentrações

Os resultados das análises de caracterização físico-química do lixiviado bruto estão descritos na Tabela 12. A análise de lixiviado bruto corresponde às 3 cargas de lixiviados recebidas durante o período de experimentação, bem como a análises intermediárias coletadas no tanque de armazenamento visando coincidir com as realizações dos testes de toxicidade.

Tabela 12 Caracterização do lixiviado bruto durante o período experimental

Parâmetro	Unidade	Data da amostra					
		10/04/08*	14/07/08	04/08/08	11/08/08	20/08/08*	04/09/08*
pH		8,89	9,48	9,77	9,52	9,16	9,22
Condutividade	µS/cm	10222	14388	13038	14019	24121	26172
Temperatura	°C	26,5	18,5	15,8	17,2	24,9	24,5
Potencial redox	mV	-288,0	-41,5	-21,8	-74,5	-131	-117
Oxigênio dissolvido	mg/L	0,31	2,06	0,47	0,66	0,71	0,91
Cor	UC	5792	-	-	-	6512	-
Turbidez	UT	453	-	-	-	394	-
DBO ₅	mg/L	1660	700	650	-**	-	-**
DQO _{Total}	mg/L	3760	3248	1212	2058	2338	2876
DQO _{Filtrada}	mg/L	2461	1978	691	1838	1730	1861
Amônia (NH ₃)	mg/L	1109	969	907	1669	-	1781
Nitrogênio Total de Kjeldhal (NTK)	mg/L	1406	-**	1137	2212	2178	2565
Sólidos totais	mg/L	7800	6600	6742	9256	9204	9936
Sólidos voláteis	mg/L	1872	1476	1392	1440	1420	1820
Sólidos fixos	mg/L	5928	5124	5350	7816	7784	8116
Sólidos suspensos	mg/L	450	370	290	540	1170	-**
DBO ₅ /DQO		0,44	0,21	0,53	-	-	-
DQO/DBO ₅		2,27	4,64	1,86	-	-	-

Legenda: (*) correspondem aos 3 carregamentos de lixiviados que abasteceram o piloto durante o estudo; (**) erro de análise, valor descartado; (-) parâmetro não analisado.

Os resultados obtidos a partir do monitoramento do lixiviado bruto corroboram aqueles indicados por outros autores em estudos com lixiviados de aterro sanitário (Qasim e Chiang, 1994; McBean, Rovers e Farquhar, 1995; Bidone e Povinelli, 1999), apresentando valores elevados de DBO₅, DQO e amônia, entre outros.

Comparando os valores deste monitoramento com aqueles obtidos por Máximo (2007), que estudou os lixiviados provenientes deste mesmo aterro sanitário, observam-se valores de pH ligeiramente superiores do que os valores máximos encontrados naquele estudo, o

mesmo ocorre para as concentrações de amônia (NH_3). A relação DBO_5/DQO apresenta valor médio similar àquela do estudo de Máximo (2007).

Da mesma forma, realizou-se, de julho a outubro, o monitoramento do líquido concentrado derivado do processo de evaporação da água contida nos lixiviados. Os resultados obtidos são descritos na Tabela 13.

Tabela 13 Caracterização do líquido concentrado no tanque de evaporação

Parâmetro	Unidade	Data da amostra							
		14/07/08	04/08/08	11/08/08	25/08/08	01/09/08	17/09/08	23/09/08	01/10/08
pH		9,40	9,78	-	10,04	10,30	-	-	9,57
Condutividade	$\mu\text{S}/\text{cm}$	5999	8046	-	9599	11824	-	-	8139
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	17,6	13,6	-	18,0	19,64	-	-	20,68
Potencial redox	mV	-9,1	7,3	-	-33,5	97,8	-	-	101,4
Oxigênio dissolvido	mg/L	6,50	7,53	-	6,50	4,39	-	-	4,83
Cor	UC	-	-	-	-	-	-	3008	3117
Turbidez	UT	-	-	-	-	-	-	38,2	44,9
DBO_5	mg/L	120	-*	120	-*	112	74	252	120
$\text{DQO}_{\text{Total}}$	mg/L	950	1170	830	947	1198	853	773	321
$\text{DQO}_{\text{Filtrada}}$	mg/L	926	787	550	631	1079	-	417	175
Amônia (NH_3)	mg/L	45	22	50	6	6	139	55	13
Nitrogênio Total de Kjeldhal (NTK)	mg/L	-	-	118	39	50	-	18	-
Sólidos totais	mg/L	4432	6398	7248	7134	-	6740	7026	4618
Sólidos voláteis	mg/L	848	936	1068	970	-	1170	2410	-*
Sólidos fixos	mg/L	3584	5462	6180	6164	-	5570	4616	-*
Sólidos suspensos	mg/L	110	240	200	220	-*	110	-*	240
DBO_5/DQO		0,12	-	0,14		0,09	0,09	0,32	0,38
DQO/DBO_5		7,9	-	6,9	-	10,7	11,5	3,1	2,7

Legenda: (-) parâmetro não analisado; (*) erro de análise, valor descartado.

Comparando os valores obtidos nos ensaios de caracterização do lixiviado bruto com aqueles do concentrado no tanque de evaporação, percebe-se uma redução de concentração de diversos parâmetros, derivadas em função das concentrações médias de cada parâmetro, entre eles: 86% da DBO_5 , 65% da $\text{DQO}_{\text{Total}}$, 97% da amônia, 91% da turbidez e 51% da cor.

O processo de evaporação utilizado no presente estudo, onde o lixiviado foi pulverizado sobre um painel de elevada superfície específica, percolando sobre o mesmo e retornando ao tanque de evaporação, favoreceu a oxigenação do líquido, o que pode justificar as elevadas eficiências de remoção observadas no concentrado em relação ao lixiviado bruto.

Os valores de oxigênio dissolvido (OD) detectados evidenciam a elevada aeração do efluente o que pode revelar que a transformação da matéria orgânica ocorreu por degradação oxidativa. Fernandes *et al.* (2006) elucidam que o catabolismo oxidativo é uma reação redox na qual a matéria orgânica presente no meio líquido é oxidada por um agente oxidante (oxigênio, nitrato ou sulfato). De maneira geral, a oxidação implica na perda de um ou mais elétrons da substância oxidada, no caso a matéria orgânica ou compostos inorgânicos reduzidos. Esses elétrons são transferidos através de reações químicas complexas ao acceptor de elétrons, cujo estado de oxidação fica assim reduzido.

Segundo Von Sperling (1996c), quando vários aceptores de elétron se encontram disponíveis no meio, o sistema utiliza aquele que produz a mais alta quantidade de energia. Por essa razão, em condições aeróbias, o oxigênio dissolvido é utilizado primeiramente, liberando água (H₂O) como resultado da reação. Enquanto houver substâncias de maior liberação de energia, as inferiores (nitratos e sulfatos) não serão utilizadas (ARCEIVALA, 1981 *apud* VON SPERLING, 1996c).

No reservatório de evaporação, a razão DBO₅/DQO do concentrado assume valores similares àquelas citadas por Tchobanoglous, Theisen e Virgil (2003) para aterros mais antigos (0,05 – 0,2), indicando que a matéria orgânica prontamente biodegradável presente já foi estabilizada.

Da mesma forma, a relação entre a DQO e a DBO₅ corrobora o valor citado por Von Sperling (1996b) de que o efluente final de sistemas de tratamento biológico usualmente apresenta valores acima de 3,0, indicando a elevada fração inerte (não biodegradável) presente no concentrado.

Por outro lado, face à elevada remoção de amônia no sistema (97%), evidenciada pelas baixas concentrações deste parâmetro no concentrado de evaporação, pode-se comparar o que ocorre na evaporação com painéis ao processo de *air stripping*, onde a remoção de substâncias voláteis se dá através de um processo físico de arraste com ar.

¹⁵ ARCEIVALA, S.J. **Pollution Engineering Technology**. New York: M. Dekker, 1981. 892 p.

Cheung *et al.* (1997) estudaram o processo de remoção de amônia dos lixiviados por arraste de ar em diversos fluxos de ar. Os valores de remoção da amônia obtidos na evaporação natural com painéis corroboram o trabalho de Cheung *et al.*, 1997, onde constataram que o processo de *air stripping* com um fluxo de ar de 5 L/min permite a remoção de aproximadamente 90% do teor de amônia presente no lixiviado.

O teor de sólidos totais presente no concentrado do tanque de evaporação permite visualizar a efetiva concentração destes elementos no sistema: as maiores concentrações de sólidos no tanque correspondem aos valores mínimos do nível do líquido, a recíproca também é verdadeira. Esta correlação foi possível a partir da instalação da régua no tanque. Os valores que confirmam esta tendência estão descritos na Tabela 14.

Tabela 14 Relação entre o nível de líquido no tanque e as concentrações de sólidos no concentrado

data	25/08/08	04/09/08	17/09/08	23/09/08	01/10/08
nível régua [cm]	25,8	16,0	41,2	39,3	43,7
Sólidos totais [mg/L]	7134	8596	6740	7026	4618

Com o intuito de avaliar a concentração dos compostos no tanque de evaporação, a partir do dia 19/08/2008 foi interrompido o abastecimento de lixiviados no sistema, de modo que o balanço hídrico correspondesse apenas às saídas (evaporação) do mesmo. Como se pode observar na Tabela 14, o nível mínimo de concentrado no tanque no período foi de 16 cm, o que corresponde ao nível da tubulação que alimenta os aspersores. A partir deste nível, o piloto teria que ser desligado e a concentração seria exclusivamente em função da evaporação natural. Contudo, devido às chuvas que ocorreram na região a partir desta data (04/09/2008), não foi possível aumentar o fator de concentração.

Ainda assim, o volume concentrado até aquela data (1440 L), corresponde à evaporação de 4811 L de lixiviado. Portanto, ocorreu uma redução de 1/4 do volume de lixiviado evaporado desde o início da experimentação. A caracterização do efluente em sua concentração máxima encontra-se na Tabela 15.

Tabela 15 Caracterização do concentrado máximo no tanque de evaporação e características do lixiviado bruto

Parâmetro	Unidade	Concentrado 04/09/2008	Lixiviado bruto
pH		9,70	8,89
DBO₅	mg/L	42	1660
DQO_{Total}	mg/L	1186	3760
Amônia (NH₃)	mg/L	2,2	1109
Nitrogênio Total de Kjeldhal (NTK)	mg/L	14	1406
Sólidos totais	mg/L	8596	7800
Sólidos voláteis	mg/L	1012	1872
Sólidos fixos	mg/L	7584	5928
Sólidos suspensos	mg/L	600	450
DBO₅/DQO		0,03	0,44
DQO/DBO₅		28,2	2,3

É possível comparar as características do concentrado máximo que se obteve no tanque de evaporação com o lixiviado bruto que o originou (carregamento do dia 10/04/2008). Apesar de representar o concentrado de mais de 3.300 litros de lixiviados, ocorreu uma redução em todos os parâmetros, exceto, como é de se esperar, do teor de sólidos no sistema. O líquido concentrado segue a tendência do monitoramento realizado no tanque de evaporação, com destaque para a redução de 97% de DBO₅ e praticamente toda a amônia presente no lixiviado bruto.

Assim como discutido anteriormente, a relação DQO/DBO₅ indica que a fração inerte (não biodegradável) do efluente concentrado é elevada, sugerindo a oxidação de praticamente toda a matéria orgânica prontamente biodegradável.

Confirmando o que se observou no concentrado de evaporação, os resultados obtidos por Fernandes *et al.* (2006) e Silva (2007), que realizaram estudos com lagoas de estabilização, confirmam que, apesar de os lixiviados de aterro sanitário apresentarem matéria orgânica de menor biodegradabilidade do que os esgotos domésticos, o tratamento biológico é indicado para o tratamento deste tipo de efluente.

Embora não seja objetivo do sistema de evaporação lançar o efluente em corpo hídrico receptor, a título de informação, obteve-se, no concentrado, uma concentração de DBO₅ inferior ao valor de 60 mg/L, estabelecido como limite máximo para lançamento no Decreto Estadual 14.250/81. O pH deste líquido, por sua vez, deveria ser corrigido antes

do lançamento, pois seu valor excede 9,0, valor máximo estabelecido na Resolução n. 357/2005 do CONAMA.

Para realizar uma comparação mais completa entre o líquido concentrado derivado da evaporação de lixiviados de aterro sanitário e os valores máximos estabelecidos na legislação para lançamento de efluentes em corpos hídricos, seriam necessárias análises de caracterização contemplando todos os parâmetros apresentados no Decreto Estadual e Resolução, supracitados.

Após 9 meses de operação do piloto, dos quais 3 operando com água e 6 com lixiviados de aterro sanitário, não houve formação de biofilme do painel, tampouco se constatou acúmulo de lodo no tanque de evaporação, percebe-se apenas a presença de um filme de poucos milímetros no fundo do tanque.

5.3 Análise Ambiental Preliminar do Sistema

5.3.1 Análise de Compostos Orgânicos Voláteis

A Figura 30 apresenta o cromatograma derivado da análise do cartucho amostrado no Ponto 1 (P1), adjacente ao experimento piloto.

V=3000mL DO 28936

Amostragem Chorume a 09062008

Scan EI+
TIC
1.00e4

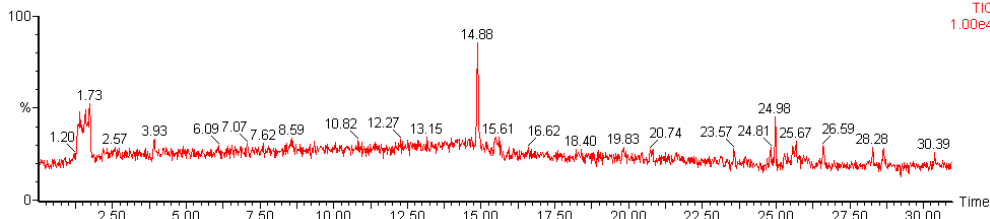


Figura 30 Cromatograma da amostra coletada no Ponto 1 – anexo ao experimento piloto

A Tabela 16 relata a relação dos compostos orgânicos voláteis identificados na amostra P1.

Tabela 16 Relação dos compostos orgânicos voláteis identificados na amostra coletada no Ponto 1

Composto	Formula	Peso molecular	Tempo de retenção [min]	Probabilidade [%]
Dimetil-diazeno	C₂H₆N₂	58	1,73	84,6
4 Hidroxi-4-metil-2-pentanona	C ₆ H ₁₂ O ₂	116	1,73	78,3
Acetona	C ₃ H ₆ O	58	1,73	77,1
Óxido de propileno	C ₃ H ₆ O	58	1,73	75,6
Tetrametil-silano	C₄H₁₂Si	88	24,98	84,6
Octano	C ₈ H ₁₈	114	30,39	76,1
2-Bromononano	C₉H₁₉Br	206	30,39	81,7
2,6-Dimetilheptano	C ₉ H ₂₀	128	30,39	77,5
2-Metil-octano	C ₉ H ₂₀	128	30,39	77,3
3-Metil-tridecano	C ₁₄ H ₃₀	198	30,39	76,8
1-iodo-tetradecano	C₁₄H₂₉I	324	30,39	81,7
2,9-dimetil-decano	C ₁₂ H ₂₈	170	30,39	76,4
1-iodo-2-metilnonano	C ₁₀ H ₂₁ I	268	30,39	78,9
2-metil-decano	C ₁₁ H ₂₄	156	30,39	76,3
2-metilheptadecano	C₁₈H₃₈	254	30,39	80,9

É possível verificar que os compostos orgânicos voláteis com maior probabilidade de estarem presentes na atmosfera adjacente ao experimento piloto são o Dimetil-diazeno, Tetrametil-silano, 2-Bromononano, 1-iodo-tetradecano, 2-metil-heptadecano (todos com probabilidade superior a 80%).

Os demais picos que podem ser observados no cromatograma não puderam ser identificados pelo equipamento, ou tiveram uma probabilidade de identificação inferior a 75%, sendo caracterizados como ruídos de análise ou sangramento da coluna cromatográfica (Desprendimento de compostos da fase fixa (coluna) ou de outras partes do processo de amostragem e separação dos compostos de interesse, que são depois detectados pelo equipamento como “ruídos” da análise ou como pertencentes à amostra) (CASTRO JORGE, 2008).

A Figura 31 apresenta, por sua vez, o cromatograma da amostragem realizada no Ponto 2, a 15 metros de distância do experimento.

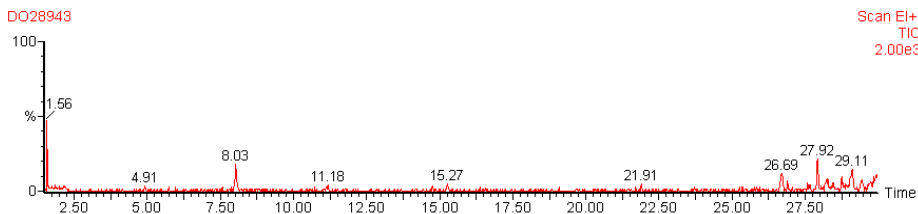


Figura 31 Cromatograma da amostra coletada no Ponto 2 – a 15 metros do experimento piloto

A Tabela 17 relata a relação dos compostos orgânicos voláteis identificados na amostra P2.

Tabela 17 Relação dos compostos orgânicos voláteis identificados na amostra coletada no Ponto 2

Composto	Formula	Peso molecular	Tempo de retenção [min]	Probabilidade [%]
2-Nitro-Propano	C₃H₇O₂N	89	26,71	85,8
3-Metil-Butanonitrilo	C₅H₉N	83	26,71	85,7
4-Hepta-2-ona	C₇H₁₂O	112	26,71	82,9
1-Propanosulfonil clorídrico	C₃H₇O₂ClS	142	26,71	82,1
1-Nitro-Propano	C₃H₇O₂N	89	26,71	81,6
2-Bromo-Propano	C ₃ H ₇ Br	122	26,71	79,5
1-Bromo-Propano	C ₃ H ₇ Br	122	26,71	7,66
3-Metil-Butanonitrilo	C ₅ H ₉ N	83	27,92	75,9
1-Isociano-Butano	C ₅ H ₉ N	83	27,92	75,1

No monitoramento do Ponto 2, a 15 metros de distância do piloto, os compostos orgânicos voláteis com maior probabilidade de serem encontrados foram: 2-Nitro-Propano, 3-Metil-Butanonitrilo, 4-Hepta-2-ona, 1-Propanosulfonil clorídrico e o 1-Nitro-Propano.

O pico mais evidente verificado na Figura 31, que corresponde ao ponto de retenção 1,56, pode ser atribuído a um ruído do aparelho. De um modo geral, os picos presentes no cromatograma da amostra coletada a 15 m de distância do experimento piloto são relativamente baixos, podendo não representar eficientemente os COV presentes no meio ambiente. Isto pode ser atribuído a algum problema na coluna cromatográfica (impurezas) (CASTRO JORGE, 2008).

Por questões de disponibilidade dos meios técnicos para a realização deste monitoramento, as amostragens nos dois pontos analisados foram realizadas em dias distintos. Entretanto, tendo em vista que as características de funcionamento do experimento e do lixiviado ali presente foram mantidas constantes durante ambas as amostragens, pode-se comparar os cromatogramas e concluir que a probabilidade de se encontrar COV no ar adjacente ao experimento é maior do que a 15 metros de distância.

Uma vez que o aparelho de identificação de COV não fornece informações sobre a sua concentração e sim sobre a probabilidade de estar presente na amostra, não é possível afirmar que os compostos detectados estão presentes em concentração suficientemente elevadas para serem prejudiciais ao meio ambiente ou, ainda, à saúde humana.

Segundo Schirmer (2004), ao realizar o monitoramento dos COV, deve-se considerar que, durante o dia, as concentrações destes compostos tendem a ser menores. Esta variação na concentração noite/dia pode ocorrer por vários fatores, como incidência de radiação solar (que é maior durante o dia, favorecendo reações fotoquímicas que consomem os COV) além de uma maior instabilidade atmosférica durante o dia (que pode melhorar a dispersão, favorecendo a redução dos níveis de COV (GHELERI; TOMAZ, 2003 *apud* SCHIRMER, 2004).

¹⁶ GHELERI, L. C.; TOMAZ, E. Determinação de compostos orgânicos voláteis selecionados na Vila Carioca (SP). In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE QUALIDADE DO AR, 3º, 2003, Canoas (RS), **Anais...** Canoas: ABES, 2003. 1 CD-Rom.

5.3.2 Análise da Dispersão de Microrganismos

A coleta nas placas foi realizada no dia 13 de junho de 2008 e as condições meteorológicas médias no intervalo de coleta estão descritas na Tabela 18.

Tabela 18 Condições meteorológicas registradas durante a amostragem do ar (análise de microrganismos)

Amostra	Data/hora	Condição do tempo	Temperatura [°C]	Umidade relativa do ar [%]	Direção predominante do vento	Velocidade do vento [m/s]
Sedimentação passiva	13/06/2008 10:55 – 11:27	Nublado	18,5	63	SE	0,2

Através do programa *Surfer 8.0*, um programa gráfico de plotagem de superfícies tridimensionais e elaboração de contornos, foi possível interpolar os dados de contagem das unidades formadoras de colônias (UFC) detectadas nas placas e a localização das mesmas, resultando na dispersão dos microrganismos no espaço.

A placa de Petri denominada “branco” resultou na formação de nenhuma UFC, o que indica que não houve contaminação do substrato no momento do seu preparo. As demais contagens estão ilustradas na Figura 32.

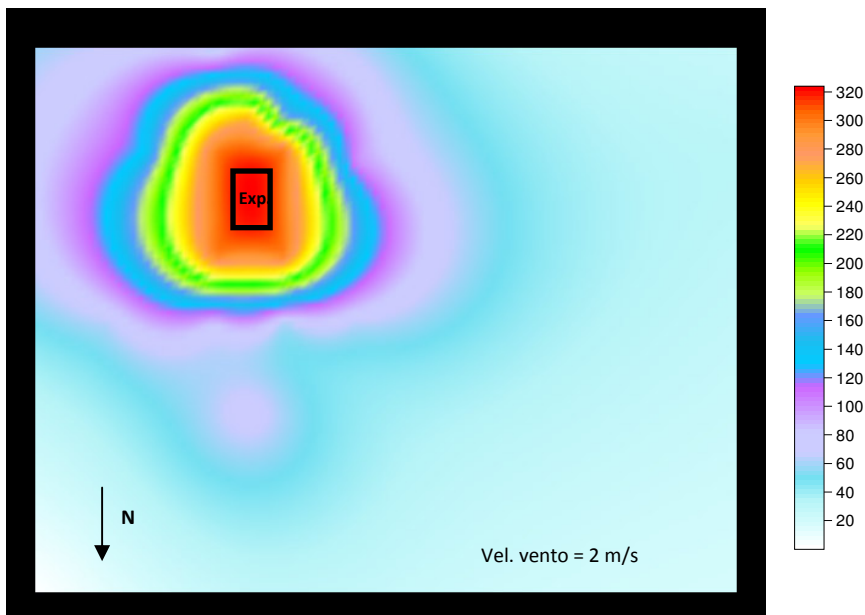


Figura 32 Dispersão de microrganismos no ambiente de inserção do experimento piloto

Como se pode observar através do gráfico de dispersão na Figura 32, ao se afastar do experimento o número de microrganismos diminui consideravelmente. As placas posicionadas sobre a parede do reservatório de evaporação (placas C, D, E, J, K, L e M) apresentaram contagem entre 200 e 300 UFC. Os microrganismos nas placas localizadas a cerca de 3 metros resultaram entre 60 e 100 UFC. As placas localizadas a 4, 5, 7 e 8 metros do perímetro do piloto resultaram em contagens de 62, 62, 77 e 58 UFC, respectivamente. A placa S (15 m) apresentou 27 UFC, valor inferior àquele do ponto U, localizado no terreno de uma creche a cerca de 50 metros do experimento, que resultou em 31 UFC.

O trabalho realizado por Cavinatto *et al.* (1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005) relacionou o alcance potencial dos aerossóis com base na velocidade do vento e indicaram que a relação aumenta exponencialmente. O estudo foi baseado em resultados obtidos em valos de oxidação e indica que, com ventos de até 0,5 m/s o alcance potencial dos aerossóis é de 3,96 metros.

Para efeito comparativo, apesar de amostragens a partir de sistemas distintos, os resultados obtidos corroboram aqueles de

Cavinatto *et al.* (1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005) pois a partir de 4 metros de distância a contagem de unidades formadoras de colônias são consideravelmente inferiores do que aquelas encontradas no perímetro do experimento. A 15 metros de distância a contagem foi inferior do que à distância de 50 metros, o que pode levar indicar que, a partir de 15 metros, os microrganismos que se desenvolveram nas placas são aqueles presentes no ar ambiente de um modo geral, independente da presença do experimento.

Estes resultados revelam apenas indícios do comportamento da dispersão de aerossóis no ambiente devido à presença de um sistema de evaporação natural com painéis, já que não foram realizadas repetições em situações com ventos com velocidades mais elevadas. O estudo de Cavinatto *et al.* (1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005) indica que, com ventos de 5 m/s a dispersão pode atingir distância de até 40 metros.

5.3.3 Análise Olfatométrica

As condições meteorológicas registradas no ato da amostragem do ar para realização da análise olfatométrica estão detalhadas na Tabela 19.

Tabela 19 Condições meteorológicas registradas durante a amostragem do ar (análise olfatométrica)

Amostra	Data/hora	Condição do tempo	Temperatura [°C]	Umidade relativa do ar [%]	Direção predominante do vento	Velocidade do vento [m/s]
À jusante do experimento	23/06/2008 9:00 hs	Sol com nuvens	14,0	73	SW	1,8

As características do odor da amostragem realizada a jusante do experimento, no mesmo ponto, em duplicata (Amostra 1 e Amostra 2), estão descritas na Tabela 20. O LCQAr submeteu o júri a uma amostra de ar puro (“Branco”), preparado em laboratório, para se ter um parâmetro de comparação com a amostra com odor. Além disso, a Tabela 20 detalha, para efeito comparativo, as concentrações odorantes obtidas no estudo de VIEIRA (2007), realizado no aterro sanitário de Biguaçu.

Tabela 20 Resultados obtidos na análise com olfatômetro de diluição dinâmica

Amostra	Concentração odorante [UO/m ³]
Branco	49
Evaporação natural - Amostra 1	102
Evaporação natural - Amostra 2	101
Sistema de tratamento de lixiviados*	4892
Célula de aterro sanitário aberta *	1359
Área limítrofe ao aterro sanitário*	526
Célula de aterro sanitário coberta*	190

Legenda: (*) VIEIRA, 2007.

Como citado anteriormente, a concentração odorante foi calculada pelo software do olfatômetro Odile 2000[®] segundo a norma ASTM E679-91 (CARMO JUNIOR, 2005).

Através dos resultados descritos na Tabela 20 percebe-se a baixa concentração odorante do ar coletado à jusante do experimento piloto (102 e 101 UO/m³) quando comparado ao relevado por Vieira (2007) no

sistema de tratamento de lixiviados com lagoas de estabilização presente no aterro sanitário de Biguaçu. Outrossim, a concentração odorante detectada é inferior àquela da área do aterro sanitário com células já concluídas e fechadas.

Além da concentração odorante são realizadas análises da intensidade odorante, que indica a força do odor, da hedonicidade do odor, que, por sua vez, determina a agradabilidade do odor, e a caracterização do odor.

A intensidade odorante foi considerada fraca pela maioria dos jurados (4 votos). Um dos jurados detectou o odor como sendo de média intensidade e outro jurado, como meio-fraco. A hedonicidade do odor, por sua vez, mostrou que o ar coletado foi considerado de neutro a pouco desagradável pelos jurados.

Finalmente, a caracterização do odor indicou que o mesmo se assemelha a álcool (1 voto) e plástico (5 votos). Estes podem ser atribuídos ao cheiro característico do próprio saco de coleta, constituído de material plástico. Nenhum dos jurados identificou o odor como sendo de lixiviado ou mesmo de algum tipo de efluente.

Apesar de não terem sido realizadas repetições da análise da concentração odorante em condições climáticas diferentes, os resultados obtidos apóiam a observação de Bondon *et al.* (1994), de que o processo de evaporação com painéis, devido à oxidação de compostos odorantes no líquido, torna praticamente nula a percepção olfativa do efluente durante o tratamento.

5.3.4 Testes Toxicológicos

Os testes de toxicidade aguda revelaram elevada toxicidade para o lixiviado bruto e ausência ou baixa toxicidade para o concentrado no tanque de evaporação.

Sobre as amostras coletadas para os ensaios de toxicidade foram realizadas, em concomitância, análise dos parâmetros físico-químicos, sendo assim possível correlacionar os resultados obtidos nos ensaios de toxicidade com as características de cada amostra.

Os resultados obtidos na presente pesquisa corroboram aqueles obtidos por Finkler (2002), indicando o elevado potencial tóxico agudo deste efluente. A Tabela 21 indica os resultados destes testes.

Tabela 21 Resultados dos testes de toxicidade aguda no lixiviado bruto

Data de coleta	15/04/08	07/05/08	25/6/2008	14/7/2008	4/8/2008	25/8/2008
Data do teste	16/04/08	07/05/08	25/6/2008	15/7/2008	6/8/2008	26/8/2008
pH	8,51	8,84	8,72	8,90	9,13	8,75
CE(50) [%]	5,25	10,27	5,83	4,41	3,97	3,34
FD	32	16	32	32	64	64

Os baixos valores de CE(50), parâmetro que varia de 0 a 100, onde 100 indica ausência de toxicidade, indicam a elevada toxicidade do efluente. Os fatores de diluição (FD) apresentam valores acima daquele determinado pela Portaria nº 017/02 da FATMA, indicando que o efluente deve passar por tratamento antes de ser descartado no ambiente.

Correlacionando os dados dos testes de toxicidade aguda com as características físico-químicas do líquido pode-se atribuir, ainda que não excluindo outros fatores, a toxicidade do efluente ao elevado teor de amônia no lixiviado bruto (acima de 1.000 mg/L), como indica o estudo realizado por Clément e Merlin (1995) citado anteriormente.

Os resultados dos testes de toxicidade aguda com o concentrado do tanque de evaporação, onde a concentração de amônia é consideravelmente inferior àquela do lixiviado bruto, corroboram esta hipótese. Os valores obtidos com estes testes estão detalhados na Tabela 22.

Tabela 22 Resultados dos testes de toxicidade aguda no líquido concentrado no tanque de evaporação

Data de coleta	25/6/2008	14/7/2008	4/8/2008	25/8/2008	04/09/2008
Data do teste	25/6/2008	15/7/2008	6/8/2008	26/8/2008	10/09/2008
pH	9,02	8,96	8,96	9,09	9,70
CE(50) [%]	100	48,3	6,93	70,71	35,35
FD	0	4	32	2	4

Os testes de toxicidade aguda efetuados no líquido concentrado no tanque de evaporação indicam que o mesmo, com exceção do teste realizado dia 06/08/2008, segundo a Portaria 017/02 da FATMA, poderia ser descartado em corpo hídrico receptor por apresentar FD abaixo de 8, limite máximo de toxicidade aguda para *Daphnia magna* estabelecido por esta Portaria para efluentes de aterros sanitários.

Dessa forma, o concentrado gerado no processo de evaporação obedece ao art. 34 da Resolução n. 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA, que determina que “o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente”.

Como citado anteriormente, a constante recirculação do líquido no sistema favorece o processo de volatilização da amônia por arraste de ar e a oxigenação do efluente, beneficiando o processo biológico de degradação oxidativa da matéria orgânica presente.

O teste realizado no líquido concentrado do tanque de evaporação dia 06/08/2008 apresentou FD de 32, valor similar àquele encontrado nos testes de toxicidade do lixiviado bruto. A concentração de amônia na amostra era de 22,4 mg/L (ver Tabela 13), o que não atribui, por si só, toxicidade ao efluente. O pH de 8,96, no ato do teste, também se encontra dentro da faixa das demais amostras. Da mesma forma, a concentração de oxigênio dissolvido acima de 7 mg/L descarta a toxicidade aos organismos por falta de Oxigênio Dissolvido no líquido pois, segundo Knie e Lopes (2004), para que haja validade dos resultados com *Daphnia magna* a concentração de OD deve ser maior ou igual a 2 mg/L.

O teste de toxicidade deveria ter sido repetido para averiguar a resposta de elevada toxicidade obtida, no entanto a repetição não foi possível, pois a amostra de líquido disponível não era suficiente para a montagem de um novo teste.

Assim, pode-se atribuir o valor discrepante deste teste às características da amostra neste período, como por exemplo a concentração de metais ou algum outro composto, o que não é possível estabelecer com os dados físico-químicos disponíveis. Outro fator que poderia influenciar no resultado é a sensibilidade do lote de filhotes de *Daphnia magna* utilizado. Periodicamente o LABTOX realiza a verificação da sensibilidade dos filhotes visando assegurar a qualificação dos mesmos dentro dos padrões estabelecidos por norma. Os filhotes utilizados no presente trabalho foram considerados aptos para os testes de toxicidade aguda, apresentando CE(50) 24h entre 0,7 e 1,7 mg/L de dicromato de potássio (solução padrão).

Pode-se atribuir a elevada toxicidade a algum erro realizado durante a montagem do teste, como por exemplo erro nas diluições ou na contagem dos organismos imóveis, o que é provável, dado que os resultados das análises referentes a esta amostra se encontram em linha com as demais.

Optou-se, assim, por não descartar o teste do dia 06/08/2008, discrepante dos demais, como forma de valorizar o resultado obtido, mostrando que, mesmo em sua forma mais tóxica, o concentrado não apresenta toxicidade maior do que o lixiviado bruto.

Os resultados dos testes de toxicidade revelam, ainda que em forma de estudo preliminar, que esta tecnologia não representa risco potencial ao meio ambiente, mesmo se tratando de concentrar líquidos com elevada carga poluidora, como é o caso de efluentes de aterros sanitários.

6 ANÁLISE FINANCEIRA DA TECNOLOGIA ESTUDADA

Na presente etapa, buscou-se estimar brevemente os custos de implantação e operação do experimento piloto de evaporação de lixiviados. O experimento foi construído durante o mês de dezembro de 2007 e sua operação teve início em 28 de dezembro de 2007 e durou até 30 de setembro de 2008.

- **Implantação do Experimento Piloto**

Tabela 23 Custos de implantação do experimento piloto

Descrição	Quantidade	Valor unitário	Valor total
Tanque de evaporação (obra civil e hidráulica)	18 m ²	R\$ 484,29*	R\$ 8.807,22
Caixa d'água 5.000 L	1 UN	R\$ 990,00	R\$ 990,00
Caixa d'água 250 L	1 UN	R\$ 104,00	R\$ 104,00
Bomba centrífuga 1/3 cv	1 UN	R\$ 214,22	R\$ 214,22
Bomba centrífuga 1/4 cv	1 UN	R\$ 301,46	R\$ 301,46
Bomba centrífuga 1/2 cv	1 UN	R\$ 254,60	R\$ 254,60
Painel de evaporação	1 UN	R\$ 657,20	R\$ 657,20
Aspersores	4 UN	R\$ 11,00	R\$ 44,00
Total			R\$ 11.372,70

Legenda: *Valor por m², tendo como referência o CUB – Custo Unitário Básico – de dezembro de 2008 para galpões industriais (GI) em Florianópolis (Fonte: SINDUSCON Florianópolis).

- **Operação do Experimento Piloto**

Tabela 24 Custos de operação do experimento piloto

Descrição	Nº horas de operação/mês	Potência [KW]	Custo de energia [R\$/KWh]	Valor total
Bomba centrífuga 1/3 cv	5	0,25	0,26386	R\$ 1,32/mês
Bomba centrífuga 1/4 cv	5	0,18	0,26386	R\$0,95/mês
Bomba centrífuga 1/2 cv	720	0,37	0,26386	R\$ 70,29/mês
Total mensal				R\$ 72,56
Custo total de operação do experimento (9 meses)				R\$ 653,04

Legenda: *Valor do KWh de energia elétrica em Florianópolis em dezembro de 2008 (Fonte: CELESC).

Com base na descrição acima, o custo total de implantação e operação do experimento foi de R\$ 11.948,04. Os custos de operação se

referem à energia elétrica consumida para o funcionamento das bombas contidas no sistema.

Assim, contabilizando o custo de operação do sistema com base no volume total de efluente evaporado, tem-se R\$ 27,98/m³. Evidentemente, quanto maior o volume evaporado, maior o custo/benefício desta técnica. Por exemplo, em janeiro, mês de maior eficiência no qual se obteve uma evaporação de 9,31 m³, esse valor se reduz a R\$ 7,79/m³.

Da mesma forma, o custo de implantação do sistema foi de R\$ 54,41/m² de superfície evaporante (200 m² de superfície no painel e 9 m² de superfície d'água livre no reservatório de evaporação).

Vislumbrando a implementação de um sistema de evaporação semelhante em um aterro sanitário, pode-se suprimir 2 das 3 bombas centrífugas, bastando para isso que a condução do efluente até a lagoa de evaporação seja por gravidade. Desta forma, a bomba se faz necessária apenas para pulverizar o lixiviado sobre o painel.

A operação do sistema não requer mão-de-obra especializada, portanto os próprios profissionais responsáveis pela operação do aterro sanitário poderão realizar as operações de limpeza e manutenção dos componentes do sistema, tais como a limpeza periódica de aspersores, do painel e da bomba centrífuga.

7 CONCLUSÕES

Através do monitoramento do experimento piloto durante 9 meses foi possível verificar que a técnica de evaporação natural com painéis se mostra interessante e que, mesmo tendo sido implementada em uma região de elevadas pluviometria e umidade relativa, os resultados obtidos mostram uma taxa média de eliminação de efluente de 111 L/dia.

Com a caracterização do lixiviado bruto e do concentrado derivado do processo de evaporação foi possível verificar que a recirculação constante do efluente no sistema reduz consideravelmente a carga orgânica e inorgânica presente. Assim, a hipótese inicial de que o concentrado resultante do processo de evaporação seria mais poluente do que o lixiviado bruto não se confirmou.

Da mesma forma, os testes toxicológicos realizados nos dois efluentes indicam a elevada toxicidade do lixiviado bruto e a baixa toxicidade do concentrado, com exceção de um ensaio (ver item 5.3.1). Os fatores de diluição derivados dos ensaios indicam, com base na Portaria 17/02 da FATMA, que o efluente concentrado obedece aos limites máximos para lançamento em corpo hídrico receptor.

A dispersão de microrganismos no ar é significativa até um raio de 3 metros ao redor do experimento, diminuindo consideravelmente conforme esta distância aumenta. A uma distância de 15 metros do perímetro do piloto experimental a presença de unidades formadoras de colônias (UFC) é similar àquelas dos locais que não se encontram sob a influência do sistema.

O único ensaio odorimétrico realizado indica que a percepção olfativa é baixa no ambiente circunstante ao experimento. Pela falta de repetições, esse resultado pode não ser representativo da realidade no período estudado. Entretanto, ao longo dos 9 meses de estudo, não foram registradas reclamações ou comentários limitadores em relação à presença do experimento, apesar de estar inserido em uma área do campus de intensa circulação de pessoas.

A análise dos compostos orgânicos voláteis indicam, assim como para os outros elementos da análise ambiental prévia realizada, que os compostos se dispersam à medida que se distancia da fonte. O método de leitura disponível forneceu a probabilidade de se encontrar determinados COV e não suas concentrações. Sendo assim, seriam necessários estudos mais aprofundados para determinar o impacto destes elementos à saúde humana e ao meio ambiente no qual o sistema se encontra.

Os elementos ambientais analisados, apesar de tratarem de ensaios pontuais, revelam indícios do baixo impacto que o sistema apresenta ao ambiente em que está inserido. Além disso, geralmente o tratamento de lixiviados de aterro sanitário é realizado *in loco*, desta forma, a tecnologia proposta não atribuiria impacto maior do que aquele gerado pela presença do próprio aterro sanitário.

Observou-se que a característica climática mais significativa ao processo de evaporação com painéis é a velocidade do vento, seguida pela radiação solar e pela temperatura. A umidade relativa, ainda que não tenha resultado significativa na análise estatística em questão, possui uma relação inversamente proporcional à evaporação. Desta forma, locais com baixos índices pluviométricos podem ser mais indicados à implementação desta tecnologia.

De um modo geral, a tecnologia se mostrou de simples operação, podendo ser monitorada com os recursos humanos disponíveis no local, como o próprio operador do aterro sanitário. A implementação desta técnica em aterros de pequeno porte pode ser explorada como alternativa ou complementação aos sistemas de tratamento de lixiviados usuais, visando um gerenciamento mais eficiente destes efluentes.

8 CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES

O ano de 2008 foi marcado por chuvas intensas em Florianópolis e região. Os dados históricos (1977-2008) de pluviometria registrados pela EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, em sua estação meteorológica de São José, município da Grande Florianópolis, indicam valores acima da média dos último 30 anos nos meses de janeiro, fevereiro, abril, outubro e novembro de 2008.

Florianópolis, por suas características climáticas, pode não ser o local ideal para a instalação de sistemas de tratamento de efluentes por evaporação natural. Entretanto, a realização do experimento em um cenário adverso do ponto de vista climatológico, como no caso estudado, permite vislumbrar o êxito da tecnologia de evaporação com painéis em regiões mais quentes e secas, características estas mais favoráveis a este fenômeno.

Em trabalhos futuros, recomenda-se estudar a técnica em regiões com temperaturas mais elevadas, baixos índices pluviométricos e umidade relativa onde o potencial de evaporação se apresenta mais elevado. Isto representaria um avanço para conhecer melhor o tratamento proposto.

Ao se prosseguir com os estudos de evaporação natural com painéis pode-se inserir uma componente térmica ao sistema para aperfeiçoar o processo, como por exemplo, aquecer o líquido a ser evaporado ou mesmo o painel evaporativo, impulsionando o fenômeno de evaporação.

Para explorar o fenômeno de evaporação de modo a eliminar a fração líquida a ser lançada no ambiente, recomenda-se estudo de evaporação natural em sistemas fechados, para suprir as necessidades de regiões com características climáticas desfavoráveis à evaporação natural com painéis. No sistema fechado, o efluente é colocado em contato com o painel de elevada superfície específica através de aspersores e o fluxo de ar é comandado por um ventilador. O ar que entra no sistema é aquecido por um trocador de calor e sai levando consigo a água evaporada. O aquecimento do fluido térmico do trocador de calor poderá ser realizado através de um coletor solar ou pelo biogás gerado no próprio aterro sanitário.

Assim, por se tratar de um sistema fechado, o rendimento da evaporação não é influenciado pela precipitação e demais componentes climáticas da região, fundamentais nos sistemas abertos de evaporação natural com painéis, como aquele aqui referenciado.

Neste estudo, observou-se uma redução de 97% da amônia presente no lixiviado bruto, tendo ocorrido no sistema fenômeno similar àquele de *air stripping*, onde a amônia é removida pelo arraste de ar. Em pesquisas futuras, para evitar a transferência da amônia para a atmosfera, pode-se recuperar este elemento através de um pré-tratamento do efluente antes que o mesmo seja encaminhado ao sistema de evaporação por painéis.

Finalmente, com base nos indícios constatados, sugerem-se estudos mais aprofundados para determinar a correlação entre a evaporação natural da água e aquela dos lixiviados de aterro sanitário. Tal estudo pode se mostrar interessante, pois usualmente os balanços hídricos em sistemas de tratamento de efluentes contabilizam a evaporação da água como componente do sistema. Entretanto, dependendo da importância desta correlação, pode haver uma super ou subestimação desta evaporação.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.** Rio de Janeiro, 1992. 7 p.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia spp.* (Cladocera, Crustacea).** Rio de Janeiro, 2003. 16 p.

BASENGE TERMODINÂMICA. **Resfriamento Evaporativo do Ar.** Disponível em: <<http://www.basenge.com.br/pagina1a.html>>. Acesso em: 02 maio 2007.

BELLI FILHO, P., SILVA, G.P., SANTO, C.L., DE MELO LISBOA, H., CARMO JUNIOR, G.N. Avaliação de impactos de odores em bacias hidrográficas com produções de suínos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Vol.12, Nº 3, pp. 252-258, 2007.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.** São Carlos: EESC/USP, 1999. 120 p.

BONDON, D.; CRABOS, J. L.; PIETRASANTA, Y.; SAMBUCCO, J. P. **Traitment des Rejets Viticoles par un Procédé Innovant: «l'Évaporation Forcée».** Congrès International sur le Traitment des Effluents Viticoles: Actes du Colloque, 1994. ISBN 2-85362-366-1. CEMAGREF.

BRADFER, J.F. **Evaporacion natural de riles: una alternativa al tratamiento de riles vitivinícolas y de lixiviados.** AIDIS - Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Sección Uruguay. Rescatando antiguos principios para los nuevos desafíos del milenio. Montevideo, AIDIS, 2006, p.1-3.

BRAGA, S. M., DELARIZZA, R. A., SANTOS I., FERNANDES, C. V. S. **Avaliação da performance de pluviômetros de báscula: técnicas para avaliao de ensaios pluviométricos em laboratório.** XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo – SP – 25 a 29 de novembro de 2007.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informaes sobre Saneamento. **Diagnóstico de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2006.** Brasília: SNSA, 2008. 246 p.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Dispõe sobre a classificao dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condies e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resoluo n. 357 de 17 de março de 2005.** Publicao DOU n 053, de 18/03/2005, p. 58-63.

_____. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000.** Rio de Janeiro: IBGE, 2002. 397 p.

BRENTANO, D. M. **Desenvolvimento e aplicao do teste de toxicidade crnica com *Daphnia magna*: Avaliao de efluentes tratados de um aterro sanitário.** 2006. 130 f. Dissertao (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

BRUTSAERT, W. **Evaporation into the Atmosphere.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1982. 290 p.

BURIGO, S.D. **Análise dos Compostos Orgânicos Voláteis Presentes nos Lixiviados dos Aterros Sanitários de Lages e Biguaçu, SC.** 2008. 42 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduao em Engenharia

Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

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

CARMO JUNIOR, G. N. **Otimização e avaliação de metodologias olfatométricas voltadas ao saneamento ambiental**. 2005. 186 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CARVALHO, C. M. **Odor e biodesodorização em reatores anaeróbios**. 2001. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

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

CASTRO JORGE, J. A. S. **Análise em Instalação Piloto da Dispersão de Microrganismos, Compostos Orgânicos Voláteis e Aspectos Toxicológicos no Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. 2008. 120 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

CECCA – Centro de Estudos Cultura e Cidadania. **Uma cidade numa ilha: relatório sobre os problemas sócio-ambientais da Ilha de Santa Catarina**. Florianópolis: Insular; CECCA, 1997. 248 p.

ÇENGEL, Y.A.; BOLES, M.A. **Thermodynamics: An Engineering Approach**. 6ª Edição. New York: McGraw-Hill, 2008. 1018 p.

CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; _ WONG, M. H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. **Water, Air, and Soil Pollution**, 94: 209–221, 1997.

CLÉMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. **The Science of the Total Environment**, Vol. 170, pp. 71-79. 1995. Elsevier Science Ltd.

CRICHTON, N.J. Information point: Kendall's Tau. **Journal of Clinical Nursing**, 10, pp. 707-715. 2001. Blackwell Science Ltd.

DUARTE, E.A.; NETO, I. **Optimização do Fenômeno Evaporativo como Meio de Tratamento de Efluentes Vinícolas**. 1^{as} Jornadas sobre Tratamento de Efluentes Vinícolas. Universidade do Minho – Portugal – 7 e 8 de novembro de 1994.

_____ Evaporation Phenomenon as a Waste Management Technology. **Water Science Technology**, Vol.33, N. 8, pp.53-61. 1996. Elsevier Science Ltd.

ELKIND, R. **Torres de Resfriamento**. Petrobrás – SEREC/CEN-SUD. 32 f. Notas de Aula.

ESTADO DE SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente – FATMA. Estabelece os limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências. **Portaria n. 17, de 18 de abril de 2002**. Disponível em: <www.fatma.sc.gov.br>. Acessado em 8 setembro 2008.

ESTADO DE SANTA CATARINA. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e à Melhoria

da Qualidade Ambiental. **Decreto Estadual n. 14.250, de 5 de junho de 1981.** Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/floram/nova/leis/decreto14250.php>. Acessado em 20 novembro 2008.

EVAPCOOLER. **Evaporação Resfriativa.** Disponível em: <http://www.evapcooler.com.br/redir.php?id=funcionamento>. Acesso em 27 abril 2007.

FERNANDES, F. et. al. Tratamento Biológico de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 209-300.

FINK, R. G.; HART, J. Wastewater Evaporation 101. **Pollution Engineering**, V. 33, n. 8, pp. 15-17. 2001. The H. W. Wilson Company.

FINKLER, R. **Avaliação do efeito tóxico de líquidos percolados sobre o sistema reprodutivo de *Daphnia magna*.** 2002. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002

GOMES, L.P. et. al. Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 65-108.

JUCÁ, J. F. T. **Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas.** Painel 2: Aterros Sanitários. 10 ° Silubesa - Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga, Portugal – 16 a 19 de setembro de 2002.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004. 289 p.

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, Inc. p. 521, 1995.

NERILO, N.; MEDEIROS, P.A.; CORDERO, A. **Chuvas Intensas no Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: UFSC; Blumenau: FURB, 2002. 156p.

PEREIRA, A.R.; VILLA NOVA, N.A.; SEDIYAMA, G.C. **Evapo(transpira)ção**. Piracicaba: FEALQ, 1997. 183 p.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate - Generation, Control and Treatment**. EUA: Technomic, 1994. 323p.

ODILE. **Manuel Technique et d’Operation**. Canadá, 2003.

REHMAN, A. **Landfill Leachate Treatment Using Evaporation Technology**. 2003. 235 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Ottawa-Carleton Institute for Environmental Engineering, Carleton University, Ottawa, Ontario, Canadá, 2003.

ROE, S.; REISMAN, J.; STRAIT, R.; DOORN, M. **Emerging technologies for the management and utilization of landfill gas**.

EPA-600/R-98-021, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (1998).

ROSA, E.; DE MELO LISBOA, H. **Dispersão de Aerossóis no Sistema de Tratamento de Esgotos por Lodo Ativado na ETE Florianópolis - SC.** Revista de Estudos Ambientais, Blumenau - SC, v. 7, n. 1, p. 26-38, 2005.

SAVAGE, G.M.; DIAZ, L.F.; ERBISTI, A.; CHIUMENTI, A. Performance of a low-cost, efficient leachate evaporator. **Proceedings Sardinia 2007**, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italia – 1 a 5 de outubro de 2007.

SCHIRMER, W.N. **Amostragem, Análise e Proposta de Tratamento de Compostos Orgânicos Voláteis e Odorantes na Estação de Tratamento de Efluentes de uma Refinaria de Petróleo.** 2004. 140 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

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.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIRGIL, S. **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**, Volume 32, Issue 7, June 2006, Pages 1243-1257.

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

UNB – Universidade de Brasília. **Glossário Geológico Ilustrado**. Disponível em <http://www.unb.br/ig/glossario/index.html>. Acesso em 02 dezembro 2008.

VAREJÃO-SILVA, M.A. **Meteorologia e Climatologia**. 2º Edição. Brasília: INMET, Gráfica e Editora Pax, 2001. 532p.

VIEIRA, F.J. **Avaliação de Odores em Aterros Sanitários**. 2007. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996a. 134p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996b. 243p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996c. 211p.