

**PROPOSTA PARA O APROVEITAMENTO DE BIOGÁS NA  
OBTENÇÃO DE CRÉDITOS DE CARBONO EM ATERRO  
SANITÁRIO E COMPOSTAGEM COM AERAÇÃO  
HORIZONTAL EM CAMADAS**

**por**

**Tiago Luis Gomes**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.**

**Orientador: Prof. Dr. Gino Roberto Gehling**

**Porto Alegre, RS, Brasil**

**2013**

**Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Tese de Doutorado

**PROPOSTA PARA O APROVEITAMENTO DE BIOGÁS NA  
OBTENÇÃO DE CRÉDITOS DE CARBONO EM ATERRO  
SANITÁRIO E COMPOSTAGEM COM AERAÇÃO  
HORIZONTAL EM CAMADAS**

elaborada por  
**Tiago Luis Gomes**

como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

**Gino Roberto Gehling, Dr.**  
(Presidente/Orientador)

**Antônio Domingues Benetti, Dr.** (IPH-UFRGS)

**Luis Alcides Schiavo Miranda, Dr.** (UNISINOS)

**Mariza Fernanda Power Reis, Dr<sup>a</sup>.** (DMLU-PMPA)

Porto Alegre, 17 de Maio de 2013.

*Dedico este trabalho*

*à minha querida Ivana*

*aos meus pais, Luiz e Carmen,*

*à minha saudosa avó Nilza.*

## AGRADECIMENTOS

À minha esposa Ivana Klafke Sperb, presente nos piores e melhores momentos, desde os tempos em que jantar fora era comer cachorro quente na esquina, sempre contribuindo na busca pelo equilíbrio entre o pessoal e o profissional, uma grande fonte de inspiração em inteligência e capacidade.

Aos meus pais, Luiz Carlos Gomes e Carmen Maria Hollweg Gomes, que em determinado momento, sacrificavam-se ao contar moedas para custear as despesas do pré-vestibular no longínquo, mas lembrado ano de 1995, apoiando-me incondicionalmente em todas as situações.

À minha saudosa avó Nilza Guastavino Hollweg, que mesmo com vivência escolar modesta, possuía em mente que os estudos eram um bom caminho para o crescimento pessoal e profissional, alimentando continuamente os meus desejos e perspectivas em relação aos cursos de mestrado e doutorado e nos deixando antes de ver esta etapa concluída.

Ao meu Orientador Gino Roberto Gehling pela relação de confiança e por contribuir de maneira eficiente e presente no desenvolvimento das pesquisas.

À Teresinha Eduardes Klafke pela idéia que motivou o estudo para o primeiro artigo da tese.

À empresa Adubare e aos profissionais Gabriel Schuvartz, George Mello, Cristian Crivelletto e ao colaborador incondicional Cleber Von Muhlen.

As doações pelas empresas: Tigre de tubos e peças especiais em CPVC; Maccaferri pelo geodreno e geomembrana em PEAD; Plastitubos pelos tubos drenos Kanaflex.

À bolsista de iniciação científica Cinthia Carolina da Costa Seidler e seu grande potencial como futura profissional da engenharia.

Ao colega Luiz Carlos Klusener Filho pela parceria ao longo das disciplinas.

Aos colegas das mais variadas disciplinas e que possibilitaram trocas de experiências profissionais e pessoais, que levarei por toda a vida.

Ao CNPq por conceder bolsa de doutorado, fomentando a pesquisa.

À PROPESQ-UFRGS pela concessão de bolsa de iniciação científica.

À Universidade Federal de Santa Maria onde desenvolvi uma base técnica que hoje me possibilita um aporte significativo de conhecimento.

E finalmente, à Universidade Federal do Rio Grande do Sul, mais especificamente o Instituto de Pesquisas Hidráulicas que me concedeu oportunidades da mais alta qualidade.

*“Isso aqui é um depósito dos restos.  
Às vezes é só resto, e às vezes vem, também,  
descuido junto. Resto e descuido  
(...) Conservar as coisas é proteger, lavar,  
limpar e usar mais. O quanto pode”.*

**(Frase de Estamira, portadora de distúrbios mentais que durante 20 anos trabalhou e viveu no Aterro Sanitário de Gramacho no Rio de Janeiro).**

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>21</b>
<b>1.1. Objetivos.....</b>	<b>22</b>
1.1.1. Objetivos Gerais .....	22
1.1.2. Objetivos Específicos .....	22
<b>1.2. Estrutura da Tese .....</b>	<b>23</b>
<b>2. REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>24</b>
<b>2.1. Terminologias .....</b>	<b>24</b>
2.1.1. Lixo.....	24
2.1.2. Resíduos Sólidos .....	24
2.1.3. Líquidos Percolados, Lixiviados ou Chorume .....	25
2.1.4. Gases.....	27
2.1.4.1. Ajuste inicial: 1ª fase.....	27
2.1.4.2. Transição: 2ª fase.....	27
2.1.4.3. Formação de ácido: 3ª fase .....	28
2.1.4.4. Fermentação metanogênica: 4ª fase.....	28
2.1.4.5. Maturação: 5ª fase .....	28
2.1.4.6. Verificações de qualidade dos gases .....	29
<b>2.2. Resíduos Sólidos no Brasil .....</b>	<b>32</b>
<b>2.3. Oportunidades da digestão anaeróbia com o aproveitamento de CH<sub>4</sub>.....</b>	<b>35</b>
2.3.1. Fatores que interferem na produção do biogás.....	38
2.3.1.1. Composição dos resíduos .....	38
2.3.1.2. A formação do CH <sub>4</sub> e a umidade dos resíduos .....	38
2.3.1.3. Granulometria das partículas em aterro sanitário .....	39
2.3.1.4. O pH em condições ideais no aterro sanitário .....	39
2.3.1.5. Condições de temperatura na produção de biogás.....	39
2.3.1.6. Outros fatores limitantes na produção do biogás.....	40
2.3.2. Alguns modelos simplificados e a estimativa de produção de biogás.....	40
2.3.2.1. Modelo de Laquidara (1986) .....	40
2.3.2.2. O modelo <i>Scholl-Canyon</i> da USEPA .....	42

2.3.2.3. O Modelo de Tchobanoglous, Thessen & Vigil.....	44
2.3.2.4. Modelo IPCC.....	46
<b>2.4. O potencial da comercialização de créditos de carbono e recuperação de energia...</b>	<b>48</b>
2.4.1. Os créditos de carbono .....	49
2.4.2. A recuperação de energia .....	51
<b>2.5. A compostagem, otimização do processo e os créditos de carbono.....</b>	<b>57</b>
2.5.1. Os principais métodos de compostagem .....	60
2.5.1.1. A compostagem em leiras revolvidas.....	60
2.5.1.2. A compostagem em leiras estáticas aeradas.....	61
2.5.1.3. A compostagem em sistemas fechados com aeração forçada .....	64
2.5.2. Fatores que governam a compostagem.....	65
2.5.2.1. Oxigenação .....	65
2.5.2.2. Temperatura.....	67
2.5.2.3. Umidade .....	72
2.5.2.4. Relação entre o Carbono e Nitrogênio (C/N).....	74
2.5.2.5. pH .....	75
2.5.2.6. Tamanho das partículas .....	76
2.5.3. Parâmetros para dimensionamento de tubulações de aeração forçada com saídas laterais .....	77
2.5.3.1. O material das tubulações.....	78
2.5.3.2. Determinação do diâmetro de dutos com saídas laterais.....	79
2.5.4. A aeração em leiras estáticas .....	98
2.5.5. A compostagem utilizando subprodutos da vitivinicultura .....	106
2.5.6. O $\text{NH}_4^+$ (Amônio) e o $\text{NO}_3$ (Nitrato).....	109
2.5.7. Definições, normas e especificações para compostagem .....	114
<b>3. ÁREAS EM ESTUDO .....</b>	<b>117</b>
<b>3.1. O aterro controlado da Caturrita em Santa Maria - RS .....</b>	<b>117</b>
<b>3.2. O panorama do vinho e a compostagem em Veranópolis - RS .....</b>	<b>124</b>
3.2.1. Parâmetros para o dimensionamento de tubulações de aeração com saídas laterais em Veranópolis - RS .....	130
3.2.2. O cálculo da variação da perda de carga do projeto na compostagem em Veranópolis - RS .....	138
3.2.3. O resultado do dimensionamento dos orifícios .....	146

3.2.4. O resultado da variação da temperatura .....	148
3.2.5. Os resultados quanto às formas de nitrogênio $\text{NH}_4^+$ e $\text{NO}_3$ .....	149
3.2.6. Os custos de implantação da leira com ponteiros horizontais proposta .....	154
3.2.7. Simulação de dimensionamento para sistemas extensos de compostagem.....	154
<b>3.3. As conclusões do sistema de aeração com ponteiros horizontais em Veranópolis - RS</b> .....	<b>166</b>
<b>4. PUBLICAÇÕES EM REVISTAS CIENTÍFICAS.....</b>	<b>170</b>
<b>4.1. O Aterro da Caturrita em Santa Maria – RS: uma atualização quanto aos potenciais da digestão anaeróbia.....</b>	<b>171</b>
<b>4.2. <i>Determination of orifice diameter for horizontal pipelines in layers for composing windrows via variation of pressure losses</i>.....</b>	<b>183</b>
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS DOS ARTIGOS PUBLICADOS E A TRANSVERSALIDADE DOS TEMAS.....</b>	<b>198</b>
<b>6. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>203</b>



## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Valores observados de DBO, DQO e relação DBO/DQO em amostras de percolado de aterros sanitários na fase metanogênica. ....	26
TABELA 2 – DBO e DQO dos lixiviados em alguns municípios brasileiros. ....	27
TABELA 3 – Composição comum de gases em aterros de RSU.....	30
TABELA 4 - Composição gravimétrica dos RSU.....	32
TABELA 5 - Quantidade diária de lixo coletado, por unidade de destino final. ....	33
TABELA 6 - Geração de RSU em função da faixa populacional dos municípios brasileiros .....	34
TABELA 7 - Comparativo entre diferentes tipos de gases e o biogás de aterro de resíduos.....	37
TABELA 8 - Valores da constante de geração (k).....	43
TABELA 9 - Valores de “L <sub>0</sub> ”.....	43
TABELA 10 – Componentes dos resíduos orgânicos decompostos e seus elementos químicos. ....	45
TABELA 11 – Relação molar dos componentes.....	45
TABELA 12 - Local de disposição dos resíduos e fator de correção do metano.....	47
TABELA 13 - Componentes dos resíduos e seu COD.....	47
TABELA 14 - Recuperação de energia em aterros sanitários.....	52
TABELA 15 - Custo entre diferentes sistemas de recuperação da energia de biogás.....	52
TABELA 16 - Eletricidade gerada utilizando gás de aterro.....	54

TABELA 17 - Custo ambiental estimado para aterro sanitário em Porto Rico (1997, USD/tonelada). .....	55
TABELA 18 - Fontes de dioxinas e furanos à atmosfera nos Estados Unidos em gramas por equivalente tóxico para diversas tecnologias. ....	56
TABELA 19 – Balanço de massa em compostagem com resíduos de domésticos de Porto Alegre – RS.....	59
TABELA 20 – Vantagens e desvantagens dos principais sistemas de compostagem.....	64
TABELA 21 - Relação entre a temperatura e o tempo de exposição para destruição de alguns microorganismos e parasitas comuns no processo de compostagem.....	68
TABELA 22 - Quantificação dos resíduos orgânicos após a compostagem (em peso úmido).....	72
TABELA 23 - Faixas de umidade e suas especificidades para o processo de compostagem.....	73
TABELA 24 – Velocidade recomendada para o dimensionamento de dutos .....	79
TABELA 25 - Coeficiente de entrada para captadores.....	82
TABELA 26 – Tabela segundo ábacos de Parlatore de velocidades de saídas laterais e diâmetro em função da vazão. ....	84
TABELA 27: Fator de resistência conveniente em tubulações de sistemas de aeração.....	98
TABELA 28: Características iniciais do composto com valor principal e desvio padrão (em parênteses) para três amostras. ....	102
TABELA 29: Teste de Duncan mostrando os efeitos da orientação dos tubos e dimensões das perfurações sobre os parâmetros durante a compostagem. ....	102
TABELA 30: Características iniciais e finais dos compostos produzidos pelos quatro reatores. ....	105
TABELA 31 – Características químicas do composto dos resíduos do vinho.....	107
TABELA 32 – Características físico-química do composto dos resíduos do vinho. ....	107
TABELA 33 – Principais características do composto maduro de subprodutos da azeitona. Pilha 1 com ventilação forçada e pilha 2 com ventilação forçada e revolvimento mecânico da leira.....	108

TABELA 34 - Caracterização Inicial do Substrato: bagaço de uva destilado simples .....	114
TABELA 35 - Especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos.....	116
TABELA 36 – Síntese de algumas características da sub-bacia e do Aterro.....	121
TABELA 37 - Síntese dos resultados do monitoramento qualitativo de águas superficiais para a média de concentrações, desvio padrão, máximos e mínimos.....	122
TABELA 38 - Resultado da avaliação quantitativa através dos Métodos empíricos para séries longas e curtas e a vazão real medida na calha. ....	123
TABELA 39 – Demonstrativo da elaboração de vinhos e seus derivados pelas empresas gaúchas. ....	127
TABELA 40 – Laudo de análise de substrato para compostos orgânicos da Adubare.....	129
TABELA 41 – Relação de volume entre os componentes do substrato.....	130
TABELA 42: Vazão de ar estimada com dados bibliográficos em função da massa de matéria orgânica (MO). ....	136
TABELA 43: Dados de entrada para a modelagem do diâmetro dos orifícios de saída lateral dos dutos principais. ....	136
TABELA 44 – $\text{NH}_4^+$ e $\text{NO}_3$ para as leiras com ponteiros horizontais proposta e com ponteiros verticais em função do tempo. ....	152
TABELA 45 – Índice térmico e o respectivo valor de $\text{NH}_4^+$ para o dia de referência.....	153
TABELA 46: Vazão de ar estimada com dados bibliográficos em função da massa de matéria orgânica (MO) para uma leira de 50 m de comprimento. ....	155
TABELA 47: Vazão de ar estimada com dados bibliográficos em função da massa de matéria orgânica (MO) para duas leiras de 25 m de comprimento. ....	155
TABELA 48: Dados de entrada para a modelagem do diâmetro dos orifícios de saída lateral dos dutos principais. ....	156
TABELA 49: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiros horizontais do Nível 1 da leira de compostagem de 50 m em escala real proposta. ....	158
TABELA 50: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiros horizontais do Nível 2 da leira de compostagem de 50 m em escala real proposta. ....	159

TABELA 51: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 3 da leira de compostagem de 50 m em escala real proposta. ....	160
TABELA 52: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 4 da leira de compostagem de 50 m em escala real proposta. ....	161
TABELA 53: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 1 das duas leiras de compostagem de 25 m em escala real proposta....	162
TABELA 54: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 2 das duas leiras de compostagem de 25 m em escala real proposta....	163
TABELA 55: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 3 das duas leiras de compostagem de 25 m em escala real proposta....	164
TABELA 56: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 4 das duas leiras de compostagem de 25 m em escala real proposta....	165
TABELA 57 – Custo ambiental anual estimado com a emissão de CH <sub>4</sub> à atmosfera. ....	200
TABELA 58 – Potencial de arrecadação com a comercialização de créditos de carbono em sistemas de compostagem.....	201

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Tempo de vida útil de um aterro sanitário mostrando as tendências gerais do desenvolvimento da qualidade do gás e do percolado.....	26
FIGURA 2 - Esquema da via da metonogênese, a partir de CO <sub>2</sub> .....	29
FIGURA 3 – Fração mássica de CH <sub>4</sub> nos gases amostrados em reatores experimentais.....	30
FIGURA 4 – Concentração de N <sub>2</sub> nos gases amostrados em reatores experimentais.....	31
FIGURA 5 – Concentração de CO <sub>2</sub> nos gases amostrados em reatores experimentais.....	31
FIGURA 6 – Caracterização preliminar de aterros sanitários para projetos de geração de energia através do biogás.....	37
FIGURA 7 – Comparação quanto às emissões dos gases de efeito estufa.....	49
FIGURA 8 – Sistema RTO ( <i>Regenerative Thermal Oxidation</i> ). .....	51
FIGURA 9 – Redução da emissão de dioxinas utilizando a tecnologia WTE nos Estados Unidos.....	55
FIGURA 10 – Caracterização média dos resíduos sólidos urbanos para o ano de 2009 no aterro sanitário de Urjais em Portugal. ....	56
FIGURA 11 - Esquema simplificado das reações e produtos da compostagem. ....	58
FIGURA 12 – Leiras revolvidas mecanicamente (retroescavadeira) em Porto Alegre – RS. ....	61
FIGURA 13 - equipamento revirando a leira de RSU em compostagem do tipo <i>windrow</i> . ....	61
FIGURA 14 – Leiras estáticas aeradas com ventilação natural. ....	62
FIGURA 15 - Leiras estáticas aeradas com soprador.....	62
FIGURA 16 – Esquema da leira com aeração natural em formato piramidal de base 2 x 2 m, nível intermediário com dimensões 1,5 x 1,5 m e topo com 1,0 x 1,0 m.....	63

	14
FIGURA 17 – Formação de leira com aeração natural. ....	63
FIGURA 18 – Sistema fechado de aeração forçada em Portugal.....	64
FIGURA 19 - Distinção das temperaturas entre a fase termófila de biodegradação rápida e a mesófila de humificação. ....	69
FIGURA 20 - Perfil típico de temperatura em leira. ....	70
FIGURA 21 - Evolução da temperatura sob aeração forçada .....	71
FIGURA 22 - Temperaturas durante o processo de compostagem. ....	71
FIGURA 23 – O efeito da temperatura e da umidade em função das taxas máximas de captação para a atividade microbiológica.....	74
FIGURA 24 - Desvio da água de 1 para 2.....	77
FIGURA 25 – Na foto da esquerda tubos de CPVC e na ilustração da direita tubos de PPR. ....	78
FIGURA 26 – Exemplo de canal de distribuição de estação de tratamento de água (ETA), onde as vazões do canal principal derivam para os ramais de saídas laterais. As vazões de saídas laterais devem ser semelhantes para não ocorrerem curtos circuitos na etapa posterior do sistema que seria um decantador.....	83
FIGURA 27 – Exemplo de cálculo iterativo de ramais de saídas laterais para canais de distribuição de água com uso de planilha eletrônica para estações de tratamento de água.....	86
FIGURA 28 – Seção típica de fluxo em paralelo de ramais de saídas laterais. ....	91
FIGURA 29: Diagrama de Moody .....	96
FIGURA 30: Leira por aeração estática na base. ....	99
FIGURA 31: Perfil de distribuição da temperatura em leira por aeração estática na base. ....	99
FIGURA 32: Temperatura em leira por aeração estática na base em 4 locais (local 2, 8, 13 e 15) de amostragem.....	100
FIGURA 33: Vista lateral de um tubo horizontal perfurado com dimensões em mm. Para perfuração de 15 mm de diâmetro, a = 15 mm e b = 91,43 mm, para perfuração de 25 mm de diâmetro, a = 25 mm e b = 80 mm, para perfuração de 35 mm de diâmetro, a = 35 mm e b = 68,59 mm. ....	101

FIGURA 34: Vista lateral de um tubo vertical perfurado com dimensões em mm. Para diâmetro de perfuração de 15 mm, a = 15, b = 105,83 e c = 98,33; para perfuração de 25 mm, a = 25 b = 94,17 e c = 81,67; para perfuração de 35 mm, a= 35, b = 82,5 e c =65.....	101
FIGURA 35: Sistemas experimentais. (a) reator de aeração passiva equipada com tubos horizontais. (b) reator de aeração passiva com tubos verticais.....	103
FIGURA 36: (a) Temperatura em diferentes locais no reator com ponteiros horizontais. (b) temperatura em diferentes locais no reator com uma única ponteira vertical ao centro. (c) Temperatura em diferentes locais com quatro ponteiros verticais. (d) Temperatura em diferentes locais com nove ponteiros verticais.....	104
FIGURA 37 – Evolução do nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) e o índice térmico ( $\Sigma$ °C) em leiras de compostagem de fração sólida de chorume (FSC) com revolvimento (CR) e sem revolvimento (SR). As pilhas incluíram diferentes origens (FSC1 e FSC2), dimensões (5 m <sup>3</sup> e 15 m <sup>3</sup> ) e tipos de coberturas (polietileno, geotextil e descoberto) .....	110
FIGURA 38: Relação do pH e a amônia na forma combinada ( $NH_4^+$ ) e livre ( $NH_3$ ).....	113
FIGURA 39 - Sub-bacia hidrográfica do Arroio Ferreira, Santa Maria e o Rio Grande do Sul.....	118
FIGURA 40 – Carta hipsométrica da sub-bacia do Arroio Ferreira e o Aterro, ao centro.....	119
FIGURA 41 – Aterro da Caturrita com suas áreas total e recente de disposição de resíduos sólidos urbanos.....	120
FIGURA 42 – DBO do ponto efluente e o padrão de lançamento do Consema 05/89.....	122
FIGURA 43 - DQO do ponto efluente e o padrão de lançamento do Consema 05/89. ....	123
FIGURA 44 – Principais regiões vitícolas do mundo. ....	124
FIGURA 45 – Regiões vitiviníferas de vinhos finos.....	125
FIGURA 46 – Principais regiões produtoras de uvas no estado do Rio Grande do Sul. ....	126
FIGURA 47 - Localização esquemática da empresa Adubare.....	128
FIGURA 48 - <i>Folder</i> promocional da empresa Adubare num apanhado aéreo.....	128
FIGURA 49 – Pavilhões de compostagem de resíduos agroindustriais de origem controlada (classe II) .....	129

FIGURA 50 – (A) Válvula de esfera do nível 1. (B) Válvula de esfera do Nível 2. (C) Válvula de esfera do nível 3. (D) Válvula de esfera da leira com sistema de ponteiras verticais.....	131
FIGURA 51 - Leira experimental com ponteiras horizontais proposta em planta.....	132
FIGURA 52 - Cortes BB' e CC' da leira experimental com ponteiras horizontais. ....	133
FIGURA 53 – Exemplo de um dos três tubos principais e orifícios de saída lateral para o nível 1 da leira experimental com ponteiras horizontais proposta. ....	134
FIGURA 54 – Leira experimental com ponteiras verticais em planta e corte AA' que se utiliza na empresa. ....	135
FIGURA 55 – (A) Furação dos orifícios de saídas laterais. (B) Local de instalação das leiras. (C) Disposição de blocos e tubos. (D) Detalhe dos tubos. (E) Base para propagação de ar. (F) Geotextil sobre base de propagação de ar. (G) Resíduos do nível 1. (H) Lançamento dos resíduos. (I) Início do lançamento dos resíduos do nível 2. (J) Leira experimental com ponteiras horizontais concluída. ....	137
FIGURA 56 – Leira com ponteiras verticais à esquerda, e leira experimental com ponteiras horizontais com método de aeração proposto a direita.....	138
FIGURA 57 – Transmissor de Pressão Diferencial para medição do fluxo de ar.....	139
FIGURA 58 – Placa de Orifício ente flanges na parte inferior da foto e o transmissor de pressão diferencial preso ao pilar. ....	139
FIGURA 59 – Projeto da placa de orifício para transmitir a pressão diferencial até o transmissor que converte em unidade de leitura.....	140
FIGURA 60 – Diagrama de malhas de instrumentação do transmissor de pressão diferencial (Gabinete) ligado a placa de orifício (campo).....	141
FIGURA 61 - Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais da leira de compostagem experimental proposta.....	147
FIGURA 62 - (A) Variação das temperaturas internas das leiras com ponteiras horizontais proposta e com ponteiras verticais, temperaturas ambiente pela manhã e tarde durante 66 dias de experimento. (B) Correlação entre as temperaturas das leiras com ponteiras horizontais proposta e com ponteiras verticais. (C) Correlação entre a temperatura da leira com ponteiras horizontais proposta e a temperatura ambiente pela manhã. (D) Correlação entre a temperatura da leira com ponteiras horizontais proposta e a temperatura ambiente à tarde. ....	149



FIGURA 63 – Amostragem a trado na leira experimental com ponteiras horizontais proposta. ....	150
FIGURA 64 – Frascos de 50 mL com solução de cloreto de potássio. ....	150
FIGURA 65 – $\text{NH}_4^+$ médio, máximo e mínimo para as leiras piloto experimentais com ponteiras horizontais propostas e com ponteiras verticais, e as suas respectivas linhas de tendência. ....	151
FIGURA 66 – $\text{NO}_3$ médio, máximo e mínimo para as leiras piloto experimentais com ponteiras horizontais proposta e com ponteiras verticais, e as suas respectivas linhas de tendência. ....	151
FIGURA 67 – Evolução do $\text{NH}_4^+$ em função do índice térmico ( $\Sigma$ °C). ....	152
FIGURA 68: Exemplo de sistema de aeração proposto para uma leira de 50 m de comprimento, 4,0 m de altura, com orifícios de saídas laterais das ponteiras no interior das leiras espaçados em 0,5 m. ....	157
FIGURA 69: Exemplo de sistema de aeração proposto para duas leiras de 25 m de comprimento, 4,0 m de altura, com orifícios de saídas laterais das ponteiras no interior das leiras espaçados em 0,25 m. ....	157

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
C/N	Relação entre Carbono e Nitrogênio
CEPEA	Centro de Pesquisas Econômicas Aplicadas
CESTESB	Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico
CH <sub>4</sub>	Gás metano
CO	Monóxido de carbono
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONPET	Conservação de Petróleo e Gás Natural
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias à temperatura de 20 °C
DQO	Demanda Química de Oxigênio
eCO <sub>2</sub>	Equivalentes de Dióxido de Carbono
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
EPA/USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, U.S.A.
FEPAGRO	Fundação Estadual de Pesquisas Agropecuárias
FNS	Fundo Nacional de Saúde
HCl	Ácido clorídrico
H <sub>2</sub>	Molécula de Hidrogênio
H <sub>2</sub> S	Gás sulfídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Painel Intergovernamental de Trocas Climáticas, U.S.A.
kcal	Quilocalorias
kWh/t	Quilowatt hora por tonelada
LFG	Gás de Aterro
MWh	Megawatt hora
Na <sup>+</sup>	íon Sódio
NBR	Norma Brasileira
Nm <sup>3</sup> /h	Normal metro cúbico por hora
NO <sub>x</sub>	Óxido de nitrogênio
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
OD	Oxigênio dissolvido
PCF	Fundo Protótipo de Carbono ( <i>Prototype Carbon Fund</i> )
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SO <sub>2</sub>	Dióxido de Enxofre
SVB	Sólidos Voláteis Biodegradáveis
t	Toneladas
USD	Dólares dos Estados Unidos
WTE	Resíduos para Energia ( <i>Waste-to-Energy</i> )
RF	Fator de Recuperação de Gás

## RESUMO

Tese de Doutorado  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil

### **PROPOSTA PARA O APROVEITAMENTO DE BIOGÁS NA OBTENÇÃO DE CRÉDITOS DE CARBONO EM ATERRO SANITÁRIO E COMPOSTAGEM COM AERAÇÃO HORIZONTAL EM CAMADAS**

Autor: Tiago Luis Gomes

Orientador: Gino Roberto Gehling

Data e Local da Defesa: Porto Alegre, 17 de Maio de 2013.

As oportunidades do processo de digestão anaeróbia, em aterros sanitários, controlados e sistemas de compostagem, são ligadas à formação de biogás através da biodegradação da matéria orgânica (MO) em ambiente predominantemente anaeróbio. O aterro da Caturrita, localizado na cidade de Santa Maria, possui cerca de 467.929 toneladas de resíduos depositados em uma de suas células. A recuperação total do CH<sub>4</sub> desta quantidade de resíduo entre 2013 e 2033, considerando um rendimento na captação de gases de 70%, foi calculada em 17.529.657 m<sup>3</sup>. O total da receita estimada para o mesmo período, admitindo uma comercialização conservadora de créditos de carbono e energia elétrica, foi de USD 2.131.458, isto é, um faturamento mensal de USD 8.881. No caso da compostagem, onde podem ocorrer ambientes anaeróbios, o sistema de ponteiros horizontais em camadas utilizado experimentalmente apresentou indícios de diminuição da geração de CH<sub>4</sub> com vantagem em relação à compostagem com ponteiros verticais. Para isso, utilizaram-se taxas de aeração de 0,557 m<sup>3</sup> ar.d<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup> de MO em peso seco (PS), com o monitoramento da temperatura interna e da umidade das leiras. As variações das perdas de cargas calculadas para as tubulações da leira experimental com ponteiros horizontais ficaram entre 1,56% e 2,56%, com a temperatura interna máxima em 70,8°C, diferentemente da leira com ponteiros verticais que atingiu uma máxima de 47,1°C, ambas para umidades superiores a 50%. O custo por metro para a implantação em escala real equivale a USD 21,22, considerando o uso de materiais alternativos, mas com resistência mecânica e térmica adequados. Observou-se na leira experimental com ponteiros horizontais proposta a diminuição do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concomitantemente à elevação do NO<sub>3</sub> em menor tempo que na leira com ponteiros verticais. Além disso, com a proposta do sistema de aeração alternativo, a emissão de CH<sub>4</sub> seria pouco significativa, pois o processo é basicamente aeróbio. Para a compostagem com ponteiros verticais utilizado na empresa, considerando apenas a emanação de CH<sub>4</sub>, estima-se o custo ambiental entre USD 2.059 e USD 75.841 por ano para uma quantidade processada de 50.000 t de resíduos agroindustriais. Para o aterro da Caturrita, o custo ambiental pode ser estimado entre USD 7.733 e USD 52.287 por ano. Com uma recuperação de 70% de CH<sub>4</sub>, através de queima ou conversão em energia elétrica, o custo ambiental máximo estimado cairia para USD 15.686 para a quantidade estimada e disposta no aterro da Caturrita entre 1999 e 2008 de 467.929 toneladas.

Palavras-chaves: Créditos de carbono, aterro sanitário, compostagem, ponteiros horizontais, custo ambiental.

## **ABSTRACT**

PhD Thesis

Postgraduate Program in Water Resources and Environmental Sanitation  
Institute of Hydraulic Research  
Federal University of Rio Grande do Sul, RS, Brazil

### **PROPOSAL FOR THE ENJOYMENT OF BIOGAS IN OBTAINING CARBON CREDITS IN LANDFILL AND COMPOSTING WITH AERATION HORIZONTAL LAYERED**

Author: Tiago Luis Gomes

Advisor: Gino Roberto Gehling

Date and Place: Porto Alegre, May 17, 2013

The anaerobic digestion process opportunities, about controlled landfills and composting systems, are related to a biogas formation process through the biodegradation of organic substances in a predominantly anaerobic environment. The Caturrita's landfill, located in Santa Maria – RS - Brazil, has around 467,929 tons of deposited residues in one of its cells. The recovery of methane between 2013 and 2033, considering an availability of 70%, was estimated at 17,529,657 m<sup>3</sup>. Admitting the carbon credits and electric energy commercialization, during the same period, was estimated and would result in USD 2,131,438, that is, a monthly profits of USD 8,881. In a composting system, where anaerobic environments may occur, the horizontal pipelines system used showed that the CH<sub>4</sub> production decreased with advantage in relation to vertical pipelines. For this experiment, Organic matter (OM) was aerated at a rate of 0.557 m<sup>3</sup> air·d<sup>-1</sup>·kg<sup>-1</sup>, as determined by dry weight (DW), and the internal temperature and humidity of the windrows were monitored. The calculated variation of the pressure loss for the pipelines in the experimental windrow with horizontal pipelines proposal was between 1.56% and 2.56% at a maximum internal temperature of 70.8°C, unlike the windrow with vertical pipelines, which reached a maximum temperature of 47.1°C. In both systems, the humidity was greater than 50%. The cost per metre for commercial scale implementation is equivalent to USD 21.22, considering the use of alternative materials with the necessary mechanical and thermal resistance values. It was observed in the experimental pile with horizontal pipelines proposal the reduction of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> simultaneously to the elevation of NO<sub>3</sub> in less time than in the pile with vertical pipelines. Furthermore, with the alternative aeration system, the CH<sub>4</sub> emission would be insignificant, because the process is essentially aerobic. For composting system with vertical pipelines used in the company, considering only the emanation of CH<sub>4</sub>, the environmental cost can be estimated between USD 2,059 and USD 75,841 per year for an amount of 50,000 t of processed agribusiness residues. For Caturrita's landfill, the environmental cost can be estimated between USD 7,733 and USD 52,287 per year. With a CH<sub>4</sub> recovery of 70%, by burning or conversion into electrical energy, the maximum estimated environmental cost would fall to USD 15,686 for the estimated quantity and disposed of in landfill Caturrita between 1999 and 2008 of 467,929 tons.

Key-words: Carbon credits, Landfill, composting, horizontal pipelines, environmental cost.

## 1. INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais no mundo vêm crescendo, à medida que o desenvolvimento se torna presente e disponível na evolução das gerações. Percebe-se que junto com as melhorias dos processos tecnológicos, infra-estrutura, modernização, entre tantos outros, os mesmos trazem consigo a degradação e a exploração indiscriminada. Logo, busca-se encontrar o meio termo, para que não ocorra a frenagem do desenvolvimento e a destruição dos recursos naturais.

Na era contemporânea os assuntos inerentes são debatidos, pesquisados e implantados ainda que em escala insuficiente, com objetivo de minimizar os impactos, incentivando a redução do consumo, a reutilização e a reciclagem do que no passado era descartado. Com pesquisas visando a minimização dos impactos ambientais, espera-se que o consumo de hoje retorne a cadeia produtiva através da reciclagem, tornando o sistema cíclico e menos agressivo aos recursos naturais.

Annie Leonard (2007), em seu documentário *The Story of Stuff*, apresenta dados sobre a degradação do meio ambiente. Na sua pesquisa, cerca de 33% dos recursos naturais disponíveis no planeta foram consumidos nas três últimas décadas. Nos Estados Unidos restam menos de 4% das florestas originais e 40% dos cursos de água são impróprios para o consumo. O modelo americano mostra um estereótipo em crise com suas fontes naturais e sendo este o padrão cultural imposto para o restante do mundo, os reflexos do abuso industrial por conta do consumismo são vistos em uma gama de países.

Para tanto, o presente trabalho aborda pesquisas que podem entrar em cadeias cíclicas e não lineares de consumo, aproveitando o potencial da digestão anaeróbia de resíduos em aterros sanitários para a geração de energia e comercialização de créditos de carbono. Na mesma ótica, é possível abordar a compostagem não somente como fonte de fertilizante, mas também como geradora de créditos de carbono a partir de aeração eficiente que reduza a formação de gases de efeito estufa.

## 1.1. Objetivos

### 1.1.1. Objetivos Gerais

Apresentar alternativas que possam reduzir a emissão de gases de efeito estufa e gerar receitas no gerenciamento de resíduos sólidos em aterros sanitários e usinas de compostagem.

### 1.1.2. Objetivos Específicos

- i. Identificar as receitas possíveis para aterros sanitários de porte médio, considerando a comercialização de créditos de carbono e recuperação de energia;
- ii. Dimensionar e oferecer subsídios para o dimensionamento de ponteiros horizontais de aeração forçada em sistemas de compostagem;
- iii. Avaliar a utilização de ponteiros horizontais na compostagem com resíduo da vitivinicultura em modelo reduzido, possuindo como parâmetro a eficiência considerando  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3$ ;
- iv. Analisar as receitas possíveis com os créditos de carbono acrescido do custo ambiental por operação adequada com aterro sanitário de médio porte e sistema de compostagem com ponteiros horizontais.

Através dos processos supracitados, deseja-se contribuir para a sustentabilidade, utilizando matéria orgânica facilmente biodegradável na gestão de resíduos municipais e agroindustriais.

## **1.2. Estrutura da Tese**

O presente trabalho consiste de 5 capítulos, cujos conteúdos são apresentados sucintamente a seguir:

No capítulo 1, é apresentada uma abordagem geral da necessidade de sustentabilidade no mundo contemporâneo, definindo-se os objetivos a serem alcançados neste trabalho.

O capítulo 2 faz uma revisão dos assuntos pertinentes ao aproveitamento da digestão anaeróbia e dos processos de compostagem.

As características e descrições das áreas em estudo são expostas no capítulo 3.

No capítulo 4, são apresentadas as publicações em revistas científicas dos assuntos pesquisados.

No capítulo 5, são realizadas as considerações finais, discutindo os resultados das publicações, analisando-os, inter-relacionando-os e concluindo-os, com as devidas proposições futuras.

Os autores e instituições consultados para proporcionar suporte à pesquisa são citados nas referências bibliográficas, capítulo 6.

## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1. Terminologias

#### 2.1.1. Lixo

A palavra lixo origina-se do Latin *lix*, significando lixívia. Nos países de idioma espanhol *basura* é o termo usual, enquanto nos de língua inglesa há uma série de denominações como *solid waste*, *refuse*, *garbage*.

No dicionário Aurélio (2000) as definições são expressas em função do que se varre de casa, no jardim, na rua e se joga fora, entulho, tudo o que não presta, sujeira, imundície, coisas inúteis, velhas e sem valor.

Modernamente, estes conceitos passam por revisões como referenciado por Neto *apud* Silveira (2004), devido ao aproveitamento dado ao lixo, como na reciclagem, compostagem, fonte de renda, economia de energia, recursos naturais, definindo um valor econômico para algo classificado anteriormente como sem valor.

#### 2.1.2. Resíduos Sólidos

Monteiro (2001) conceitua resíduos sólidos a partir de uma reflexão ou dilema com o termo lixo, onde o primeiro seria algo que interessa a alguém e pode se tornar um produto ou processo, enquanto o segundo não possuiria reivindicações para uma nova utilização, sendo assim descartado.

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), são resíduos nos estados: sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Estariam inclusos nesta definição os lodos de estações de tratamento de água, resíduos produzidos em instalações de controle de poluição e alguns líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

A NBR 10.004 (ABNT, 2004) ainda classifica os resíduos sólidos quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente:



Classe I ou perigosos: são função das características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam riscos a saúde pública como mortalidade, morbidade, ou adversidades ao meio ambiente devido a disposição inadequada;

Classe II A ou não inertes: aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou de resíduos classe II B. Podem ter propriedades de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

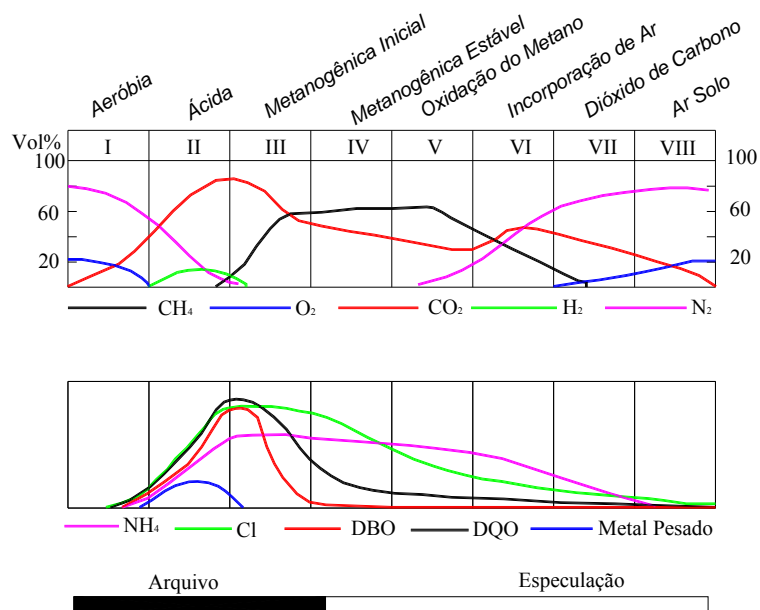
Classe II B ou inertes: quando amostrados representativamente, segundo a NBR 10.007 (ABNT, 2004), e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR 10006 (ABNT, 2004), não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

### 2.1.3. Líquidos Percolados, Lixiviados ou Chorume

Segundo Gomes (2009) os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos.

Existem relações interessantes entre a qualidade do percolado gerado e a disponibilidade dos gases na massa de resíduos. A razão DBO/DQO inferior a 0,4 indica que os resíduos estão em processo de avanço à estabilização e que as concentrações remanescentes de matéria orgânica apresentam dificuldades de degradação biológica (fase metanogênica valores menores que 0,1 para DBO/DQO), enquanto que um valor superior a 0,4 mostra o contrário, que ainda há muito que degradar. O raciocínio anterior correlaciona-se com a situação dos gases, no momento em que a formação e presença dos mesmos é função do estado de degradação dos resíduos, com isso, apresentando uma estreita relação que pode ser visualizada na Figura 1. O exemplo que pode ser citado e está representado na Figura é quanto ao  $\text{CH}_4$ , onde o mesmo se torna crescente quando as curvas de DBO e DQO estão próximas (DBO/DQO  $\sim$  1), indicando que há muita matéria orgânica a degradar.

A Tabela 1 mostra a DBO e DQO observadas e avalia a relação DBO/DQO em percolado de aterros sanitários que estão na fase metanogênica



Fonte: adaptado de Farquhar & Rovers (1973) *apud* Kjeldsen *et al.* (2002).

**FIGURA 1 - Tempo de vida útil de um aterro sanitário mostrando as tendências gerais do desenvolvimento da qualidade do gás e do percolato.**

**TABELA 1 - Valores observados de DBO, DQO e relação DBO/DQO em amostras de percolato de aterros sanitários na fase metanogênica.**

DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	Referência
5,7 - 1100	76 - 6997	-	Variação da concentração em aterros sanitários na Alemanha entre 21 e 30 anos de idade, (Krumpelbeck and Ehrig, 1999)
290	1225	0,24	Concentração média em aterros sanitários na Alemanha entre 21 e 30 anos de idade, (Krumpelbeck and Ehrig, 1999)
44	320	0,11	Concentração média no aterro sanitário velho de Dunish, (Kjeldsen e Christophersem, 2001)
39	398	0,10	Resultados obtidos do aterro sanitário Sandsfarm, (Robinson, 1995)
11	190	0,06	Resultados obtidos do aterro sanitário Bishop Middleham, (Robinson, 1995)
38	517	0,07	Resultados obtidos do aterro sanitário Odsal Wood, (Robinson, 1995)
1,0	53	0,02	Resultados obtidos do aterro sanitário East Park Drive, (Robinson, 1995)
2,5	64	0,04	Resultados obtidos do aterro sanitário Marton Mere, (Robinson, 1995)
180	3000	0,06	Concentração média do percolato na fase metanogênica, (Ehrig, 1988)

Fonte: Kjeldsen (2002).

Na Tabela 2 são apresentadas características dos percolados de aterros sanitários e lixões, por avaliação de DBO e DQO em alguns municípios brasileiros.

TABELA 2 – DBO e DQO dos lixiviados em alguns municípios brasileiros.

Local	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Observação
Capão da Canoa - RS	259,1	1432,1	ponto de pior situação
Aguazinha - PE	1039	14286	lixão abandonado
Muribeca - PE	235	1250	lixão abandonado
Metropolitano Recife - PE	34200	65600	no aterro sanitário
Bibliografia Clareto (1997) e Held (1996)	15000 - 50000	21000 - 78000	no aterro sanitário
Extrema Porto Alegre - RS	100 - 8000	300 - 16500	saída filtro anaeróbio
Bauru - SP	-	78250	no aterro sanitário

Fonte: Germano *et al.* (2002).

Em trabalho de Gomes (2005), através do monitoramento qualitativo do percolado no aterro controlado de Santa Maria – RS, foi registrada a DBO/DQO de  $0,46 \pm 0,08$ . Em conjunto, mediu-se o pH encontrando valores médios de  $7,9 \pm 0,14$ , sugerindo que os processos de degradação do percolado no aterro encontravam-se no fim da fase acidogênica e início da fase metanogênica, mostrando a importância da confirmação da fase de degradação também através do pH.

#### 2.1.4. Gases

No processo para obtenção da digestão anaeróbia, Bidone & Povinelli (1999) sugerem que a degradação em aterros sanitários divide-se em 5 fases distintas.

##### 2.1.4.1. Ajuste inicial: 1ª fase

Disposição e acomodação dos resíduos no aterro, a seguir aclimação para tornar possível o desenvolvimento da comunidade bacteriana, onde se iniciam as primeiras mudanças das condições ambientais para tornar possível a decomposição.

##### 2.1.4.2. Transição: 2ª fase

Transformação do ambiente aeróbio em anaeróbio, tendência de redução com transferência de elétrons receptores de oxigênio em nitratos e sulfatos e a formação de  $\text{CO}_2$  a partir do oxigênio. Apresenta formação de percolado com detecção de concentrações de DQO e ácidos orgânicos voláteis.

#### 2.1.4.3. Formação de ácido: 3ª fase

Continuação da hidrólise com conversão microbiológica do conteúdo orgânico biodegradável, resultando em ácidos orgânicos voláteis intermediários em altas concentrações, redução do pH com mobilização de alguns metais, crescimento da biomassa associada à formação de ácido (bactérias acidogênicas) e rápido consumo de nutrientes e substratos como principais características da fase.

#### 2.1.4.4. Fermentação metanogênica: 4ª fase

Os ácidos intermediários são consumidos pelas bactérias metanogênicas e convertidos a  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . Sulfatos e nitratos são reduzidos respectivamente a sulfetos e amônia. O pH se eleva por solução tampão de bicarbonato, favorecendo a proliferação das bactérias metanogênicas. Por precipitação, os metais traço são removidos.

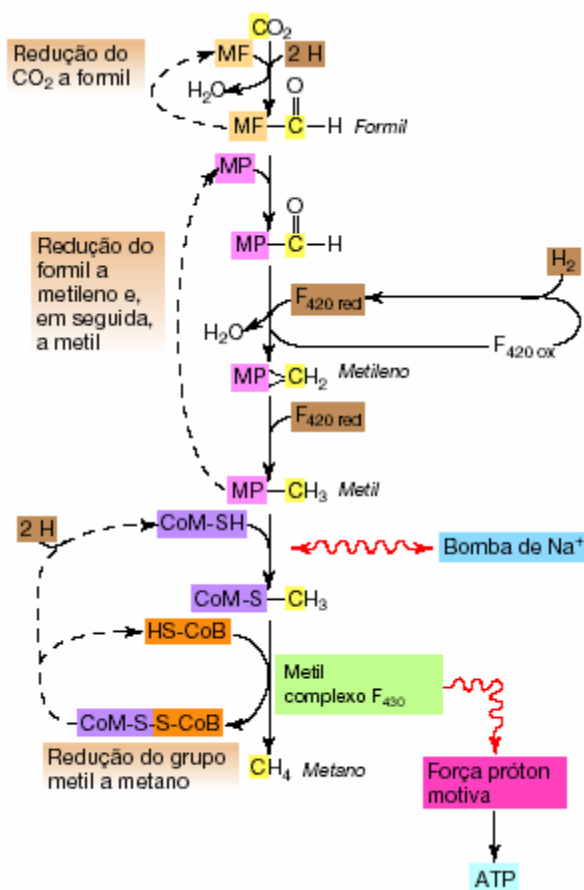
Conforme Madigan *et al.* (2004), a produção de metano é realizada por intermédio de uma série de reações de coenzimas a partir de  $\text{H}_2 + \text{CO}_2$  com complexidade extraordinária de um grupo de *Archaea* anaeróbias. Estas correspondem à produção biológica de  $\text{CH}_4$ , seja pela redução de  $\text{CO}_2$ , utilizando  $\text{H}_2$  ou a partir de composições metiladas, podendo caracterizar-se como um processo unicamente anaeróbio.

Na Figura 2, é possível verificar a metanogênese a partir do  $\text{CO}_2$ , onde MF é o Metanofurano; MP, metanopterina; CoM, coenzima M;  $\text{F}_{420\text{red}}$ , coenzima  $\text{F}_{420}$  reduzida;  $\text{F}_{430}$ , coenzima  $\text{F}_{430}$ ; CoB, coenzima B.

O elemento de carbono reduzido é grifado em amarelo, as fontes de elétrons são assinaladas em marrom, em azul a bomba reversível de  $\text{Na}^+$  (capaz de promover a oxidação de grupos metil na ausência de  $\text{H}_2$ ). Os elétrons para a redução do  $\text{CO}_2$  geralmente são originados do  $\text{H}_2$ , embora em certas condições alguns compostos orgânicos possam ser oxidados e produzir elétrons para a redução do  $\text{CO}_2$ .

#### 2.1.4.5. Maturação: 5ª fase

O substrato e os nutrientes encontram-se em quantidades reduzidas, diminuindo a concentração de percolado e a produção de gás, reaparecendo o oxigênio. A degradação continua ocorrendo, contudo, de forma lenta.



Fonte: Madigan *et al.* (2004).

**FIGURA 2 - Esquema da via da metonogênese, a partir de CO<sub>2</sub>.**

#### 2.1.4.6. Verificações de qualidade dos gases

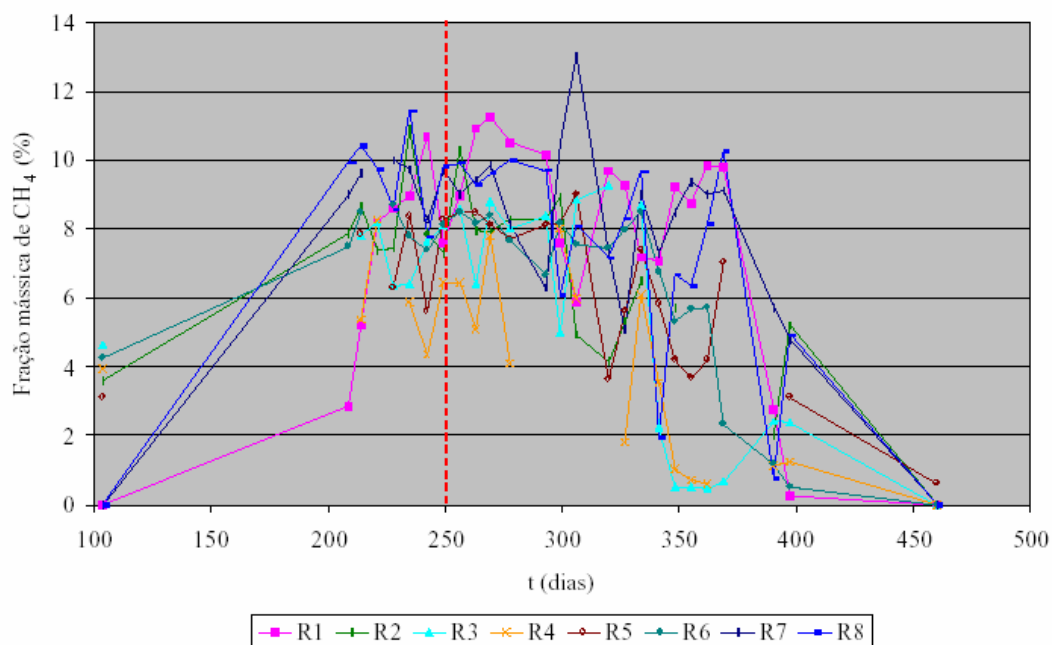
Os gases que compõem o biogás são o amoníaco (NH<sub>3</sub>), o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H<sub>2</sub>), gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), metano (CH<sub>4</sub>), nitrogênio (N<sub>2</sub>) e oxigênio (O<sub>2</sub>), sendo o metano e o dióxido de carbono os principais gases encontrados. O CH<sub>4</sub>, por sua vez é uma importante fonte de energia e, ao mesmo tempo, é um dos gases que contribuem significativamente para o efeito estufa, sendo 21 vezes mais agressivo que o CO<sub>2</sub>. Na Tabela 3, conforme Tchobanoglous *et al.* (1994) são mostradas as distribuições percentuais mais comuns em aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU).

**TABELA 3 – Composição comum de gases em aterros de RSU.**

Componentes	Porcentagem (base volume seco)
CH <sub>4</sub>	45 – 60
CO <sub>2</sub>	40 – 60
N <sub>2</sub>	2 – 5
O <sub>2</sub>	0,1 – 1,0
CO	0 – 0,2
NH <sub>3</sub>	0,1 – 1,0
H <sub>2</sub>	0 – 0,2
Sulfetos, disulfetos, mercaptanos, etc.	0 – 1,0
Constituintes em quantidades traço	0,01 – 0,6

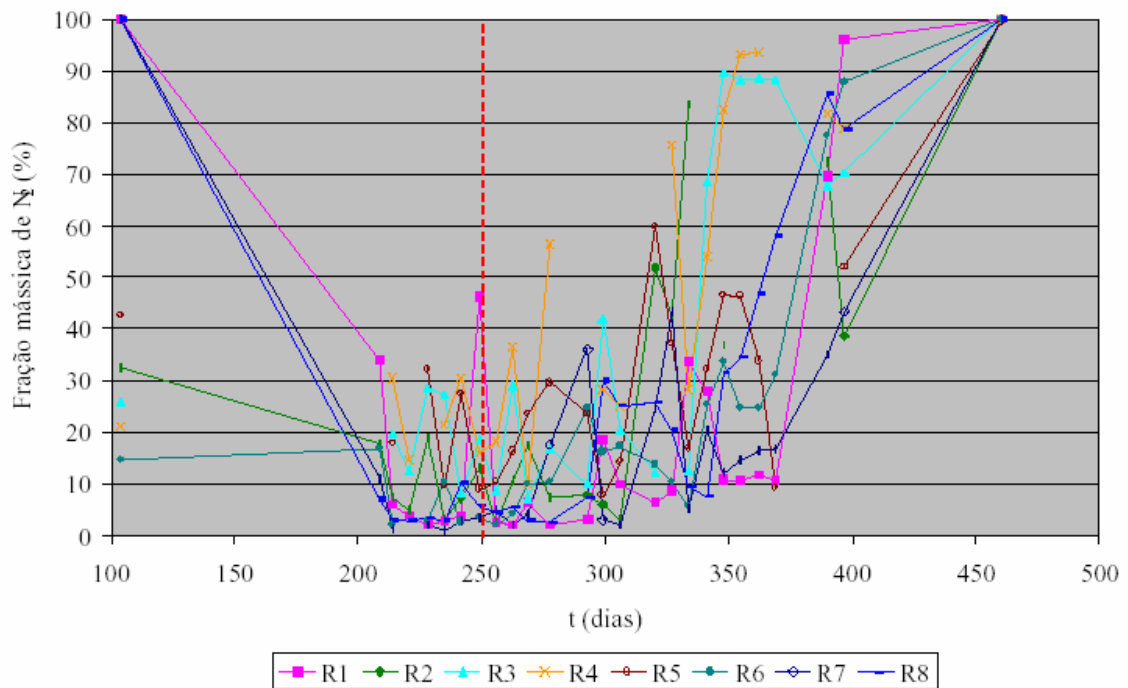
Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1994).

Segundo Oliveira (2002), em trabalhos com reatores em verificações qualitativas de gases CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> presentes em RSU, podem ocorrer problemas de infiltração de ar atmosférico na tomada de amostras de gás (que justificaria as baixas concentrações mássicas em torno de 10%) o que prejudicaria a confiabilidade dos resultados. A autora supracitada obteve a presença de frações de metano entre 200 e 250 dias de confinamento de RSU, como visto na Figura 3. As representações mássicas das amostras de nitrogênio e dióxido de carbono durante o experimento também são apresentadas nas Figuras 4 e 5.



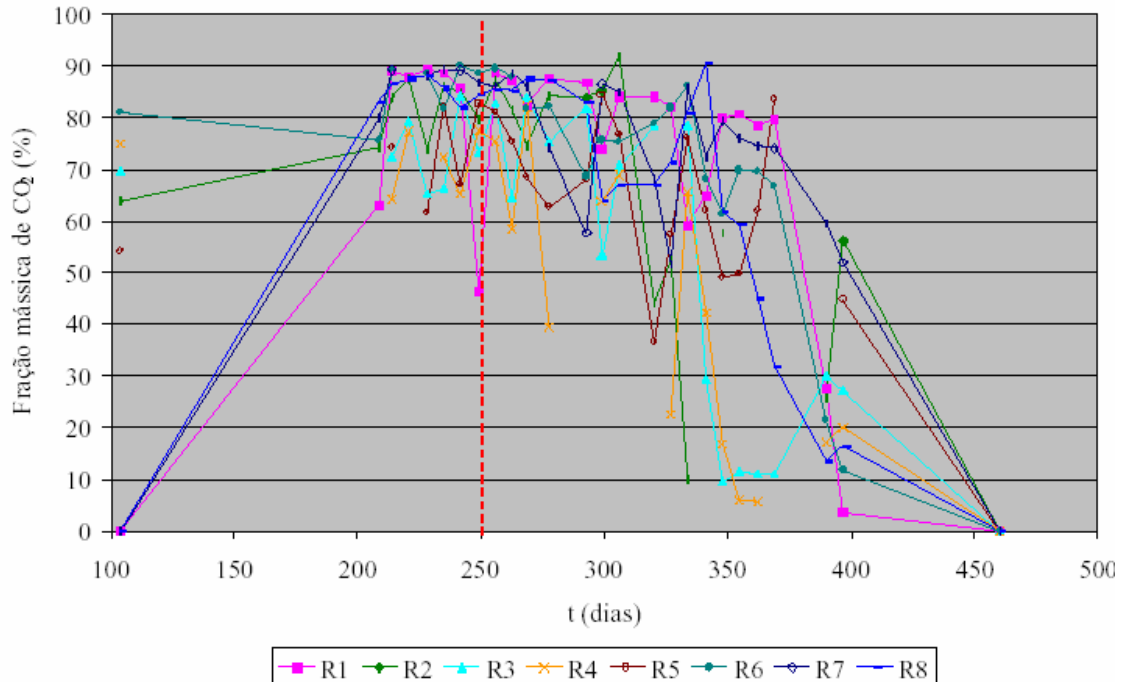
Fonte: Oliveira (2002).

**FIGURA 3 – Fração mássica de CH<sub>4</sub> nos gases amostrados em reatores experimentais.**



Fonte: Oliveira (2002).

**FIGURA 4 – Concentração de  $N_2$  nos gases amostrados em reatores experimentais.**



Fonte: Oliveira (2002).

**FIGURA 5 – Concentração de  $CO_2$  nos gases amostrados em reatores experimentais.**

## 2.2. Resíduos Sólidos no Brasil

A geração dos resíduos sólidos cresce proporcionalmente com o aumento da população e com o consumo de produtos que geram variedades cada vez maiores de elementos descartáveis como plásticos, metais, papelões. Dentro desta heterogeneidade de rejeitos, considerando o Brasil, a matéria orgânica de fácil biodegradação se encontra na primeira colocação em quantidade de massa, sendo superior ao somatório dos demais materiais descartáveis.

Em países desenvolvidos a matéria orgânica presente nos resíduos ocupa uma massa bastante inferior, visto a presença elevada de inertes em todos os setores, inclusive no alimentício, onde as embalagens trazem consigo alimentos pré-prontos que, de maneira geral, geram poucos resíduos de fácil degradação, tanto no processo de fabricação como no de consumo. A Tabela 4 apresenta a composição gravimétrica média dos RSU em algumas cidades do Brasil e do mundo.

TABELA 4 - Composição gravimétrica dos RSU.

Resíduos (%)	Brasil (1999)	<sup>(1)</sup> Brasil (2008)	Santa Maria, RS (1999)	<sup>(2)</sup> Porto Alegre, RS (2002)	<sup>(3)</sup> Porto Alegre, RS (2010)	São Carlos, SP (1989)	Caxias do Sul, RS (1991)	Davis, EUA (1990)
<b>Matéria Orgânica</b>	67,0	51,4	57,0	48,8	57,27	56,7	53,4	6,4
<b>Papéis</b>	19,8	13,1	20,0	9,8	11,62	21,3	21,0	41,0
<b>Plásticos</b>	6,5	13,5	8,0	11,8	11,23	8,5	8,9	10,7
<b>Vidros</b>	3,0	2,4	2,0	3,4	2,56	1,4	2,6	5,8
<b>Metais</b>	3,7	2,9	5,0	3,8	1,46	5,4	5,4	7,9
<b>Outros</b>	-	16,7	8,0	22,4	15,86	6,7	8,7	28,2

Fonte: adaptado de Neto (1999).

<sup>(1)</sup> Brasil (2011); <sup>(2)</sup> Reis (2005); <sup>(3)</sup> DMLU-PMPA (2012)

A geração de resíduos sólidos e conseqüente disposição final constituem-se em preocupações ambientais pelo seu potencial poluidor. O aumento da população urbana brasileira, associado à carência de programas de gerenciamento e investimentos públicos na área de saneamento, resulta em um quadro merecedor de atenção em relação à destinação final dos resíduos sólidos no Brasil.

Os resultados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (IBGE, 2000) demonstraram que o quantitativo dos resíduos coletados no Brasil apresenta um valor de 228.413 t/dia. Deste montante, 21% são dispostos em lixões, 37% em aterros controlados, 36% em aterros sanitários e 6% em outros sistemas de disposição final. Entretanto, não seria o



que se observou em pesquisas com os representantes municipais e diversas visitas técnicas realizadas por técnicos do Centro de Estudos Avançados de Economia Aplicada (CEPEA, 2004), pois a qualidade da gestão não refletiria os conceitos de aterros sanitários e controlados. A Tabela 5 apresenta, de forma regionalizada, a situação da disposição final dos resíduos sólidos em 2000.

**TABELA 5 - Quantidade diária de lixo coletado, por unidade de destino final.**

Brasil e Unidades da Federação	Quantidade diária de lixo coletado (t/dia)					
	Unidade de destino final do lixo coletado					
	Total	Vazadouro a céu aberto (lixão)	Vazadouro em áreas alagadas	Aterro controlado	Aterro sanitário	Outros
<b>Brasil</b>	228.413	48.322	233	84.576	82.640	12642,9
<b>REGIÃO NORTE</b>						
Amazonas	2.864	328	12	2.425	28	72
Rondônia	692	538	-	122	32	-
Acre	539	269	-	27	243	-
Roraima	133	133	-	-	-	-
Pará	5.182	3.725	43	372	1.008	35,1
Amapá	456	454	2	-	-	0,4
Tocantins	1.202	833	-	189	159	21,6
<b>TOTAL NORTE</b>	<b>11.067</b>	<b>6.279</b>	<b>56</b>	<b>3.134</b>	<b>1.469</b>	<b>129,1</b>
<b>REGIÃO SUDESTE</b>						
Minas Gerais	15.664	4.779	20	4.182	5.297	1387,4
Rio de Janeiro	17.447	4.825	20	4.578	7.328	695,8
São Paulo	105.582	3.238	47	56.565	38.587	7144,9
Espírito Santo	2.924	914	-	526	1.331	152,5
<b>TOTAL DO SUDESTE</b>	<b>141.617</b>	<b>13.756</b>	<b>87</b>	<b>65.851</b>	<b>52.542</b>	<b>9380,6</b>
<b>REGIÃO NORDESTE</b>						
Piauí	2.431	1.244	40	1.057	91	-
Ceará	10.151	2.752	-	78	7.307	14,8
Rio Grande do Norte	2.374	715	5	1.426	220	7,5
Paraíba	2.894	2.691	-	94	67	41,6
Pernambuco	6.281	3.022	-	812	2.301	145,8
Alagoas	2.999	1.698	-	1.096	185	20
Sergipe	1.377	768	-	579	30	-
Bahia	10.398	5.314	-	871	4.090	123,4
Maranhão	2.653	1.839	-	59	740	14,2
<b>TOTAL NORDESTE</b>	<b>41.558</b>	<b>20.044</b>	<b>45</b>	<b>6.072</b>	<b>15.030</b>	<b>367,3</b>
<b>REG. CENTRO-OESTE</b>						
Distrito Federal	2.567	-	-	2.022	-	545,3
Mato Grosso do Sul	1.757	728	8	786	194	41
Mato Grosso	2.164	877	-	492	599	195,4
Goiás	7.809	1.526	-	1.385	4.760	138,3
<b>TOTAL CENTRO-OESTE</b>	<b>14.297</b>	<b>3.131</b>	<b>8</b>	<b>4.684</b>	<b>5.553</b>	<b>920</b>
<b>REGIÃO SUL</b>						
Paraná	7.543	2.902	9	1.658	2.727	247,5
Santa Catarina	4.864	1.064	8	1.127	2.455	209,8
Rio Grande do Sul	7.468	1.147	20	2.049	2.864	1388,6
<b>TOTAL SUL</b>	<b>19.875</b>	<b>5.112</b>	<b>37</b>	<b>4.834</b>	<b>8.046</b>	<b>1845,9</b>

Fonte: IBGE (2000).

No Brasil, existem dados imprecisos sobre a disposição urbana de resíduos, no entanto, estudos do CEPEA (2004) organizam algumas estimativas que são mostradas na Tabela 6 quanto à geração de resíduos sólidos urbanos, em relação à faixa populacional dos municípios.

**TABELA 6 - Geração de RSU em função da faixa populacional dos municípios brasileiros**

<b>Classificação</b>	<b>População</b>	<b>kg/habitante.dia</b>	<b>Toneladas/dia</b>	<b>%</b>
Até 100 mil hab.	84.433.133	0,4	33.773	39
100 e 200 mil hab.	16.615.355	0,5	8.308	10
200 e 500 mil hab.	22.040.778	0,6	13.224	15
Acima de 500 mil hab.	45.777.000	0,7	32.044	37
Total	169.544.443	0,52	87.349	100

Fonte: adaptado de CEPEA (2004).

Em termos ambientais, a disposição inadequada dos resíduos sólidos pode contribuir para a poluição do ar, das águas, do solo, estética, bem como promover impactos negativos sobre a fauna e flora dos ecossistemas locais. Em relação aos aspectos sanitários, o principal problema está na proliferação de vetores capazes de transmitir diversas enfermidades ao homem, por diferentes vias de transmissão (FNS, 1999).

Devido à importância do assunto, há uma mudança de consciência e legislações ambientais foram criadas, outras modificadas. Embora muitas sejam brandas ou suscetíveis a interferências político-econômicas ou ainda fiscalizadas precariamente, percebe-se uma nova concepção ambiental em vigência com atuação do Ministério Público.

Um exemplo que pode ser citado no estado do Rio Grande do Sul é o aterro sanitário da empresa CRVR – Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos, que recebe resíduos sólidos urbanos de mais de 100 municípios. Anteriormente, os governos destas municipalidades, possivelmente dispunham seus resíduos de forma aleatória e desordenada com ausência de técnicas de engenharia. Pressionados por essa nova concepção ambiental, foram obrigados a se adequar, criando soluções como enviar seus rejeitos para um local onde fossem tratados adequadamente.

Do lado econômico, a produção exagerada de resíduos e a disposição sem critérios, representam um desperdício de materiais e de energia. Em condições adequadas, estes materiais poderiam ser reutilizados, possibilitando o uso racional dos recursos naturais,

redução dos custos de tratamento, armazenamento e disposição, bem como a minimização dos riscos para a saúde e o meio ambiente.

### 2.3. Oportunidades da digestão anaeróbia com o aproveitamento de CH<sub>4</sub>

Conforme informações de Ensinas (2003), a idéia de utilizar o biogás foi colocada em prática em 1975 no aterro de Palos Verdes na Califórnia, sendo o primeiro sistema de recuperação do gás no mundo, coletado, purificado e vendido para a companhia de gás *Southern California*. O primeiro projeto com aproveitamento do gás em caldeira entrou em operação no início da década de 1980, sendo o primeiro aproveitamento do gás para geração de eletricidade realizado em *Battleboro, Vermont*, em 1982.

Na América Latina, principalmente, muitas cidades dispõem os seus resíduos sólidos em locais abertos criando problemas com a contaminação da superfície e do lençol freático por chorume e com a emissão de gás de aterro sanitário ou em inglês Landfill gas (LFG) para a atmosfera. Este último é caracterizado aproximadamente por frações de 50% de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, sendo gases consideráveis para as contribuições negativas do efeito estufa à atmosfera. No Brasil, alguns aterros sanitários como o Bandeirantes de São Paulo, NovaGerar de Adrianópolis no estado do Rio de Janeiro desenvolveram projetos e coletam o gás produzido, utilizando-o para a geração de energia.

O grande desafio seria propagar essas tendências mundiais para aterros sanitários de porte médio, onde a implantação se torna muitas vezes inviável, pois o objetivo está somente no lucro financeiro e não nos benefícios ambientais que garantam a saúde das presentes e futuras gerações.

Segundo dados do Banco Mundial (2003), os projetos de geração de energia a partir da produção de CH<sub>4</sub> em aterros sanitários para municípios com depósitos inferiores a um milhão de toneladas e capacidade instalada de menos de 0,5 MW podem ser viáveis financeiramente dependendo do valor dos certificados de redução de emissões e do preço da energia.

Não obstante há a necessidade de maiores preços do crédito de carbono no mercado internacional, seria também indispensável, que a rede de distribuição de energia estivesse próxima do consumidor final ou de uma rede existente para facilitar a chegada da produção de energia ao consumidor para viabilizar também a comercialização da eletricidade. Como os RSU brasileiros possuem alto teor de material orgânico de fácil degradação, esta característica por si mesma serviria como incentivo na implantação de unidades com indicativo de viabilidade, senão financeiramente, ao menos ambientalmente.

Além disso, os objetivos de aproveitamento do biogás pela medição de certificados de redução ou geração de energia são compatíveis com medidas necessárias em aterros sanitários, como impedir o mau cheiro e a degradação da qualidade do ar, impactos de migração do gás através do solo, emissões à atmosfera de toneladas equivalentes de dióxido de carbono ( $eCO_2$ ).

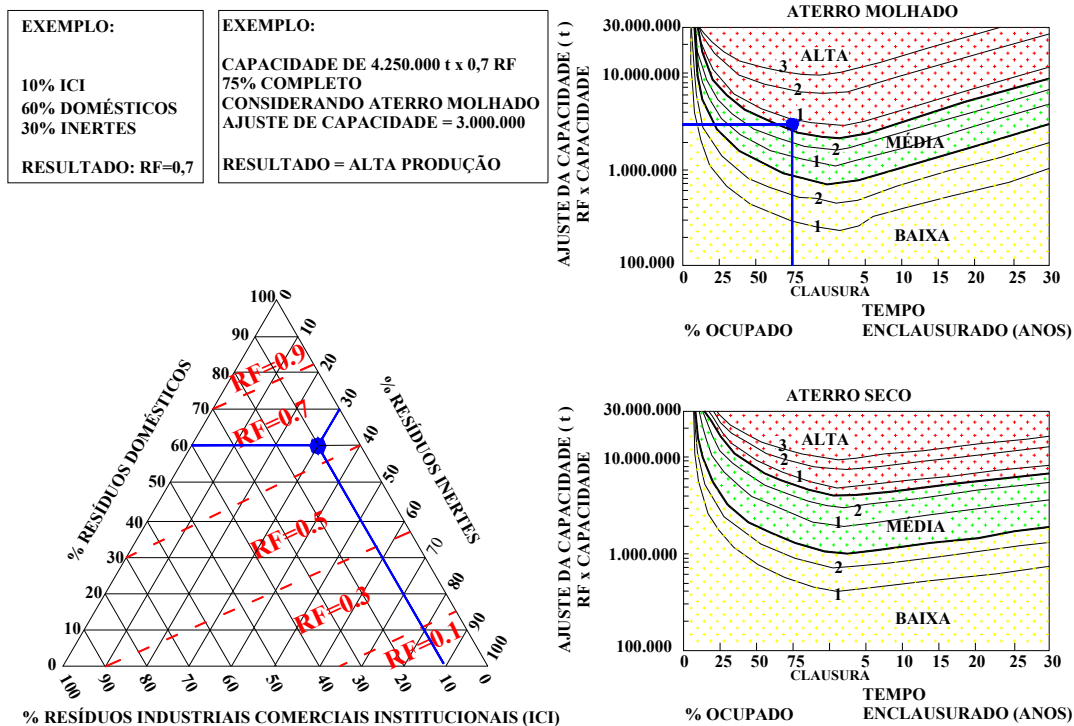
Para o encorajamento da aplicação destas técnicas, o governo possui um papel fundamental, devendo estimular os projetos por meio de planos de incentivo à tributação de impostos, visto que a modalidade energética brasileira é considerada barata, portanto não há estímulo em empreender tecnologias inovadoras na produção de energia elétrica.

Em estudos de Ham (1989), o autor obteve resultados que variam entre 0,05 a 0,40  $m^3$  de  $CH_4$  por quilograma de resíduo depositado em aterros sanitários, sendo um parâmetro importante a umidade dos resíduos. Nas concepções antigas denominadas tumbas secas, o objetivo principal era isolar completamente a massa de resíduos da água, para que houvesse a redução gradativa dos líquidos percolados. Atualmente, o entendimento difere, pois os resíduos com baixo teor de umidade tornam-se incapazes de produzir metano, pela interrupção de etapas da digestão anaeróbia.

Com base nos fatos citados, há tendência dos aterros funcionarem como biodigestores, conforme avaliações de Berge *et al.* (2009), onde ocorre uma elevação do teor de umidade dos resíduos, a fim de que haja a estabilização mais rápida da matéria orgânica facilmente degradável disponível, conseqüentemente maior produção de biogás.

O potencial preliminar de produção do biogás segundo o Banco Mundial (2003), pode ser estimado através do exemplo da Figura 6, onde é determinado o fator de ajuste conforme a composição do resíduo a partir do diagrama triangular. Após, o aterro é classificado como seco ou molhado, sendo que no primeiro caso a decomposição será mais lenta e conseqüentemente a geração do biogás mais demorada. Esta classificação é função principalmente da quantidade de chuvas da região. A baixa permeabilidade do material de cobertura, ou ainda, a incidência de precipitação inferior a 635mm por ano determina um aterro seco.

As características do biogás também são atraentes em comparação com outros gases, conforme pode ser observado na Tabela 7 adaptada de CONPET (2009) e também citado por outros autores como Brito Filho (2005) e Figueiredo (2007). Observa-se que o poder calorífico de 5600 kcal/ $m^3$  é inferior a de outros gases, mas de valor considerável, contribuindo em uma opção energética que no passado era desprezada e sendo fonte potencial de geração de créditos de carbono.



Fonte: Banco Mundial (2003).

**FIGURA 6 – Caracterização preliminar de aterros sanitários para projetos de geração de energia através do biogás.**

**TABELA 7 - Comparativo entre diferentes tipos de gases e o biogás de aterro de resíduos.**

Gás e características	Biogás	Gás Natural	GLP	Gás de Refinaria
<b>Origem</b>	Aterros Sanitários	Reservas de petróleo e gás	Destilação de petróleo e processamento de gás	Processos de refino do petróleo
<b>Poder calorífero kcal/m<sup>3</sup></b>	5600	9300 a 10900	24000 a 32000	10000
<b>Densidade Relativa</b>	0,923	0,58 a 0,72	1,5 a 2,0	0,82
<b>Principais componentes</b>	Metano; Dióxido de carbono; Hidrogênio.	Metano; Etano.	Propano; Butano.	Hidrogênio; Nitrogênio; Metano; Etano.
<b>Principais utilizações</b>	Industrial geração de energia elétrica e automotivo	Residencial, comercial e automotivo: (combustível) industrial: (combustível, petroquímica e siderúrgica) geração termoe elétrica.	Residencial, comercial e industrial (combustível)	industrial: (combustível e petroquímica)

Fonte: adaptado de CONPET (2009).

Em trabalho de Barros e Lemme (2007), os autores comparam o poder calorífico do biogás com o equivalente por quilo da lenha de 2500 kcal e com o bagaço da cana de açúcar de 1750 kcal, deixando claro que seu potencial energético é superado apenas por combustíveis fósseis.

Em trabalho de Desideri *et al.* (2003), os autores relatam que mesmo em drenos de gases com baixo potencial calorífico devido a quantidades inferiores a 20% de CH<sub>4</sub> é possível extrair o biogás para utilizar na geração de calor.

### 2.3.1. Fatores que interferem na produção do biogás

Conforme Brito Filho (2005), a decomposição dos resíduos e a produção do biogás, na teoria, podem ocorrer por períodos que vão de 30 a 100 anos, porém Mc Bean *et al.* (1995) e EMCON (1998) *apud* Brito Filho (2005), fazem referência que os períodos, na prática, são mais curtos, devido a uma diversidade de fatores que afetam o biogás.

#### 2.3.1.1. Composição dos resíduos

Quanto maior a quantidade de resíduos de fácil degradação (restos de alimentos, podas, etc), maior será a cinética de produção de biogás, enquanto que os não inertes como pedaços grandes de madeira são decompostos lentamente, gerando menores taxas de biogás.

#### 2.3.1.2. A formação do CH<sub>4</sub> e a umidade dos resíduos

Taxas elevadas de teores de umidade tendem a uma maior produção de biogás, sendo um parâmetro que pode ser alterado na medida em que haja maior ou menor inserção de precipitação e infiltrações sub-superficiais. Uma utopia seria a saturação mássica total dos resíduos, contudo, a extração do gás de aterro seria praticamente inviável.

Em trabalho de Themelis & Ulloa (2007), os autores destacam que os resíduos orgânicos devem ter no mínimo 20% para que haja a produção de metano. Este valor é obtido conforme os pesos moleculares dos elementos, onde para cada 5,4 kg de C<sub>6</sub>H<sub>10</sub>O<sub>4</sub> (fórmula estrutural resultante dos processos de oxidação da matéria orgânica de pelo menos 10 ácidos) são necessários aproximadamente 1,0 kg de água, visto que o ácido possui peso molecular de 146

gramas, reagindo com 27 gramas de água, onde os mesmos podem ser observados na equação 1 a seguir:



#### 2.3.1.3. Granulometria das partículas em aterro sanitário

De acordo com Brito Filho (2005), a granulometria para a geração do biogás depende necessariamente da área específica das partículas, isto é, quanto menor o diâmetro das mesmas, mais facilitado será o processo de geração do biogás, pois as partículas menores de matéria orgânica possibilitam a degradação mais rápida dos compostos, cumprindo as tendências gerais do desenvolvimento da qualidade do gás nas suas diversas fases até atingir a metanogênese.

#### 2.3.1.4. O pH em condições ideais no aterro sanitário

O pH está necessariamente ligado à acidez ou alcalinidade da matéria orgânica disponível no aterro. De forma geral, as bactérias produtoras de metano (anaeróbias) não são extremófilas, por conseguinte, sobrevivem em ambientes que oscilam em torno da neutralidade (pH~7,0). Quando as mesmas encontram condições próximas das ideais há maior capacidade de geração de biogás. As características gerais dos aterros levam a ambientes ligeiramente ácidos, com picos de acidez no início da operação, desfavorecendo a geração do biogás.

#### 2.3.1.5. Condições de temperatura na produção de biogás.

As condições ideais do desenvolvimento de bactérias termófilas, que produzem altas taxas de CH<sub>4</sub>, encontram-se na faixa entre 45 e 65°C nos aterros, porém, se verifica na maioria das vezes a presença de bactérias mesófilas que se desenvolvem entre 30 e 35°C. A atividade metanogênica encontra-se extremamente prejudicada à temperatura inferior a 15°C, contudo, Singh (1999) em trabalho com reatores, encontrou produções relativamente estáveis de CH<sub>4</sub> em diferentes temperaturas, inclusive inferiores a 15°C.

### 2.3.1.6. Outros fatores limitantes na produção do biogás

Há ainda outros fatores que podem influenciar na produção de biogás, como a geometria do aterro (aterros com altura inferior a 5,0m possuem dificuldade na produção de biogás). O grau de compactação dos resíduos, onde uma compactação extrema reduz os vazios da massa, aproximando as partículas de fácil degradação, reduzindo a superfície específica de degradação e conseqüentemente a geração do metano. Os elementos presentes como o carbono e nitrogênio também devem estar em equilíbrio (se apenas uma fonte está presente, a produção de metano será mal sucedida, pois o carbono é fonte de energia para os microorganismos, enquanto o nitrogênio contribui para a síntese de proteínas). As bactérias também são importantes no processo, principalmente as mesófilas, porém são sensíveis às variações de temperatura (há produção de metano somente na faixa entre 10°C e 45°C). Além disso, a idade dos resíduos afeta diretamente na quantidade de metano, visto que há um decréscimo na produção do gás quanto maior for o tempo em que os resíduos foram dispostos.

### 2.3.2. Alguns modelos simplificados e a estimativa de produção de biogás

Em trabalho de Brito Filho (2005), o autor apresenta uma gama relevante de modelos simplificados que são ferramentas econômicas para a avaliação do potencial de geração do biogás em aterros, quanto às suas emissões e migrações, além de julgar a viabilidade de implantação de projetos desta alçada.

O modelo de melhor facilidade de uso, por ser apenas uma equação de primeira ordem e mais utilizado no mundo, com maior disponibilidade de dados e aceito pelas agências financiadoras é o modelo *Scholl-Canyon*.

#### 2.3.2.1. Modelo de Laquidara (1986)

Laquidara (1986) propôs um modelo, onde é utilizada uma taxa de geração de biogás dada em litros por grama de SVB (sólidos voláteis biodegradáveis) secos. Para o cálculo das taxas mínimas de produção de biogás nos aterros sanitários brasileiros, adota-se a estimativa do teor geral de umidade dos resíduos, não o teor inicial excessivamente alto de umidade exibido quando do despejo do lixo. A partir de cálculos estequiométricos, a taxa prevista de geração de biogás (total de metano mais o dióxido de carbono) é cerca de 5 pés cúbicos/lb de resíduos sólidos municipais *in natura*, dado um teor de umidade de cerca de 46%, o que



significa que aproximadamente 0,52 litro de metano podem ser gerados por grama de SVB destruído. Baseado numa proporção de 65:35 em porcentagem de CH<sub>4</sub> e porcentagem de CO<sub>2</sub> no biogás, cerca de 0,28 litro é produzido por grama de SVB destruído. A soma das taxas CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> é de 0,8 litro por grama de SVB seco para um RSU brasileiro.

Para este modelo é estimada uma vida útil de nove anos e um despejo anual de lixo em 170 mil toneladas. A taxa média de geração é então aplicada e uma produção de biogás anual é calculada. A equação 2 para determinar a produção de biogás após a disposição dos resíduos sólidos no aterro, é baseada na cinética de primeira ordem, que é descrita abaixo:

$$S_1 = S_0(e^{-k.t}) \quad (2)$$

Onde:

S<sub>1</sub>: Massa (em gramas) dos SVB remanescentes no aterro num período determinado “t”;

t: Tempo em dias após a disposição dos resíduos;

S<sub>0</sub>: Massa inicial dos SVB em gramas no início da disposição dos resíduos no aterro;

k: Coeficiente de deterioração orgânica. É definido pelas características dos resíduos, pelo seu teor de umidade, pelo clima geral onde o aterro está situado.

A equação 3 de deterioração dos SVB também foi melhorada para incluir a taxa de geração de metano e a produção de biogás em resíduos sólidos municipais específicos, em que:

$$DG = C(DDS) \text{ e } LFG = \frac{G}{M_c} \quad (3)$$

Onde:

DG: Volume de gás metano (CH<sub>4</sub>) produzido em litros por unidade de tempo;

C: Volume de metano produzido por grama de SVB consumido (definido como 0,52 L/g);

DDS: Massa do SVB consumido em gramas em um intervalo específico de tempo a partir da disposição dos resíduos no aterro.

O volume do biogás (litros) produzido naquele período de tempo é, então, calculado a partir da taxa G de geração de gás metano e dividido pelo percentual de componente de metano ( $M_C$ ) no gás recuperado, que é cerca de 65%.

### 2.3.2.2. O modelo *Scholl-Canyon* da USEPA

Segundo o Banco Mundial (2003), é apropriado usar um modelo simples que empregue parâmetros menos numerosos, que podem ser designados mais razoavelmente segundo as condições específicas do local.

Usando os limites superiores e inferiores de uma geração de LFG *versus* o perfil de tempo, baseado nas condições prováveis dentro do aterro, é possível designar valores e insumos de projeto que são adequados para uso na avaliação do potencial de um local e quaisquer fatores de risco que possam ser aplicáveis.

Modelos cinéticos de primeira ordem são usados freqüentemente para avaliar a produção de metano durante a vida de um aterro. Esses modelos são adaptados para aterros específicos por numerosas presunções sobre condições no aterro. O Modelo *Scholl Canyon* é o mais aceito e utilizado pela indústria e por agências reguladoras, inclusive a EPA norte-americana, por ser simples e objetivo. Este modelo está baseado na premissa de que há uma fração constante de material biodegradável no aterro por unidade de tempo. A equação 4 de primeira ordem é dada abaixo:

$$Q_{CH_4i} = k.L_0.m_i.e^{-k.t} \quad (4)$$

Onde:

$Q_{CH_4i}$  = metano produzido no ano i na seção de resíduos, em  $m^3.CH_4.ano^{-1}$ ;

k = constante da geração de metano que depende da precipitação, em  $ano^{-1}$ ;

$L_0$  = potencial da geração de metano, em  $m^3.CH_4.t^{-1}$ ;

$m_i$  = massa de resíduo despejada no ano i, em t;

t = anos após o fechamento.

É pratica típica presumir que o LFG gerado consiste de 50 por cento de metano e 50 por cento de dióxido de carbono, para que o LFG total produzido seja igual a duas vezes a quantidade de metano calculado a partir da Equação do método que é base para o modelo matemático LandGEM da EPA (2005).

O Modelo *Scholl Canyon* prediz a produção de LFG durante algum tempo como uma função da constante de geração de LFG (k) em relação a precipitação como mostrado na Tabela 8. Esses parâmetros de insumo precisam ser selecionados com conhecimento das condições de aterro específicas e da localização geográfica.

**TABELA 8 - Valores da constante de geração (k).**

Precipitação Anual	Valores de k		
	Relativamente Inerte	Moderadamente Degradável	Altamente Degradável
<250 mm	0,01	0,02	0,03
>250 e <500 mm	0,01	0,03	0,05
>500 e <1000 mm	0,02	0,05	0,08
> 1000 mm	0,02	0,06	0,09

Fonte: adaptado de Banco mundial (2003).

Em aterros americanos são reportados na literatura, valores de  $L_0$  entre  $5 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t}$  (resíduos praticamente inertes ou de difícil degradação) a  $270 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t}$  (resíduos facilmente degradáveis). Esta variação é considerada grande, devido às características heterogeneas dos aterros americanos pesquisados. Coeficientes dentro destas faixas são relatados em trabalhos realizados por McBean *et al.* (2007), encontrando uma produção de metano na ordem de  $167 \text{ m}^3$  por tonelada de resíduo em aterro argentino. Machado *et al.* (2009), em experimentos de laboratório obtiveram geração do metano de  $70 \text{ m}^3$  por tonelada de resíduos em aterro brasileiro na Bahia, mas fazem referência que são valores inferiores aos que se encontram na bibliografia, devido provavelmente à alta umidade presente em relação à disponibilidade de matéria orgânica biodegradável. Estes coeficientes anteriormente citados podem ser visualizados na Tabela 9, sendo que o Banco Mundial (2003) recomenda a utilização de  $170 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t}$ .

**TABELA 9 - Valores de “ $L_0$ ”**

Categoria do Resíduo	$L_0$ mínimo ( $\text{m}^3/\text{t}$ )	$L_0$ máximo ( $\text{m}^3/\text{t}$ )
Resíduo relativamente inerte	5	25
Resíduo moderadamente degradável	140	200
Resíduo altamente degradável	225	300

Fonte: adaptado de Banco mundial (2003).

Outra forma de obter empiricamente os valores de “ $L_0$ ” é a utilização do *FOD model* que é descrito por Ritzkowski & Stegmann (2010). O modelo baseia-se na equação 5 de primeira ordem.

$$L_0 = MCF \cdot DOC \cdot DOC_F \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad (5)$$

Onde:

$L_0$  = formação potencial de metano (t.CH<sub>4</sub>/t.resíduo);

MCF = fator de correção do metano (MCF = 1 para aterros bem concebidos e 0,4 a 0,8 para lixões);

DOC = fração biodegradável dos resíduos;

DOC<sub>F</sub> = fração de DOC que é convertida em biogás;

F = % do metano no biogás (normalmente utiliza-se 0,5).

A constante de decaimento  $k$ , anteriormente citada, está relacionada com o tempo necessário para que a fração de carbono orgânico degradável (COD) dos resíduos decaia para metade de sua massa inicial, podendo ser obtida por processo de interação quando se tem conhecimento da vazão de gás metano do aterro, do valor de  $L_0$  e da quantidade e do tempo de deposição do lixo no local.

Segundo IPCC (1996) esta constante é estabelecida pela equação 6:

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \quad (6)$$

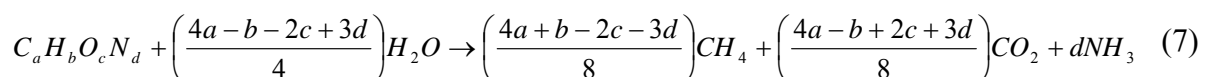
Onde:

$k$ : Constante de decaimento (ano<sup>-1</sup>);

$t_{1/2}$ : Tempo para a fração de COD decair pela metade em massa (anos).

### 2.3.2.3. O Modelo de Tchobanoglous, Thessen & Vigil

Supõe-se a conversão completa dos resíduos facilmente degradáveis em CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, com volume de gás estimado a partir da equação 7 a seguir:



Os parâmetros “a”, “b”, “c” e “d” da Equação são obtidos através da relação molar dos elementos químicos de composição dos resíduos orgânicos rapidamente e lentamente degradáveis divididos pelo mol de nitrogênio. O peso de cada elemento químico relacionado aos componentes dos resíduos são apresentados nas Tabelas 10 e 11 na seqüência:

**TABELA 10 – Componentes dos resíduos orgânicos decompostos e seus elementos químicos.**

Componentes	Peso úmido (kg)	Peso seco (kg)	Composição (kg)				
			C	H	O	N	Cinzas
<b>Constituintes orgânicos rapidamente decompostos</b>							
Resíduos de comida	9,0	2,7	1,30	0,17	1,02	0,07	0,14
Papel	34,0	32,0	13,92	1,92	14,08	0,10	1,92
Papelão	6,0	5,7	2,51	0,34	2,54	0,02	0,29
Resíduos de Jardim	11,1	4,4	2,1	0,26	1,67	0,15	0,2
<b>Total</b>	<b>60,1</b>	<b>44,8</b>	<b>19,83</b>	<b>2,69</b>	<b>19,31</b>	<b>0,34</b>	<b>2,55</b>
<b>Constituintes orgânicos lentamente decompostos</b>							
Têxteis	2,0	1,8	0,99	0,12	0,56	0,08	0,05
Borracha	0,5	0,5	0,39	0,05	-	0,01	0,05
Couro	0,5	0,4	0,24	0,03	0,05	0,04	0,04
Resíduos de jardim	7,4	3,0	1,43	0,18	1,14	0,10	0,13
Madeira	2,0	1,6	0,79	0,10	0,69	-	0,02
<b>Total</b>	<b>12,4</b>	<b>7,3</b>	<b>3,84</b>	<b>0,48</b>	<b>2,44</b>	<b>0,23</b>	<b>0,29</b>

Fonte: adaptado de Tchobanoglous *et al.* (1994).

**TABELA 11 – Relação molar dos componentes.**

Componentes	Relação mol (Nitrogênio = 1)	
	Rapidamente decompostos	Lentamente decompostos
Carbono	68,5	19,5
Hidrogênio	110,5	29,0
Oxigênio	50,1	9,2
Nitrogênio	1,0	1,0

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1994).

Conhecendo a relação molar, a massa de gás metano e de dióxido de carbono são, então, determinadas através das equações de decomposição. Com a massa determinada e a densidade de cada gás, pode-se conhecer o volume de gás gerado, obtendo-se assim as quantidades

volumétricas de cada gás para as massas de resíduos rapidamente e lentamente degradáveis determinadas inicialmente.

#### 2.3.2.4. Modelo IPCC

O modelo equação 8 estima as quantidades de metano geradas para resíduos, considerando o percentual de carbono orgânico degradável em função da quantidade de resíduos depositada.

$$E_{CH_4} = (Pop_{urb} \times Taxa\ RSD \times RSD_f \times FCM \times COD \times COD_f \times F\ 16/12 - R) \times (1 - OX) \quad (8)$$

Onde:

$E_{CH_4}$ : Emissão de metano (GgCH<sub>4</sub>/ano);

$Pop_{urb}$ : População urbana do país (nº habitantes);

Taxa RSD: Taxa de geração de resíduos sólidos domésticos por habitante por ano (kg RSD/habitante.ano);

$RSD_f$ : Fração de resíduos sólidos domésticos que é depositada em locais de disposição de resíduos sólidos (fração adimensional);

FCM: Fator de correção de metano (fração adimensional) que depende das condições de disposição para formação do metano, conforme demonstrado na Tabela 12;

COD: Carbono orgânico degradável no resíduo sólido doméstico (fração adimensional ou gC/gRSD);

$COD_f$ : Fração de COD que realmente degrada [fração adimensional];

F: Fração de CH<sub>4</sub> no gás de aterro (fração adimensional);

16/12: Taxa de conversão de carbono em metano (fração adimensional ou gCH<sub>4</sub>/gC);

R: Quantidade de metano recuperado (GgCH<sub>4</sub>/ano);

OX: Fator de oxidação (fração adimensional).

A quantidade de carbono orgânico degradável (COD) é determinada pela equação 9:

$$COD = 0,4.(A) + 0,17.(B) + 0,15.(C) + 0,30.(E) \quad (9)$$

Sendo a mesma baseada na quantidade de carbono presente na massa de resíduos conforme a Tabela 13:

**TABELA 12 - Local de disposição dos resíduos e fator de correção do metano.**

Tipo de local	Fator de correção do metano (FCM)
Adequado <sup>a</sup>	1,0
Inadequado (profundo p/ $\geq 5$ m de resíduos)	0,8
Inadequado (não profundo p/ $< 5$ m de resíduos)	0,4
Sem classificação <sup>b</sup>	0,6

Fonte: IPCC (1996)

<sup>a</sup>Locais adequados devem ter deposição controlada do resíduo abrangendo o material de cobertura, compactação mecânica e nivelamento do resíduo.

<sup>b</sup>Para locais não classificados é assumido um valor *Default* para FCM

**TABELA 13 - Componentes dos resíduos e seu COD.**

Componente	Resíduo	COD (% em massa)
A	Papel e papelão	40
B	Resíduos de parque e jardins	17
C	Restos de alimentos	15
D	Tecidos	40
E	Madeira <sup>a</sup>	30

Fonte: adaptado de Bingemer & Crutzen (1987).

<sup>a</sup>Excluída a fração de lignina que se decompõe lentamente.

Caso não haja segregação da matéria orgânica, sendo classificada simplesmente como “outros”, esta caracterização diria respeito a resíduos de podas, galhos, folhas, jardins, portanto orgânicos que não sejam alimentos e putrescíveis (B), resíduos de alimentos (C) e resíduos de madeira e palha (D), sendo a equação 10 abaixo sugerida da seguinte forma:

$$COD = 0,4.(A) + (0,15 \text{ a } 0,30).(B + C + D) \quad (10)$$

Estima-se que a fração diferenciada COD (COD<sub>f</sub>) é a parcela de COD convertida em gás de aterro e escrita da seguinte forma na equação 11:

$$COD_f = 0,014.(T) + 0,28 \quad (11)$$

Onde:

T: temperatura (°C);

COD<sub>f</sub>: Fração de carbono orgânico degradável que realmente degrada.

Esta equação considera que a temperatura na região anaeróbia mantém-se em torno de 35°C. É recomendado o valor de 0,77 para a fração de COD, obtido através da mesma.

#### 2.4. O potencial da comercialização de créditos de carbono e recuperação de energia

O projeto pioneiro no Brasil no conceito de tecnologias para acondicionamento de RSU foi o projeto NovaGerar (2004). Esta concepção buscava mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL) que atuassem em atividades de longo prazo e que fossem economicamente viáveis.

Segundo Barros e Lemme (2007), o projeto contempla o aterro de Marambaia e o de Adrianópolis, situados no município de Nova Iguaçu – RJ. O primeiro é um lixão com etapas definidas para sua recuperação. O segundo é um aterro sanitário moderno com potenciais energéticos superiores ao de Marambaia.

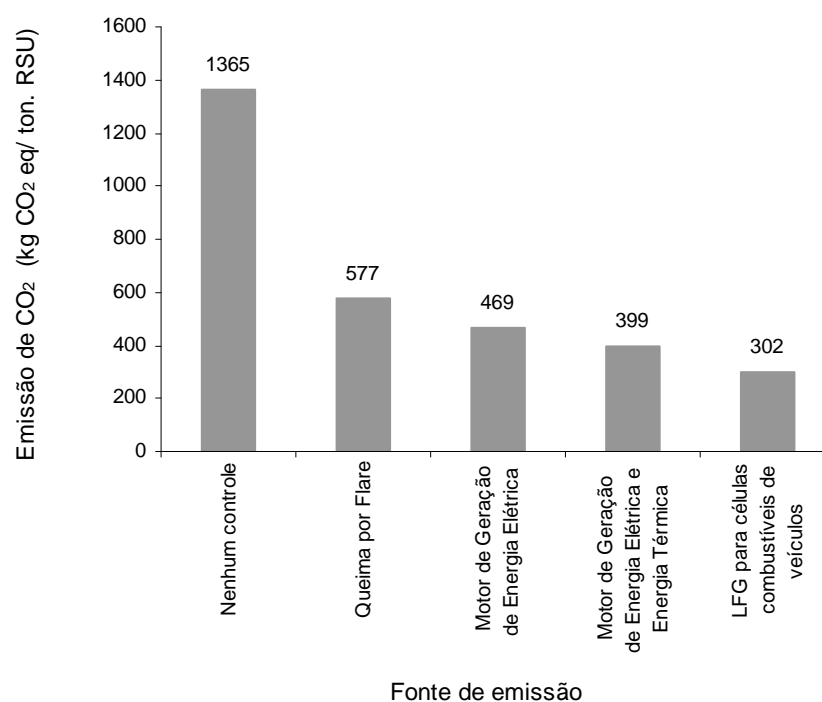
Mesmo antes de existirem os modelos de MDL para projetos, em 2001 já existia a concepção para exploração de créditos de carbono e geração de energia. Após se estabelecerem regras, modelos e procedimentos, o projeto NovaGerar (2004) foi enviado para o painel de metodologias do comitê executivo da ONU (*Executive Board*) que discute assuntos relativos a mudanças climáticas.

A importância toma espaço a partir do momento em que diversas bibliografias mostram que o biogás produzido está na ordem de 0,350 a 0,390 m<sup>3</sup>/kg RSU, conforme apresentado por Di Maria (2001) *apud* Desideri *et al.* (2003) e Zamorano *et al.* (2007). Os mesmos autores ainda apresentam as diretivas européias quanto ao metano produzido por aterros sanitários, onde o mesmo deve ser recuperado em forma de energia quando possível e queimado na pior das hipóteses.

Lombardi *et al.* (2006) expõe na Figura 7 o quanto é possível deixar de emitir de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, utilizando recuperação de energia.

Sendo a eficiência da geração de energia e calor, a partir dos RSU, comparável inclusive àquelas provenientes dos bio-combustíveis, conforme referência de Gohlke & Umwelt (2009), buscam-se métodos para viabilizar a exploração comercial, tornando atraentes as incursões neste tipo de modalidade de energia.





Fonte: adaptado de Lombardi *et al.* (2006).

**FIGURA 7 – Comparação quanto às emissões dos gases de efeito estufa.**

#### 2.4.1. Os créditos de carbono

Buscando atender às demandas do *Prototype Carbon Fund* (PCF), o projeto NovaGerar foi elaborado para a comercialização dos créditos de carbono junto ao Banco Mundial. Uma parte dos créditos de carbono foi comercializada antes mesmo de ser gerada, através de cláusulas contratuais que garantiriam os benefícios financeiros a partir da comprovação das primeiras emissões.

No entanto, segundo divulgações da Gazeta Mercantil (2009), o Brasil, apesar do pioneirismo na modalidade MDL, ficou para trás de países emergentes como China e Índia. Segundo a mesma fonte, o mercado nacional corresponde a 4% da produção das frações de créditos de carbono que são comercializadas mundialmente, enquanto se estimava um potencial na faixa de 20% do mercado, permanecendo em terras nacionais.

Um acordo inicial estimava a venda de 2,5 milhões de toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub> entre os anos de 2004 e 2012, perfazendo € 8,5 milhões em certificados de redução de emissões, através da energia contida no biogás ou da sua queima controlada. O empreendimento é amparado num contrato que previa um valor de € 3,35 por tonelada

equivalente de CO<sub>2</sub> no início da operação, contudo, atualmente está majorado no mercado internacional, mas suscetível às oscilações que são função do desempenho da economia mundial. A prefeitura de São Paulo chegou a realizar leilões negociando a € 19,20 por tonelada equivalente de CO<sub>2</sub> o valor do certificado da redução de emissão.

No entanto, de acordo com o jornal Valor Econômico (2012), pela volatilidade deste mercado, a Caixa Econômica Federal vendeu créditos de carbono para projetos não divulgados a um valor de € 6,75/t.eCO<sub>2</sub> em dezembro de 2011, preço fixado até 2020.

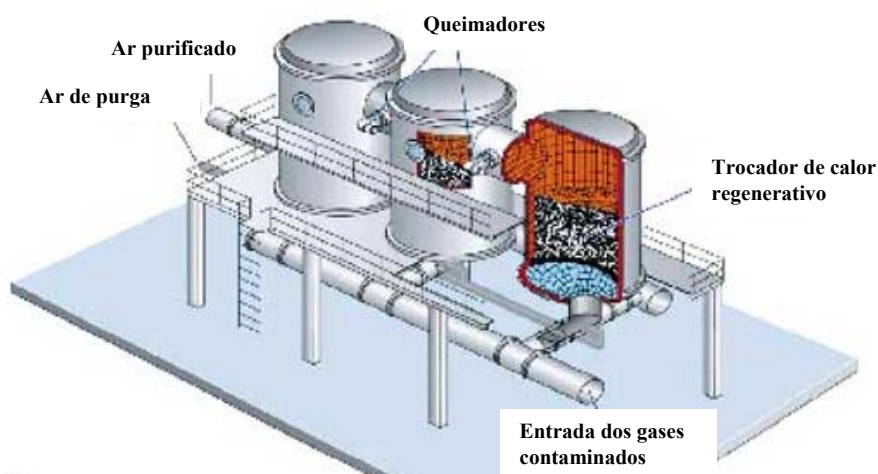
Barros e Lemme (2007), apresentaram dados específicos quanto às receitas arrecadadas com os créditos de carbono nos aterros de Marambaia e Adrianópolis. O valor até 2022 estaria na ordem de € 26.513.920 e os custos estimados, considerando implantação, recuperação e operação estariam na ordem de € 15.741.444. Neste período a queima do CH<sub>4</sub> corresponderia a 7.914.603 toneladas.

No aterro sanitário Kuhstedt, no norte da Alemanha, é utilizada aeração (reduz a anaerobiose e conseqüentemente a produção de metano), onde esta técnica pode reduzir de 83% a 95% da emissão de gases de efeito estufa, como apresentado por Ritzkowski & Stegmann (2010), gerando créditos de carbono. Segundo os autores, estima-se que entre 11% e 12% da emissão antropogênica é proveniente dos aterros sanitários e velhos depósitos de resíduos, sendo o terceiro na escala de emissão de CH<sub>4</sub>, atrás somente das plantações de arroz (1º lugar) e da ruminância bovina (2º lugar). O CH<sub>4</sub> remanescente ao processo de aeração no aterro de Kuhstedt é coletado e oxidado termicamente a CO<sub>2</sub>, reduzindo significativamente as taxas de geração. O sistema empregado é o RTO (*Regenerative Thermal Oxidation*) que também é utilizado no controle de odores.

No Brasil, Furtado (2008) apresentou matéria sobre uma empresa produtora de resinas termofixas de polímeros para tintas e revestimentos. Esta empresa havia instalado uma tecnologia para controlar os odores através da oxidação de carbonos orgânicos voláteis, gerando no processo final água e gás carbônico após a passagem controlada em câmara de combustão a 850°C, durante um tempo de residência de 0,5 segundos. A tecnologia é apresentada na Figura 8.

Na região do mar mediterrâneo, há grandes campos de oliveiras e, por conseqüência, geração de subprodutos, que em Manios *et al.* (2007), são discutidos em termos da emissão de gases de efeito estufa por intermédio do processo de compostagem. Segundo os autores, em compostagem utilizando a técnica do *windrow*, com dimensões aproximadas de 1,5 m de altura, 2,0 m de largura e 15,0 m de comprimento, foram emitidos pela leira I 2791 kg de CO<sub>2</sub> e 169 kg de CH<sub>4</sub> (volume da leira I de 25 m<sup>3</sup> e peso úmido de 16,25 t), enquanto na leira II

2998 kg de CO<sub>2</sub> e 54 kg de CH<sub>4</sub> (volume da leira II de 27,5 m<sup>3</sup> e peso úmido de 15,2 t). Para a medição da quantidade de gases foram introduzidos quatro funis invertidos de 500 mL em cada uma das leiras, distantes entre 10 e 60 cm da superfície. Um equipamento móvel de análise de gases foi acoplado ao sistema (*GA2000, Geotechniques Instruments*). O critério para a duração e frequência da medição das emissões foi determinado conforme a flutuação da temperatura no interior das leiras.



Fonte: adaptado de Furtado (2008).

**FIGURA 8 – Sistema RTO (*Regenerative Thermal Oxidation*).**

A leira II caracteriza-se pelo maior índice de vazios pela mistura volumétrica em maiores proporções de galhos fracionados de oliveiras 1:1:2 (lodo de óleo de oliva:folhas de oliveiras:galhos fracionados). A mistura da leira I foi ensaiada a 1:1:1 (v/v).

Manios *et al.* (2007) concluíram que a maior proporção de galhos fracionados na leira II elevou o índice de vazios, facilitando a oxigenação e, portanto reduzindo a emissão de CH<sub>4</sub> ao meio.

#### 2.4.2. A recuperação de energia

Themelis & Ulloa (2007), quantificaram o número de aterros sanitários no mundo que exploram o biogás para a geração de energia. Ainda que os dados sejam referentes ao ano de 2002 é possível verificar na Tabela 14 o quanto há campo para a recuperação da energia, principalmente no Brasil, onde atualmente 6 aterros recuperam o biogás e o transformam em energia.

TABELA 14 - Recuperação de energia em aterros sanitários.

País	Número de Empreendimentos
Estados Unidos	325
Alemanha	150
Reino Unido	135
Suécia	70
Holanda	60
Itália	40
Canadá	25
Austrália	25
Dinamarca	21
Noruega	20
Áustria	15
França	10
Espanha	10
Suíça	10
Finlândia	10
Polônia	10
Brasil	6
República Tcheca	5
Hungria	5
China	3
<b>Total</b>	<b>955</b>

Fonte: adaptado de Themelis & Ulloa (2007).

Segundo EPA (1996) e Brito Filho (2005), há referência à recuperação dos gases em instalações pequenas (até 5 MW), onde é comum utilizar motores de combustão interna que usam combustíveis ou turbinas de gás. Em motores tipo êmbolo, é necessário processar o gás de aterro para separar toda a umidade possível, de forma que sejam minimizados os danos para as cabeças dos cilindros. Se o gás contiver H<sub>2</sub>S, a temperatura de combustão deve ser controlada cuidadosamente a fim de evitar problemas de corrosão, passando o gás de aterro através de uma depuradora que contenha limalha de ferro. Na Tabela 15 é possível verificar o custo comparativo entre tecnologias de recuperação de biogás para a geração de energia.

TABELA 15 - Custo entre diferentes sistemas de recuperação da energia de biogás

Tecnologia/Usos	Custo Capital (USD/kW)	Custo de operação e manutenção (USD/kWh)
Máquina de combustão interna/Geração elétrica	900 a 1200	0,013 a 0,020
Turbina a gás/Geração elétrica	1000 a 1500	0,01 a 0,015
Turbina a vapor/Geração elétrica	900*	0,001*
Aquecedor/Calor direto	1000 a 1500	0,005 a 0,018
Classificação orgânica/Recuperação calorífica	1000 a 1500	0,005
Célula de combustível/Geração elétrica	+3000**	ND***

Fonte: adaptado de Brito Filho (2005).

\*dólares de 1993. \*\*dólares de 1995 - dólares, usando tecnologia de 1995. \*\*\*Não disponível

As temperaturas de combustão, para recuperação do gás de aterro e conversão em energia também são importantes, uma vez reformular a presença de carbonos orgânicos voláteis que podem contaminar o ar. As instalações modernas são aptas a operar com incineração dos gases com temperatura mínima de 815°C durante um tempo de residência entre 0,3 e 0,5 segundos.

Em trabalho de Brito Filho (2005), são apresentadas características de aproveitamento do biogás para geração de energia, onde os motores de combustão interna (Tabela 15) são mais econômicos e competitivos financeiramente, permitindo produzir de 1 a 3 MWh com o suprimento de biogás. Além disso, são eficientes apresentando alto grau de padronização e facilidade de transporte para outro aterro. Quanto às desvantagens, pode-se citar a emissão de óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), contudo, há o desenvolvimento de tecnologias mais eficientes segundo EPA (1996). Acima deste valor, as turbinas a gás são mais interessantes do ponto de vista financeiro, contudo apresentam perdas na ordem de 17% quando subalimentadas.

O controle da temperatura entre 850°C e 950°C durante um curto espaço de tempo (inferior a 1 segundo), minimiza os efeitos não somente dos NO<sub>x</sub>, mas também do CO e do N<sub>2</sub>O, SO<sub>2</sub>, HCl, dentre outros, segundo publicação de Gutierrez *et al.* (2005), a respeito de comparação entre diferentes matérias primas para incineradores de RSU.

Tanikawa & Mori (1995), conseguiram emissões de N<sub>2</sub>O variando entre 0,5 e 8,0 ppm (partes por milhão) equivalente a 1,0 a 16 mg/m<sup>3</sup> em 10 usinas incineradoras no Japão.

Em publicações de Costa Leite *et al.* (2005) e Zamorano *et al.* (2007), os autores analisam os potenciais para a exploração da energia elétrica que poderia ser gerada no Brasil a partir de aterros sanitários. Considerando que o custo da energia elétrica brasileira é baixo ao consumidor, tornam-se inviáveis no momento empreendimentos com este objetivo exclusivo, com exceção de aterros como o Bandeirantes em São Paulo, mas ressaltam que é uma situação que poderá ser modificada com programas de incentivos a energias alternativas.

Valendo-se da experiência do Banco Mundial (2003), para obter o potencial elétrico, a metodologia utilizada é dada pela equação 12:

$$PE = Q \text{ biogás} \times PCI \text{ biogás} \times \eta \text{ gerador} \times 4,1868 / 86.400 \quad (12)$$

Onde:

PE = Potencial elétrico (kW);

Q biogás = Vazão de CH<sub>4</sub> (m<sup>3</sup>/dia);

PCI biogás = Poder calorífico inferior do biogás (kcal/m<sup>3</sup>);

η gerador = Rendimento elétrico da tecnologia (%).

Os coeficientes 4,1868 e 86.400 da equação são fatores de conversão de unidades. O primeiro para converter kcal em kW, e o segundo para a conversão da quantidade de segundos em 1 dia.

Em trabalho de Zamorano *et al.* (2007), os autores investigaram a viabilidade para recuperação de energia em aterro sanitário do sul da Espanha, em Granada, onde o mesmo chegou a receber 170.000 t/ano de resíduos sólidos urbanos. Baseado em modelos empíricos, para uma taxa global variando entre 250 e 550 Nm<sup>3</sup>/h de vazão de biogás, haveria uma produção aproximada de 4.500.000 kWh/ano de eletricidade. A recuperação do investimento, considerando construção e instalação dos aterros para os padrões espanhóis, levaria aproximadamente 7 anos, num período de exploração de 35 anos. Neste, haveria um montante de 1.420.000 toneladas de resíduos depositados.

Nesta lógica, Eleftheriou (2007), faz referência que seria possível gerar 8,5% da energia consumida na ilha de Chipre através de recuperação de gás de aterro, reduzindo a dependência externa de fontes de energia como o petróleo.

A identificação da quantidade de energia elétrica produzida também foi pesquisada por EPA (2005) *apud* Themelis & Ulloa (2007), onde os mesmos organizaram dados referentes a aterros sanitários de estados norte-americanos e que podem ser observados na Tabela 16.

**TABELA 16 - Eletricidade gerada utilizando gás de aterro.**

Estado	Eletricidade produzida (kW)		Estado	Eletricidade produzida (kW)	
	USEPA (2005)			USEPA (2005)	
Alabama	n/a		Missouri	n/a	
Arizona	10.350		Nebraska	3.200	
California	255.935		New Hampshire	13.800	
Colorado	n/a		New Jersey	45.700	
Connecticut	5.000		New York	48.300	
Delaware	n/a		North Carolina	11.600	
Florida	39.830		Ohio	36.200	
Georgia	7.400		Oregon	5.600	
Hawaii	n/a		Pennsylvania	68.400	
Illinois	153.934		Rhode Island	17.000	
Indiana	21.585		South Carolina	8.400	
Iowa	6.400		Tennessee	7.200	
Kansas	n/a		Texas	57.656	
Kentucky	10.400		Vermont	1.200	
Maryland	8.050		Virginia	31.800	
Massachusetts	37.744		Washington	15.2	
Michigan	72.300		Wisconsin	47.375	
Minnesota	24.200		Total	1.071.759	

Fonte: adaptado de USEPA (2005) *apud* Themelis & Ulloa (2007).

Miranda & Hale (2005), em suas pesquisas em Porto Rico, descrevem um modelo baseado no custo de dano na vida dos seres humanos em função de impactos ambientais por diferentes tipos de gases. Expõem que é possível modelar matematicamente estimativas de ganho ambiental decorrente da queima dos gases de efeito estufa por aterro sanitário. A variável foi quantificada em termos financeiros e pode ser observada na Tabela 17.

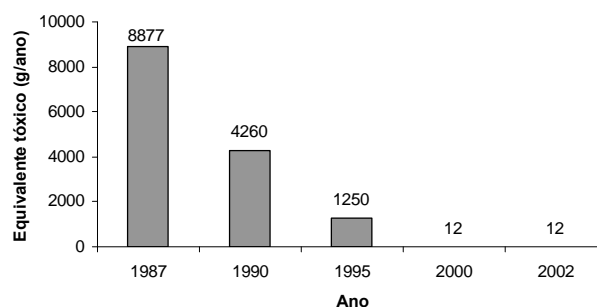
**TABELA 17 - Custo ambiental estimado para aterro sanitário em Porto Rico (1997, USD/tonelada).**

Parâmetro	Custo	
	Sem queima de CH <sub>4</sub>	Com queima de CH <sub>4</sub>
Líquidos percolados	0,0 – 1,0	0,0 – 1,0
Emissões gasosas		
CH <sub>4</sub>	8,8 - 59,5	2,1 – 6,9
CO <sub>2</sub>	0,4 - 1,4	0,7 – 2,0
Cloreto de vinil	4,3 - 4,8	4,3 – 4,8
Benzeno	0,1 - 2,8	0,1 – 2,8
Outros	0,3 - 4,8	0,3 – 4,8
<b>Total</b>	<b>13,8 - 73,4</b>	<b>7,5 – 22,3</b>

Fonte: adaptado de Miranda & Hale (2005).

Numa outra abordagem, Psomopoulos *et al.* (2009) discutem o WTE do termo em inglês *waste-to-energy*, que são os resíduos com possibilidade de obtenção de energia elétrica e vapor. Considerando o caso dos Estados Unidos, 82% estariam na biomassa (papel, papelão, restos de comida, resíduos de jardim, ec.) e 18% em resíduos de origem petroquímica (plástico, borracha, etc.).

Diante destes aproveitamentos e com a evolução da tecnologia, os autores apresentam dados significativos na Figura 9 e Tabela 18, da redução de emissão de dioxinas e furanos à atmosfera, permitindo manejos mais adequados em relação às concepções do passado.



Fonte: adaptado de Psomopoulos *et al.* (2009).

**FIGURA 9 – Redução da emissão de dioxinas utilizando a tecnologia WTE nos Estados Unidos.**

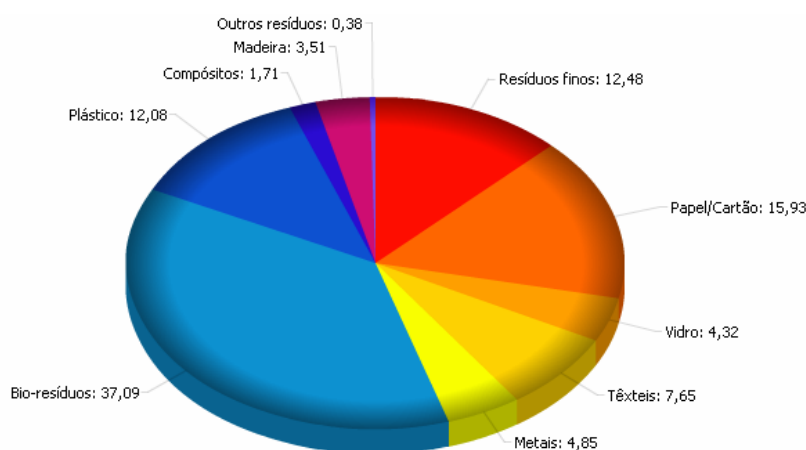
**TABELA 18 - Fontes de dioxinas e furanos à atmosfera nos Estados Unidos em gramas por equivalente tóxico para diversas tecnologias.**

Fonte	Ano		
	1987	1995	2002
Instalações de WTE	8877	1250	12
Termoelétricas	51	60	60
Incineração de resíduos hospitalares	2590	488	7
Queima de resíduos de jardim	604	628	628
<b>Total EUA</b>	<b>13.998</b>	<b>3225</b>	<b>1106</b>

Fonte: adaptado de Psomopoulos *et al.* (2009).

O aproveitamento eficiente é possível até mesmo para aterros de porte médio conforme notícias publicadas por Uol economia (2009). Segundo as mesmas um investimento de 1,15 milhão de Euros foi suficiente para produzir anualmente 4500 MW/h, a partir da captação do biogás, correspondente ao consumo de 1500 casas por ano no aterro sanitário de Urjais na Terra Quente Transmontana, no distrito de Bragança (nordeste de Portugal). Conforme a empresa Resíduos do Nordeste (2010), foram dispostos no aterro Urjais 56.349 toneladas de resíduos em 2008.

Segundo Pires (2010), um novo projeto estaria em andamento para aproveitar os resíduos biodegradáveis através da digestão anaeróbia, mas com orçamento de 25 milhões de Euros. A composição gravimétrica média para o ano de 2009 no aterro sanitário de Urjais é mostrada na Figura 10, onde compósitos significa rejeitos e resíduos finos são materiais de baixa granulometria de difícil identificação.



Fonte: Resíduos do Nordeste (2009).

**FIGURA 10 – Caracterização média dos resíduos sólidos urbanos para o ano de 2009 no aterro sanitário de Urjais em Portugal.**



Na Figura 10 é possível verificar que os resíduos de fácil degradação correspondem a 37,09% da disposição no aterro.

Na América Latina, há projetos pioneiros no Brasil na geração de energia a partir do biogás. Podem-se citar os trabalhos de Coelho *et al.* (2006) e Costa (2006), onde os autores, através de lodos ativados na ETE de Barueri-SP, reproduziram a conversão do metano em energia com microturbinas de 30kW.

Os autores supracitados, estabelecendo relações entre os custos de potência instalada, chegaram à conclusão que as microturbinas demandam USD 3.377/kW, enquanto os motores de combustão interna, USD 1434/kW. Contudo, considerando a análise ambiental, emitem cerca de 3.000 ppm de NO<sub>x</sub>, que são 300 vezes mais danosas que o CO<sub>2</sub> como referenciado em Kroeze (1994) e Gale (2000), enquanto os primeiros, emitem frações inferiores a 9 ppm (dados do fabricante), no caso específico do trabalho encontraram frações inferiores a 1 ppm.

Cadena *et al.* (2009), através de balanço de massas, verificaram a emissão de CO<sub>2</sub> associada ao gasto energético de uma usina de compostagem, sendo de 60,5 kg.CO<sub>2</sub>/t.RSU (considerando Diesel e eletricidade). Através deste trabalho, foi possível comparar o tratamento em diferentes usinas e identificar que, mesmo em sistemas considerados “limpos”, haverá emissões atmosféricas pelo funcionamento de máquinas.

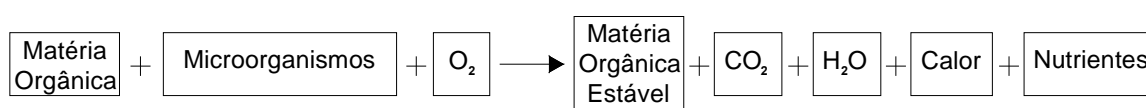
Considerando a otimização dos sistemas para uso na geração de energia, Themelis *et al.* (2002) mostram a dificuldade de elevar os níveis de eficiência na separação de resíduos para aproveitamento energético. Mesmo na cidade de Nova York, cerca de 60% dos resíduos são enviados para aterro (parte destes resíduos ainda poderiam ser reutilizados), enquanto os outros 40% dos resíduos perfazem a utilização em tecnologias como WTE.

## **2.5. A compostagem, otimização do processo e os créditos de carbono**

Desde a Antigüidade, fazia-se uso intensivo de compostos orgânicos na produção agrícola. As técnicas empregadas eram artesanais e fundamentavam-se na formação de leiras ou montes de resíduos que ocasionalmente eram revolvidos. Após o processo de fermentação, o composto resultante era incorporado ao solo, o que favorecia o crescimento dos vegetais (KIEHL, 1985).

Monteiro (2001) e definem compostagem como o processo aeróbio de decomposição biológica de materiais orgânicos, sem a necessidade de adições físicas ou químicas à massa de resíduos.

Conforme Sylla *et al.* (2006) a compostagem é a exploração dos processos microbianos que ocorrem naturalmente por sistemas artificiais, na qual os parâmetros físico-químicos e edáficos (relacionado à decomposição) são otimizados de forma a melhorar as reações metabólicas necessárias para a estabilização do material orgânico putrescível em condições aeróbias. Na Figura 11, Fernandes e Silva (1999) mostram um esquema simplificado das reações da técnica.



Fonte: Fernandes e Silva (1999).

**FIGURA 11 - Esquema simplificado das reações e produtos da compostagem.**

Com esta decomposição, reduz-se o volume e massa do resíduo, como explicitado por Adani *et al.* (2004), onde se verificou através de balanço de massas que apenas 27 t/dia, de um total de 169, necessitariam ser destinadas ao aterro, devido a perdas, enquanto houve perdas de 80 t/dia na formação de gases e água e 62 t/dia foram reutilizados na leira. O processo para a redução de volume foi de aproximadamente três semanas e com isso espera-se aumentar a vida útil de aterros sanitários e ainda potencializar captação de biogás que estima-se na ordem de 82% da massa.

Reis (2005), estudando as frações orgânicas biodegradáveis destinadas à compostagem no município de Porto Alegre – RS, chegou aos resultados da Tabela 19 para o balanço de massas.

Na compostagem, que é aeróbia, a decomposição é realizada por microrganismos consumidores de oxigênio, onde a temperatura pode elevar-se até 70°C, com decomposição veloz e odores não agressivos. Já a digestão anaeróbia ocorre em baixa temperatura, com exalação de fortes odores e maior tempo de estabilização da matéria orgânica.

Em trabalho de Bertran *et al.* (2004), Bustamante *et al.* (2009) e Guardia *et al.* (2008), os autores deixam explícito que a compostagem é um método para eliminar parte dos problemas de RSU e com destino nobre, pois aplicado no solo eleva o teor de matéria orgânica, melhora a estrutura, aumenta a capacidade de retenção de água e sua disponibilidade para as plantas, aumenta a infiltração das águas da chuva, otimiza a aeração e o enraizamento, fornece elementos essenciais e aumenta a atividade biológica do solo.

TABELA 19 – Balanço de massa em compostagem com resíduos de domésticos de Porto Alegre – RS.

Substrato	Início da compostagem			Término da compostagem					
	Umidade (%)	Massa Seca (%)	Massa Seca (kg)	Umidade (%)	Massa Seca (%)	Massa Seca (kg)	Umidade Perdida (%)	Perda em Massa Seca (%)	Perda Total da Umidade em relação a umidade inicial (%)
Podas	66	34	-	-	-	-	-	-	-
Supermercado	90	10	-	-	-	-	-	-	-
CEASA	82	18	-	-	-	-	-	-	-
Domiciliar	49	51	-	-	-	-	-	-	-
Leira 1	68	32	15.177	38,4	61,06	13.478	29,6	11,2	43,53
Leira 2	71	29	11.119	38,5	61,65	9.576	32,5	13,88	45,77
Leira 3	73	27	19.131	33,7	66,3	17.234	39,3	9,65	53,83
<b>Médias</b>				36,87	63,18	13.446	33,8	11,58	47,71

Fonte: adaptado de Reis (2005).

Normalmente, são necessários meses para se obter um material satisfatoriamente compostado, ainda que alguns digestores com temperatura controlada e constante movimentação dos materiais providenciem compostos acabados em poucas semanas (Donahue *et al.*, 1983 *apud* Brito, 2008).

O ar comprimido é uma forma de energia que aceleraria a compostagem e possui diversas aplicações, como em máquinas operatrizes, motores pneumáticos, sistemas de comando, controle, regulação, instrumentação de medição e na automação de processos de acordo com Macintyre (1996, p.533), Chen e Sparrow (2009b), Johnson (2001), Wang (2011).

Macintyre (1996, p.533) referencia o emprego do ar comprimido como um processo que não necessita isolamento contra a perda por calor durante a condução, constitui-se como livre de riscos de incêndio e explosão, com seu emprego de maneira flexível, compacta e eficiente. Tais características levam seu uso a uma escala sempre crescente. Para dimensionamento de ramais secundários, possuindo até 10 metros, não se levaria em consideração a perda de carga, a qual para um trecho de tão pequena extensão é realmente desprezível.

O ar comprimido seria um meio de aeração forçada para a transformação rápida dos resíduos de fácil degradação em composto orgânico em leiras de compostagem. Esta

ocorrência dá-se na presença de água, oxigênio, carbono orgânico e nutrientes para estimular o crescimento microbiano. Os microrganismos decompõem a matéria orgânica e produzem dióxido de carbono, água, calor e húmus.

### 2.5.1. Os principais métodos de compostagem

Os métodos para a execução do processo de compostagem por via aeróbia podem ser divididos em três grupos: compostagem em leiras revolvidas, compostagem em leiras estáticas aeradas e compostagem em sistemas fechados com aeração forçada.

#### 2.5.1.1. A compostagem em leiras revolvidas

Conforme Fernandes & Silva (1999) e Alfayez (2003), são leiras a céu aberto, removidas periodicamente por processo manual ou mecânico, com o objetivo de produzir a aeração das camadas internas pela difusão e convecção do ar, mantendo sob controle as condições de temperatura e umidade do composto. Ainda assim, o oxigênio incorporado no ato de revolver, aproxima-se de zero após cerca de uma hora.

O método mais comum na agricultura é a deposição em pilhas por um período de aproximadamente três meses. Na gestão dos RSU é freqüente utilizar-se sistemas que requerem menos espaço, mas com maior controle das condições físicas e químicas em que se processa a compostagem.

Na Figura 12 é mostrada a compostagem em leiras revolvidas por equipamento mecânico no município de Porto Alegre – RS e na Figura 13 o mesmo método, também conhecido por *windrow* com equipamento mecânico.

Basnayake (2001) faz referência que o peso seco dos sólidos voláteis pode ser reduzido em 40% a 70% com a compostagem.

Este método é analisado em Norbu *et al.* (2005) onde se poderia reduzir o volume destinado ao aterro em aproximadamente 40%, aplicando pré-tratamento com classificação dos resíduos orgânicos degradáveis por frações de tamanho.



Fonte: Reis (2005).

**FIGURA 12 – Leiras revolvidas mecanicamente (retroescavadeira) em Porto Alegre – RS.**



Fonte: Basnayake (2001).

**FIGURA 13 - equipamento revirando a leira de RSU em compostagem do tipo *windrow*.**

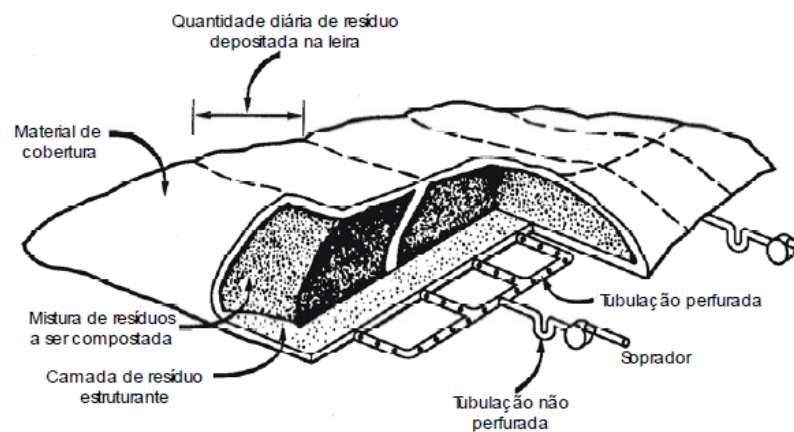
#### 2.5.1.2. A compostagem em leiras estáticas aeradas

Fernandes (1999) descreve o método como um leito de compostagem, onde são instalados tubos perfurados, com aeração controlada muitas vezes por sensores ligados a termostatos. Na Figura 14 é apresentado um sistema de leiras estáticas aeradas com ventilação natural e na Figura 15 leiras estáticas aeradas com soprador e algumas recomendações de implantação.



Fonte: Albras (2006) *apud* Leão e Santos (2008).

**FIGURA 14 – Leiras estáticas aeradas com ventilação natural.**

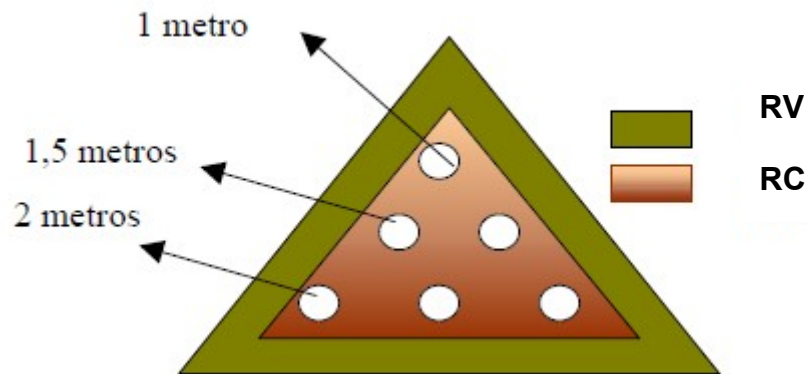


Fonte: Fernandes e Silva (1999).

**FIGURA 15 - Leiras estáticas aeradas com soprador.**

Para o método das leiras estáticas aeradas, Basnayake (2001) faz referência que dependendo do tipo de resíduo a ser compostado, poderá ocorrer uma redução significativa da ordem de 30% do volume em cinco dias. Ainda propõe a cobertura com camada de resíduo maturo como forma de controle de odores e umidade.

Reis (2005) verificou em seu experimento que a fase termofílica durou aproximadamente 25 dias para as leiras com ventilação natural. As mesmas eram reviradas uma vez por semana e possuíam tubos de 100 mm dispostos conforme as Figuras 16 e 17. As leiras reviradas três vezes por semana tiveram a fase termofílica durante aproximadamente 40 dias. A autora considerou adequado o revolvimento uma vez por semana das leiras com ventilação natural devido ao comportamento semelhante da temperatura.



Fonte: Adaptado de Reis (2005).

**FIGURA 16 – Esquema da leira com aeração natural em formato piramidal de base 2 x 2 m, nível intermediário com dimensões 1,5 x 1,5 m e topo com 1,0 x 1,0 m.**



Fonte: Reis (2005).

**FIGURA 17 – Formação de leira com aeração natural.**

Reis (2005) conclui a respeito da compactação das leiras, que passaram de 1,5 m a 1,0 m de altura, principalmente devido às chuvas (precipitações de 122,20 e 294,90 mm nos primeiros dois meses de experimento, respectivamente), portanto considerando a geometria e o tamanho da leira, sendo necessário refazer o experimento com um volume maior de resíduos para comprovar se houve perda de calor pela compactação causada pelas chuvas e se com a ausência desta interferência haveria a aceleração do processo.

### 2.5.1.3. A compostagem em sistemas fechados com aeração forçada

Utiliza-se *containers* ou silos, onde há presença de aeração com isolamento ambiental do material a ser compostado. Segundo Kiehl (1985), este método pode ser chamado de compostagem acelerada com ciclo da fase termófila reduzido. Na Figura 18 é apresentado um sistema fechado com aeração forçada para compostagem. A Tabela 20 apresenta algumas vantagens e desvantagens dos três métodos anteriormente citados.



Fonte: Valor Ambiente (2008).

**FIGURA 18 – Sistema fechado de aeração forçada em Portugal.**

**TABELA 20 – Vantagens e desvantagens dos principais sistemas de compostagem.**

Sistemas de Compostagem	Vantagens	Desvantagens
Leiras revolvidas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pequeno investimento inicial;</li> <li>- Composto final homogêneo;</li> <li>- Possibilidade de redução da umidade devido ao revolvimento;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Necessidade de maior área;</li> <li>- Odor no revolvimento;</li> <li>- Durante chuvas não é possível revolver;</li> <li>- Operação influenciada pelo clima.</li> </ul>
Leiras estáticas aeradas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Baixo investimento inicial;</li> <li>- Melhor controle de odores;</li> <li>- Fase de bioestabilização mais rápida que o sistema anterior;</li> <li>- Possibilidade de controle da temperatura e da aeração;</li> <li>- Melhor uso da área disponível que no sistema anterior;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Necessidade de bom dimensionamento do sistema de aeração e controle dos aeradores na compostagem;</li> <li>- Operação também influenciada pelo clima;</li> </ul>
Sistemas fechados com aeração forçada	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Menor demanda de área;</li> <li>- Melhor controle do processo de compostagem;</li> <li>- Independência de agentes climáticos;</li> <li>- Facilidade de controlar odores;</li> <li>- Potencial para recuperação de energia térmica.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Maior investimento inicial;</li> <li>- Dependência de sistemas mecânicos especializados;</li> <li>- Menor flexibilidade operacional (volumes variáveis);</li> <li>- Difícil reparar se for mal dimensionado.</li> </ul>

Fonte: adaptado de Fernandes & Silva (1999).



Cegarra *et al.* (2006) concluem que utilizar unicamente a aeração forçada para compostar 90% de subprodutos da azeitona (umidade de 55,6%), misturados com 9% de palha de estábulo e 1% de composto maturado, para os resíduos investigados foi insatisfatório devido ao custo operacional e de capital. O composto final adequado foi alcançado mais rapidamente com o revolvimento mecânico juntamente com a aeração.

## 2.5.2. Fatores que governam a compostagem

Segundo Dalpian (2004), compostagem é um processo biológico de transformação da matéria orgânica crua em húmus estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes do material que lhe deu origem, onde os principais fatores que a governam são: influência da oxigenação, temperatura, umidade, relação entre carbono e nitrogênio, dimensões das partículas, pH e microorganismos.

### 2.5.2.1. Oxigenação

São inúmeras as referências em relação às taxas de aeração e/ou oxigenação. Desde Kiehl (1985), que é uma referência nacional em seus pioneirismos, a Basnayake (2001), Boothe (2002), Rasapoor *et al.* (2009), dentre outros. Para eles a compostagem poderia ser realizada por via anaeróbia, entretanto devem-se observar comportamento aeróbio (abundância de oxigênio) para prevenção de odores, vetores e estabilização rápida da matéria orgânica.

Conforme Brito (2008), em seu manual de compostagem, ainda que a atmosfera tenha 21% de oxigênio, os microorganismos presentes na compostagem no processo aeróbio necessitam de 5% para sobreviver. No entanto, valores inferiores a 10% são limitantes para a ação destes microorganismos, onde em 5% poderá haver o aparecimento de zonas em anaerobiose.

Para uma aeração eficiente, Fernandes e Silva (1999), citam que o processo depende de granulometria do material, temperatura, umidade, composição química e da frequência de revolvimento manual ou mecânico, podendo o oxigênio provir de insuflamento de ar. Como a frequência de revolvimento ou insuflamento de ar é difícil de ser determinada pela

disponibilidade de oxigênio presente na leira, normalmente o monitoramento é realizado pela umidade e temperatura em um intervalo de dias.

O mesmo autor faz referência que a presença de aeração na fase inicial do processo é fundamental, pois ocorrem intensas atividades microbianas. Na deficiência de oxigênio haverá a tendência à anaerobiose.

Com o insuflamento, o ar quente presente no interior da leira tende a deslocar-se por convecção do interior para os extremos, sendo a velocidade destas trocas dependentes da porosidade, umidade e tamanho da leira.

Para Basnayake (2001) a taxa ótima de aeração compreenderia uma gama entre 0,56 a 1,58 m<sup>3</sup> ar/dia.kg de sólidos voláteis para resíduos biodegradáveis em geral. Bidone e Povinelli (1999) fazem referência a taxas de aeração entre 0,3 e 0,6 m<sup>3</sup> ar.dia<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup> de sólidos voláteis.

Segundo Alfayez (2003), a demanda de oxigênio para a oxidação da matéria orgânica em substâncias facilmente degradáveis, encontra-se entre 1,2 a 1,7 L.O<sub>2</sub>/kg de matéria orgânica seca em 1 hora, ou ainda 5,9 a 7,9 L.ar/kg de matéria orgânica seca em 1 hora. Para uma fase mais tardia da compostagem, o mesmo autor faz referência que são necessários 0,55 L.O<sub>2</sub>/kg ou 2,9 L.ar/kg de matéria orgânica seca em 1 hora.

Guardia *et al.* (2008), realizando experimentos em laboratório com uma mistura de cavaco de madeira e lodos de esgotos em reatores, verificaram que taxas inferiores a 8,48 L h<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> de provisão de ar limitavam a cinética de degradação dos resíduos, enquanto que valores superiores, principalmente entre 11,98 L h<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> a 16,63 L h<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup>, não apresentavam limitações para a degradação.

Em Rasapoor *et al.* (2009) os autores experimentaram baixas e altas taxas de aeração em leiras estáticas de 3 m de largura, 6 m de comprimento e 1,6 m de altura ao utilizar resíduos sólidos urbanos. As altas mostraram-se mais eficientes com uma taxa de 0,9 L min.<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> de matéria orgânica, onde a fase termofílica durou 4 semanas, contudo menos eficiente considerando a relação C/N e consumo de energia. Para os últimos, as taxas ótimas foram 0,6 L.min.<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup> e 0,4 L min.<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> de matéria orgânica.

Utilizando quatro modelos matemáticos para a simulação de taxas de aeração e cinética de degradação em reatores verticais de compostagem de resíduos agrícolas, Kulcu e Yaldiz (2004) encontraram taxa ótima de 0,40 m<sup>3</sup> ar.dia<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup> de matéria orgânica. Keener *et al.* (2001) com 0,3 a 0,9 m<sup>3</sup> ar.dia<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup> de matéria orgânica (MO) e Vining (2002) com taxas de 0,69 m<sup>3</sup> ar.dia<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup> de MO, obtiveram composto satisfatório a partir de resíduos sólidos orgânicos.

Outra situação que se mostra importante é quanto à posição da tubulação de aeração. Segundo Sylla *et al.* (2006), usando reator com aeração passiva, com resíduo oriundo de esterco de vaca em escala piloto, foi atingida a fase termofílica (55°C a 65°C) entre um e dois dias de experimento com duração aproximada de uma semana. Tal experimento demonstrou que tubulações verticais, ao menos em escala piloto, são mais eficientes que horizontais, pois conduziriam de forma efetiva o ar no interior da matéria orgânica.

Quanto às principais funções de uma correta aeração em uma compostagem, Fernandes (1999) cita a garantia das necessidades de oxigênio aos microorganismos aeróbios para assegurar a população necessária dos mesmos, remoção do excesso de calor (principalmente por evaporação da água), remoção do vapor de água para permitir a secagem do material, remoção dos gases resultantes da decomposição (CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, etc.) do interior da massa de compostagem e um melhor controle de odores.

Basnayake (2001) cita alguns dos parâmetros mais controlados na emissão de gases, entre eles o metano, amônia, tricloroeteno, tetracloroeteno, etanol. A liberação destes gases ocorre durante o processo de auto-aquecimento da massa de resíduos, sendo que a aeração pode inibir tais formações.

#### 2.5.2.2. Temperatura

Com algumas restrições, Fernandes e Silva (1999) e Brito (2008) estabelecem que a faixa ótima de temperatura no manejo da leira, com o objetivo de maturação do composto, estaria entre 40°C e 70°C, sendo que valores entre 55°C e 65°C favorecem uma série de atividades microbianas, além da extinção de patogênicos, sementes de ervas daninhas, ovos de parasitas e larvas de insetos. Rasapoor *et al.* (2009) obtiveram temperaturas de até 74°C após aeração de 0,9 L.min.<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup>.

Em Cegarra *et al.* (2006), ocorreu ventilação forçada através de tubos de PVC de 3,5 cm de diâmetro, em subproduto da azeitona quando a temperatura da leira atingia 55°C. O ciclo utilizado correspondia a 5 minutos com aeração forçada mais 15 minutos sem aeração.

Contudo, Riffaldi *et al.* (1992) sugeriram que durante a compostagem a temperatura deveria alcançar um valor de 65°C ou superior, para uma umidade de 40% ou superior, pelo menos por seis dias ou dois períodos de três dias consecutivos para garantir a eliminação dos organismos patogênicos e da viabilidade das sementes de infestantes.

Basnayake (2001) em experimentos com RSU recomenda combinações entre quantidade de dias e a temperatura: duas a três semanas a 55°C, uma semana a 65°C ou ainda de uma a poucas horas com temperatura à 70°C

Na Tabela 21 são apresentadas relações entre a temperatura e a destruição de microorganismos e parasitas comuns.

**TABELA 21 - Relação entre a temperatura e o tempo de exposição para destruição de alguns microorganismos e parasitas comuns no processo de compostagem.**

Microorganismo/Parasita	Temperatura (°C)	Tempo (minutos)
<i>Necator Americanus</i>	45	50
<i>Entamoeba histolística</i>	45	3
<i>Entamoeba histolística (cistos)</i>	55	1
<i>Micrococcus pyogenes</i>	50	10
<i>Ascaris lumbricoides*</i>	50 a 70	60 minutos a 43 horas
<i>Streptococcus pyogenes</i>	54	10
<i>Taenia saginata</i>	55	3
<i>Corynebacterium Diphtheriae</i>	55	50
<i>Salmonella Sp.</i>	55	60
<i>Salmonella Typhosa</i>	60	30
<i>Shigella Sp.</i>	55	60
<i>Escherichia Coli</i>	55	60
<i>E. Coli (cistos)</i>	60	20
<i>Trichinella spiralis (larvas)</i>	55	3
<i>Trichinella spiralis (cistos)</i>	60	1
<i>Bricella Abortus</i>	55	30
<i>Micobacterium Tuberculosis</i>	67	20

\*diferentes valores encontrados por diversos autores.

Fonte: Fernandes (1999).

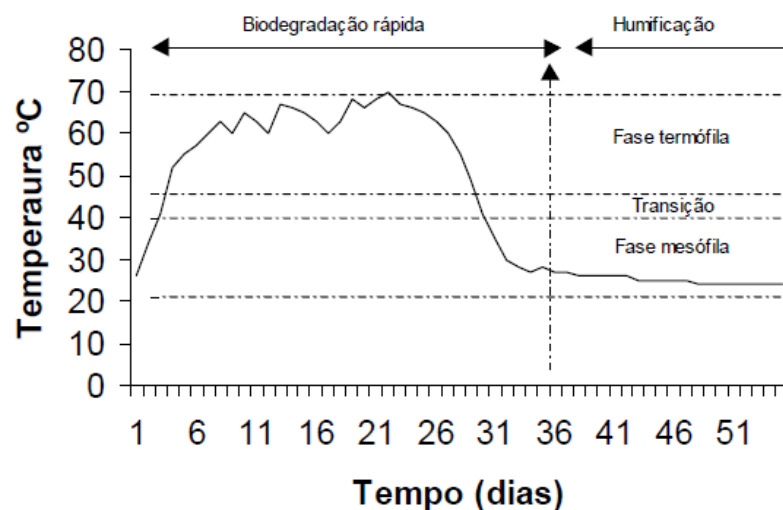
Lima (1995) ainda sugere que as temperaturas superiores a 70°C devem ser evitadas, pois pode ocorrer o desprendimento da amônia, além disso, a redução da contagem de organismos microbiológicos importantes para a compostagem.

Segundo Fernandes e Silva (2009), à medida que o processo de compostagem se inicia, há proliferação de populações complexas de diversos grupos de microorganismos (bactérias, fungos, actinomicetos), que vão se sucedendo de acordo com as características do meio. De

acordo com suas temperaturas ótimas, estes microrganismos são classificados em psicrófilos (0 - 20°C), mesófilos (15 - 43°C) e termófilos (40 - 85°C).

No início do processo, há um forte crescimento dos microrganismos mesófilos. Com a elevação gradativa da temperatura, resultante do processo de biodegradação, a população de mesófilos diminui e os microrganismos termófilos proliferam com mais intensidade. A população termófila é extremamente ativa, provocando intensa e rápida degradação da matéria orgânica e maior elevação da temperatura, o que elimina os microrganismos patogênicos (Figura 19).

Quando o substrato orgânico é em sua maior parte transformado, a temperatura diminui, a população termófila se restringe, a atividade biológica global se reduz de maneira significativa e os mesófilos se instalam novamente. Nesta fase, a maioria das moléculas facilmente biodegradáveis foi transformada. O composto apresenta odor agradável e já teve início o processo de humificação, típico da segunda etapa do processo, denominada maturação.



Fonte: Fernandes e Silva (1999).

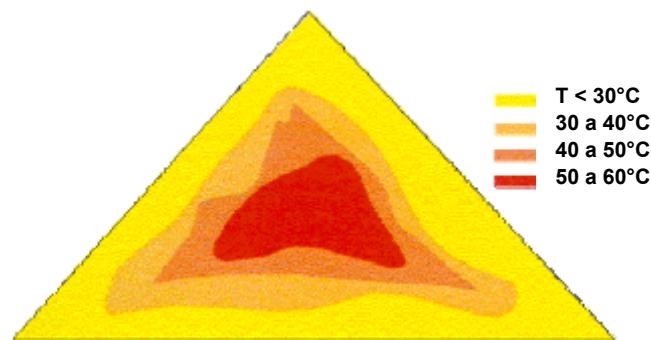
**FIGURA 19 - Distinção das temperaturas entre a fase termófila de biodegradação rápida e a mesófila de humificação.**

Na fase termófila, Fernandes e Silva (1999) sugerem um grande consumo de  $O_2$ , pela atividade intensa dos microrganismos. Para a fase mesófila há menor requerimento de  $O_2$ , por isso a menor necessidade de aeração. A temperatura é um fator indicativo do equilíbrio biológico, de fácil monitoramento e que reflete a eficiência do processo. Se a leira, em compostagem, registrar temperatura da ordem de 40-60°C no segundo ou terceiro dia é sinal

que o ecossistema está bem equilibrado e que a compostagem tem todas as chances de ser bem sucedida. Caso contrário, é sinal de que algum ou alguns parâmetros físico-químicos (pH, relação C/N, umidade) não estão sendo respeitados, limitando assim a atividade microbiana.

Os mesmos autores ainda descrevem que após iniciada a fase termófila (em torno de 45°C), é importante controlar a temperatura entre 55 e 65 °C. Esta é a faixa que permite a máxima intensidade de atividade microbiológica. Acima de 65°C a atividade microbiológica cai e o ciclo de compostagem fica mais longo.

De modo semelhante, Fernandes (1999) faz referência que a temperatura revela mais sobre o processo do que qualquer outro parâmetro. Para o mesmo autor, as temperaturas termofílicas, entre 50°C e 60°C nos primeiros dois a cinco dias, mostra um sistema equilibrado e corretamente operado. Na Figura 20 é mostrado o perfil típico de temperatura numa leira com operação adequada.



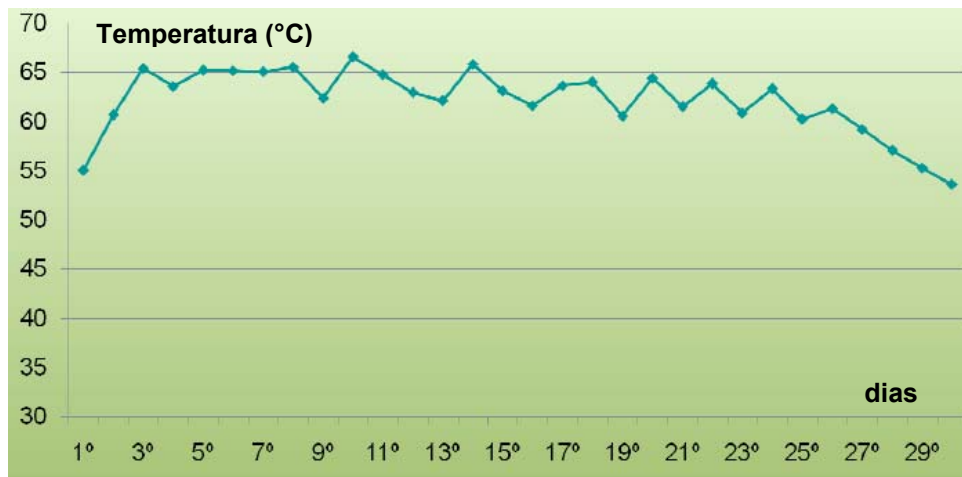
Fonte: Fernandes (1999).

**FIGURA 20 - Perfil típico de temperatura em leira.**

Basnayake (2001) recomenda altura de pelo menos 1,5 m com largura de 2,5 m para que seja possível a retenção de calor para o desenvolvimento da atividade termofílica. Relata ainda que leiras com muita altura possuem tendência a pontos de anaerobiose devido à compressão da pilha.

Reis (2005) cita que a compostagem é afetada pelo clima e configuração da leira. Aquelas com altura entre 1,0 e 1,5 m tiveram a sua fase termofílica em períodos muito curtos, devido à perda de calor. Esta dificuldade exigiria um longo período de compostagem e não garantiria a higienização do composto, o limitante que afetou o processo foi que as leiras estavam descobertas.

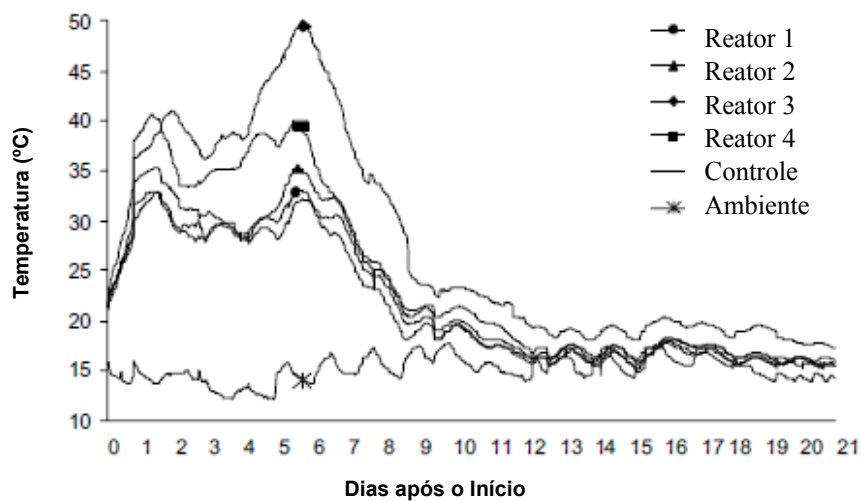
Beltrame (2008) menciona a importância do monitoramento diário da temperatura da leira, ainda que outros autores como Reis (2005) diverjam desta frequência. Quando há redução da temperatura média interna, a leira é desmontada e deslocada para o pátio de cura, onde permanece aproximadamente dois meses. Isto ocorre quando há uma tendência de redução progressiva da temperatura após alguns dias de observação, conforme o 28º, 29º e 30º dias da Figura 21. Seria o final da fase termofílica, onde se reduz a aeração.



Fonte: adaptado de Beltrame (2008).

**FIGURA 21 - Evolução da temperatura sob aeração forçada**

Kulcu e Yaldiz (2004) com o monitoramento de quatro reatores com resíduos de fácil degradação da agricultura, obtiveram os valores mostrados na Figura 22.



Fonte: Kulcu e Yaldiz (2004).

**FIGURA 22 - Temperaturas durante o processo de compostagem.**

### 2.5.2.3. Umidade

Segundo Norbu *et al.* (2005), Brito (2008), Reis (2005) e Fernandes (1999), o teor de umidade ideal está na faixa entre 50% e 60%, pois com valores na faixa de 30% a 40% ocorre a redução drástica da decomposição da matéria orgânica de fácil degradação, sendo que valores inferiores a 30% praticamente inibem tais processos. No limite superior, valores acima de 65% retardam a decomposição, com tendência de formação de anaerobioses localizadas e perda de nutrientes pela formação de líquidos percolados.

Basnayake (2001), em experiências no Sri Lanka, relata que a umidade ideal estaria numa faixa entre 60 a 65% para o favorecimento da atividade microbiana, logicamente dependendo de vários fatores como taxa de aeração, tamanho das partículas e temperatura.

Cegarra *et al.* (2006), em experimento com aeração forçada, sugerem acréscimos de água na ordem de 21%, visto que a compostagem a partir de resíduos da azeitona, principalmente na presença de grande oxigenação (5 minutos/ 15 minutos), tende à evaporação, reduzindo os valores de umidade para níveis inferiores a 40%.

Reis (2005), fazendo compostagem com diversos tipos de resíduos facilmente degradáveis e com leiras de diversos tamanhos e variadas exposições às intempéries, refere que o controle da umidade (local coberto) conduz a um desempenho esperado. Para resíduos com alto teor de umidade, espera-se uma redução significativa nas massas após o final da maturação. Este comentário pode ser verificado na Tabela 22.

**TABELA 22 - Quantificação dos resíduos orgânicos após a compostagem (em peso úmido).**

Leira	Massa total início da compostagem	Massa total após a compostagem	Perda de massa	Perda de massa após a compostagem	Composto humificado em relação à massa total inicial	Composto humificado após peneiramento em relação à massa inicial
					kg (em peso úmido)	% (em peso úmido)
Leira <sub>1</sub>	47.995	21.880	26.115	54,41	45,59	35,94
Leira <sub>2</sub>	38.545	15.570	22.975	59,60	40,39	23,15
Leira <sub>3</sub>	69.895	26.070	43.825	62,7	37,3	19,15
			<b>Média</b>	58,90	41,09	26,08

Fonte: adaptado de Reis (2005).



Analogia semelhante também pode ser realizada através da Tabela 19. Na mesma, há uma perda de massa devido à umidade na ordem de 29,6, 32,5 e 39,3% nas três leiras.

Alfayez (2003) define em seu manual que a umidade é um importante fator, pois contribui para dissolver e transportar nutrientes na leira. Para tanto, apresenta na Tabela 23 uma relação entre a umidade disponível e a importância para a compostagem.

**TABELA 23 - Faixas de umidade e suas especificidades para o processo de compostagem.**

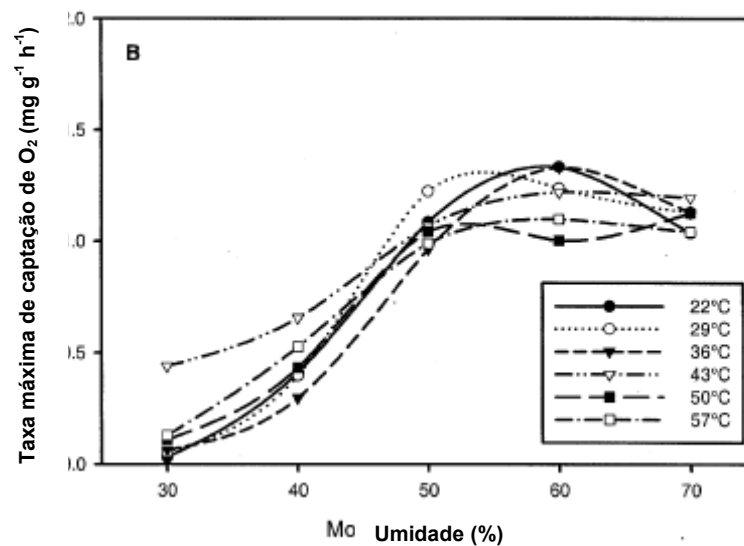
Umidade	%	Atividade Microbiana
Ótima	40 a 70	Adequado para os microorganismos
Mínima	12 a 25	Exigência de água pelos microorganismos
Máximo	70	Competição entre o ar e os vazios molhados, limitando o suprimento de oxigênio aos microorganismos.

Fonte: adaptado de Alfayez (2003).

Teoricamente, Fernandes (1999) menciona que a umidade ótima nos processos de compostagem seria 100%, pois os microorganismos requerem substratos dissolvidos para a sua máxima assimilação, contudo, é inviável, visto que haveria colmatação dos poros, impedindo a oxigenação, por consequência redução da velocidade de degradação, anaerobiose e odores indesejáveis.

Se houver a necessidade de monitorar este parâmetro, ele poderá ser efetuado semanalmente, conforme trabalho de Reis (2005), com temperatura de 65°C durante 48 horas. Para RSU (em local coberto), a autora definiu empiricamente a reposição de água pelo seguinte método: 100 litros semanais, 150 litros com a umidade entre 44 e 55% e 200 litros quando estivesse abaixo de 44%, para a composição do resíduo pesquisado. As leiras possuíam peso aproximado de 1500 kg e altura inicial de 1,80 m.

Liang *et al.* (2003), estudando a compostagem de biossólidos provenientes de lodos de tratamento de esgotos, através de ensaios respirométricos, concluiu que a umidade mínima para uma atividade biológica adequada seria de 50%. Este parâmetro seria mais importante do que a temperatura, como mostrado na Figura 23. Na mesma, para uma umidade em torno de 50%, ocorreu uma tendência à convergência das diferentes variações de temperaturas para um único ponto e em torno de 1,0 mg g<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> para a captação de O<sub>2</sub> pelos microorganismos.



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

**FIGURA 23 – O efeito da temperatura e da umidade em função das taxas máximas de captação para a atividade microbológica.**

Brito (2008), para reconhecer o composto pronto, sugere o teste da esponja, que é um método expedito que consiste em encher uma mão de composto e apertar. Para tanto, não deverá escorrer água (pode pingar algumas gotas), mas a umidade presente deverá permanecer na mão. Pode-se também utilizar testes visuais ao verificar a granulometria do composto e olfativo na ausência de odor.

#### 2.5.2.4. Relação entre o Carbono e Nitrogênio (C/N)

Da diversidade de elementos químicos necessários para os microorganismos, incluem-se o carbono e o nitrogênio, também conhecidos como carbono e azoto conforme o manual de compostagem de Brito (2008).

O carbono representa praticamente a metade da massa das células microbianas, as quais são responsáveis pela compostagem, além da fonte de energia que representam. Já o nitrogênio é essencial na constituição das proteínas, representando o elemento do crescimento dos microorganismos. Caso o nitrogênio venha a ocorrer em excesso, haverá um desequilíbrio entre o carbono e o nitrogênio (C/N), conseqüentemente, o nitrogênio acumulado, poderá se perder por volatilização ou lixiviação.

Em publicações de Lima (1995) e Kiehl (1985), os mesmos referem que no início da compostagem é desejável que o valor da relação C/N seja aproximadamente 30:1 (10 partes

de carbono incorporadas ao protoplasma celular e 20 partes eliminadas na forma de CO<sub>2</sub> para cada parte de nitrogênio). Já no processo final de maturação a relação C/N fica em torno de 10:1. Em formas resistentes de degradação biológica, haverá variações superiores na relação C/N ideal, por isso a necessidade de ajuste.

Apoiando os referenciais anteriores, Cegarra *et al.* (2006) obtiveram taxa de C/N na ordem de 17:1, sendo que a relação partiu de aproximadamente 33 em experimento de 36 semanas.

Norbu *et al.* (2005) obtiveram relação C/N em torno de 20:1 e citam que os valores para o crescimento microbiano devem estar compreendidos entre 25:1 e 30:1.

Durante a maturação do composto haverá a redução da relação C/N, por consequência, no volume da pilha a ser compostada, pois há perdas de carbono principalmente na forma de CO<sub>2</sub>, sendo esta mais representativa do que as perdas por volatilização (amoníaco) ou lixiviação do nitrogênio.

Há ainda outros nutrientes importantes, como o fósforo (por vez há necessidade de reposição) e o potássio, sendo que no primeiro não ocorre volatilização ou lixiviação, por isso conservam-se na massa de resíduos, enquanto o segundo pode ser lixiviado.

#### 2.5.2.5. pH

O pH deve ser lido numa solução com 5 g de composto seco ao ar até obter um peso constante (ou a 105-110°C por 24 horas) e 25 ml de água destilada (agitar bem 5 segundos e deixar parado 10 minutos antes de medir o pH).

Fernandes & Silva (1999), Fernandes (1999) e Kiehl (1985) estabelecem a importância deste parâmetro para o início do processo de degradação, onde a quebra de cadeias celulósicas e o crescimento de fungos dá-se pela variação entre a neutralidade e a acidez, com valores girando em torno de 8,5 a 5,5, respectivamente. Após a neutralização dos ácidos orgânicos, no decorrer da compostagem, haverá a maturação do composto com pH na faixa neutra, entre 6 e 8.

Normalmente, verifica-se que a passagem à fase termófila é acompanhada de rápida elevação do pH, que se explica pela hidrólise das proteínas e liberação de amônia. Assim, em geral o pH se mantém alcalino (7,5-9,0), durante a fase termófila. De qualquer forma, e principalmente se a relação C/N da mistura for conveniente, o pH geralmente não é um fator crítico da compostagem (FERNANDES e SILVA, 1999).

Analogia semelhante é feita por Brito (2008), onde no início da compostagem seu valor é reduzido até aproximadamente 5, com estabilização entre 7 e 8, caracterizando a maturação do composto (valores de pH ácido indicam a ausência de maturação). O autor ainda ressalta que casos de correção de pH ácido, utilizando a cal (CaO), poderão prejudicar o composto, visto que haverá a possibilidade de volatilização do nitrogênio em forma de amoníaco, ocorrendo emissão de odores, gases de efeito estufa e redução de nitrogênio para nutrição vegetal.

Outro importante fator citado por Basnayake (2001) é o pH alcalino (acima de 7) no processo iônico com  $H^+$ . O excesso deste último pode causar a perda da amônia, amônio e hidrogênio. Enquanto que o pH ácido na presença de  $H^+$  poderá liberar uma base de íons essenciais como Ca e Mg proveniente dos organismos e metais tóxicos como alumínio, manganês, cobre de outros minerais e compostos orgânicos.

#### 2.5.2.6. Tamanho das partículas

Liang *et al.* (2003) e Fernandes (1999) citam as relações entre os diferentes fatores que afetam a compostagem, entre eles o tamanho das partículas, que em grandes dimensões precisam maior tempo de residência para a maturação, enquanto partículas muito pequenas tendem a reduzir o índice de vazios da massa a ser compostada e, por consequência, a passagem do ar entre as partículas. A umidade elevada é outro fator que contribui para a dificuldade de oxigenação das leiras, portanto, tais condições podem contribuir para a anaerobiose da compostagem.

Neto e Mesquita (1993) recomendam dimensão das partículas entre os 20 e 50 mm para a compostagem de RSU, para facilitar a oxigenação e apresentar uma superfície específica adequada ao ataque microbiológico. Basnayake (2001) sugere uma mistura aproximada de partículas entre 1,3 e 7,6 cm de diâmetro, enquanto que tamanhos inferiores determinariam a utilização de aeração forçada e superiores, a técnica do *windrow*. São adequações necessárias principalmente para resíduos lenhosos como galhos e madeira.

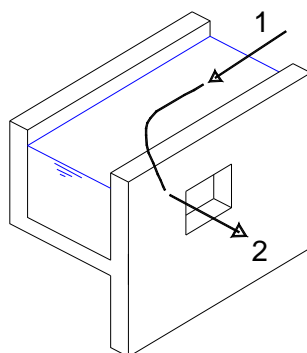
### 2.5.3. Parâmetros para dimensionamento de tubulações de aeração forçada com saídas laterais

Clezar e Nogueira (1999, p.211) e Johnson (2001) citam que as velocidades podem ser relativamente altas em sistemas de ar comprimido, mas que o escoamento poderia ser tratado como incompressível. Macintynre (1990), ratificado por Wypych (1998) refere que para pressão estática acima de 250 mmH<sub>2</sub>O, a velocidade em tubulações de transporte poderia superar 10 m/s. Para os primeiros, com a diferença da perda de carga inferior a 5%, pode-se considerar o sistema balanceado, isto é, vazões determinadas para cada orifício ou ramal em função do ajuste da perda de carga dos mesmos.

O intuito da aplicação prática seria a distribuição equitativa do ar comprimido, através dos orifícios que compõem as ponteiras utilizadas para aeração. Para tubulações curtas, onde a perda de carga é desprezível, conforme Macintyre (1996), faz-se necessário conhecer o diâmetro e a quantidade de orifícios ideais para as ponteiras de diferentes comprimentos e diferentes vazões de ar comprimido.

Em alguns dispositivos de sistemas de tratamento de água, ocorrem situações semelhantes às ramificações com ar comprimido, mesmo que os fluidos possuam características distintas.

Em estações de tratamento de água, a melhor forma de obter esta distribuição equitativa, segundo Vianna (2002, p. 327), é manter a velocidade ao longo dos canais constante, com seção decrescente de montante para jusante das comportas de acesso aos decantadores, considerando desprezível a perda de carga no canal distribuidor, entretanto perdendo carga na passagem de 1 para 2 no orifício de interligação, como mostrado na Figura 24. Relatos semelhantes são observados em Hudson *et al.* (1979), Richter & Netto (1991) e Di Bernardo (1993), com a modificação da seção dos orifícios laterais de saída do canal principal.



Fonte: Vianna (2002)

**FIGURA 24 - Desvio da água de 1 para 2.**

Os orifícios de saídas laterais em ponteiros de compostagem podem ser de dimensões diminutas (na faixa de 8,00 a 10 mm para baixas vazões e pressões), o que dificultaria a execução de diferentes diâmetros ou ainda de seções variadas na tubulação principal, conforme estudado por Chen e Sparrow (2009a) e citado no parágrafo anterior por Vianna (2002, p.327). Situação semelhante ocorre em Macintyre (1990), em que o autor utiliza estas técnicas para o dimensionamento de dutos de ar condicionado.

Devido aos diversos equacionamentos requeridos, utiliza-se para resolver o problema prático de obtenção do diâmetro adequado dos orifícios de saídas laterais em tubulações, software de planilhas eletrônicas, pois se fazem necessários cálculos iterativos.

#### 2.5.3.1. O material das tubulações

Conforme Merah *et al.* (2005), a excelente resistência à corrosão e à variação da temperatura de fluidos fez do policloreto de vinila clorado (CPVC) um material atrativo para sistemas de tubulações. Os autores estudaram a aplicação de faixas de temperatura entre  $-10^{\circ}\text{C}$  e  $70^{\circ}\text{C}$  e verificaram propagação de fissuras por fadigas quando os tubos eram submetidos a freqüências cíclicas entre 0,1 e 1 Hertz (Hz). Os mesmos concluíram que as fissuras eram mais suscetíveis quando o material era submetido a temperaturas entre  $50^{\circ}\text{C}$  e  $70^{\circ}\text{C}$ .

O CPVC suporta temperaturas superiores a  $90^{\circ}\text{C}$  e ataque químico de diversos ácidos, constituindo-se adequado para testes em leiras de compostagem pelo caráter possivelmente ácido ( $\text{pH} < 7$ ) do ambiente, que apresenta temperaturas superiores a  $70^{\circ}\text{C}$  na fase termofílica.

Um produto similar que resiste a temperaturas semelhantes ao CPVC é o Polipropileno Randômico (PPR) que custa cerca de 30% do valor do primeiro e surge como alternativa de utilização mais viável economicamente. Na Figura 25 apresenta-se os tubos dos dois tipos de materiais. Como em leiras de compostagem a temperatura pode elevar-se a valores em torno  $70^{\circ}\text{C}$  é recomendável o uso deste tipo de material, restringindo a utilização do PVC comum onde a sua temperatura de trabalho se encontra em aproximadamente  $40^{\circ}\text{C}$ .



FIGURA 25 – Na foto da esquerda tubos de CPVC e na ilustração da direita tubos de PPR.

### 2.5.3.2. Determinação do diâmetro de dutos com saídas laterais

Nos exemplos clássicos mostrados em bibliografias de ventilação industrial, Wabeke (1998, p.138) e Clezar e Nogueira (1999), o diâmetro do duto principal é projetado a partir da velocidade de projeto recomendada conforme Tabela 24.

**TABELA 24 – Velocidade recomendada para o dimensionamento de dutos**

<b>Contaminante</b>	<b>Velocidades Recomendadas (m/s)</b>
Gases e vapores	5 a 6
Fumos	7 a 10
Poeira fina	10 a 13
Poeira média	18 a 20
Poeira Grossa	20 a 23
Partículas grandes, materiais úmidos	> 23

Fonte: Clezar e Nogueira (1999).

Especificadas as velocidades, usa-se a equação 13 da continuidade com o diâmetro isolado.

$$D = \sqrt{\frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot V}} \quad (13)$$

Onde:

Q: vazão de ar a ser transportada, em  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ;

V: velocidade média recomendada para o tipo de contaminante, em  $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

D: diâmetro interno que deverá ter o duto, em m.

Para as saídas laterais, deve-se balancear o sistema por dois métodos: o primeiro é o uso de registros para a regulação da vazão em cada ramal de saída lateral e o segundo é o balanceamento estático.

De maneira geral, o primeiro método possui a vantagem de facilitar o projeto e flexibilizar modificações, mas desvantagens devido à vazão ser alterada pelo trabalhador, com um ajuste desejado difícil. Para o segundo método, as vazões de cada ramal de saída são determinadas em função do ajuste de perda de carga, portanto possui a vantagem de reduzir o

fator humano suscetível a cometer erros de operação, mas ainda assim desvantagens quanto ao desenvolvimento do projeto e ainda a reduzida flexibilidade de alteração das vazões de saída em cada ramal.

Clezer e Nogueira (1999) apresentam um roteiro para o balanceamento pelo segundo método:

- Estabelecimento dos diâmetros por arbitragem da velocidade;
- Determinar a perda de carga em cada ramal;
- Obter a diferença percentual da perda de carga de um ramal para o outro;
- Alterar o diâmetro do ramal quando há perdas de cargas superiores a 5%;
- Quando a variação da perda de carga for inferior a 5%, considerar o sistema balanceado.

Para tanto, os autores propõem o cálculo da pressão dinâmica da equação 14 para o início do dimensionamento de dutos de ar com ramais de saídas laterais:

$$P_v = \frac{1}{2} \cdot \rho_{ar} \cdot V^2 \quad (14)$$

Onde:

$P_v$ : pressão dinâmica, em Pa (Pascal);

$\rho_{ar}$ : massa específica do fluido, no caso o ar ( $1,2 \text{ kg.m}^{-3}$ ), em  $\text{kg.m}^{-3}$ ;

$V$ : velocidade do fluido, em m/s.

A seguir, faz-se a verificação do regime de escoamento de acordo com o número de Reynolds conforme a equação 15:

$$\text{Re} = \frac{V \cdot D}{\nu_{ar}} \quad (15)$$

Onde:

$\text{Re}$ : número de Reynolds, adimensional, onde o regime pode ser turbulento quando  $\text{Re} > 4000$ , instável para  $2400 < \text{Re} < 4000$  e laminar para  $\text{Re} < 2400$ ;

$V$ : velocidade do fluido, em m/s;

$D$ : diâmetro do duto, em m;

$\nu_{ar}$ : viscosidade cinemática, em  $\text{m}^2/\text{s}$ , que é obtida de acordo com a equação 16:



$$v_{ar} = (13 + 0,1 \cdot T) \cdot 10^{-6} \quad (16)$$

Onde:

T: temperatura do fluido, em °C;

O próximo passo é a determinação da perda de carga unitária da equação 17:

$$\frac{\Delta P}{L} = f \cdot \frac{1}{D} \cdot \frac{V^2}{2} \cdot \rho_{ar} \quad (17)$$

Onde:

$\Delta P / L$  : perda de carga unitária, em Pa/m;

D: diâmetro do duto, em m;

V: velocidade do fluido, em m/s;

$\rho_{ar}$  : massa específica do fluido, no caso o ar ( $1,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ), em  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ;

f : coeficiente da perda de carga unitária, adimensional, calculada pela equação 18:

$$f = \left[ 0,53 \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right) + 0,094 \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0,225} \right] + \left[ 88 \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0,44} \right] \cdot \text{Re}^{-\left[ 1,62 \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0,134} \right]} \quad (18)$$

Onde:

$\varepsilon$  : rugosidade das paredes do duto (entre 0,01 e 0,0015 mm para plásticos), em mm;

D: diâmetro do duto;

Re: número de Reynolds, adimensional.

Assim, a perda de carga contínua até o ramal de saída será dada pela equação 19:

$$\Delta P_c = \left( \frac{\Delta P}{L} \right) \cdot L_i \quad (19)$$

Onde:

$\Delta P_c$  : perda de carga contínua, em Pa;

$\Delta P / L$  : perda de carga unitária, em Pa/m;

$L_i$ : comprimento do ramal “i”, em m.

A perda de carga na entrada do ramal de saída é calculada pela equação 20:

$$\Delta P_e = k_1 \cdot P_v \quad (20)$$

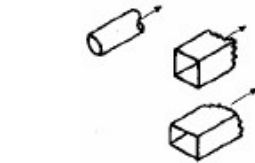
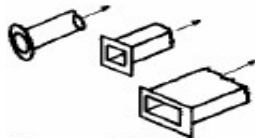

Onde:

$\Delta P_e$ : perda de carga na entrada do ramal de saída, em Pa;

$k_1$ : coeficiente de entrada para captores, adimensional, dado pela Tabela 25;

$P_v$ : pressão dinâmica, em Pa, calculada na Equação 14.

**TABELA 25 - Coeficiente de entrada para captores.**

Tipo de Captor	Descrição	Coeficiente de entrada k
	Aberturas planas	0,93
	Aberturas flangeadas	0,49
	Entrada em Forma de cone	0,04

Fonte: Adaptado de Clezar e Nogueira (1999, p.138)

A perda de carga total entre o duto principal e o ramal será dada pela equação 21.

$$\Delta P_T = \Delta P_e + \Delta P_c \quad (21)$$

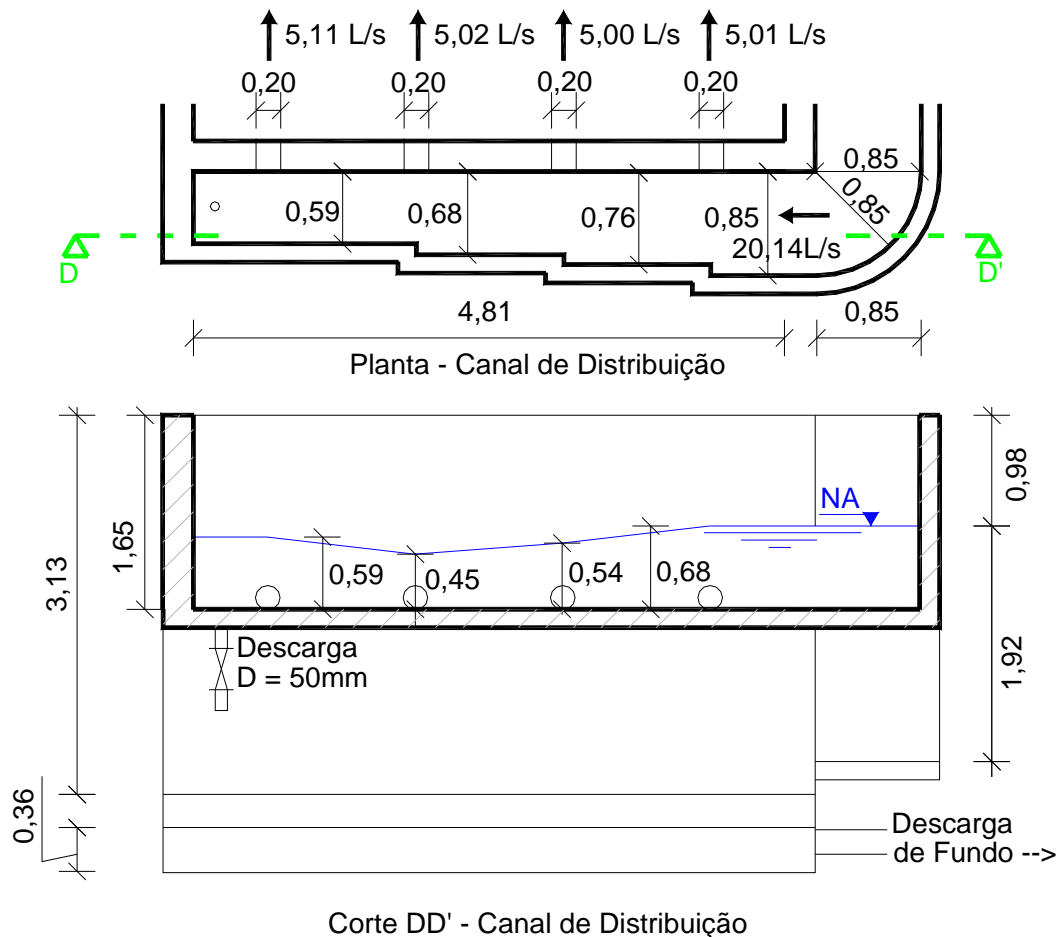
Onde:

$\Delta P_T$ : perda de carga total no ramal, em Pa;

$\Delta P_e$ : perda de carga na entrada do ramal de saída, em Pa;

$\Delta P_c$ : perda de carga contínua, em Pa;

Tais técnicas para a obtenção de vazões semelhantes em derivações para ramais também são observadas em canais de distribuição em estações de tratamento de água (Figura 26), eclusas, etc. O princípio deve-se basear na distribuição igualitária das vazões nos ramais de saída.



**FIGURA 26 – Exemplo de canal de distribuição de estação de tratamento de água (ETA), onde as vazões do canal principal derivam para os ramais de saídas laterais. As vazões de saídas laterais devem ser semelhantes para não ocorrerem curtos circuitos na etapa posterior do sistema que seria um decantador.**

Podem-se descrever os passos para a execução dos projetos de acordo com Vianna (2002):

- 1) Em função do número de comportas verifica-se a vazão teórica que cada comporta " $q_0 = Q/n$ ";
- 2) Com a vazão " $q_0$ " entra-se no Ábaco ou na Tabela 26 para determinar o diâmetro de cada comporta e a velocidade de saída na comporta lateral;

**TABELA 26 – Tabela segundo ábacos de Parlatore de velocidades de saídas laterais e diâmetro em função da vazão.**

$q_0 < 10$ (l/s)	$V_L$ (m/s)	D (mm)	$10 < q_0 < 100$ (l/s)	$V_L$ (m/s)	D (mm)
0,1	0,1	38	10	0,1	300
0,2	0,1	50	20	0,2	400
0,3	0,1	63,5	30	0,2	500
0,4	0,1	75	40	0,2	500
0,5	0,1	75	50	0,2	600
0,6	0,1	100	60	0,2	600
0,7	0,1	100	70	0,25	600
0,8	0,1	100	80	0,25	600
0,9	0,1	125	90	0,25	750
1	0,1	125	100	0,25	750
2	0,12	150	200	0,3	900
3	0,15	150	300	0,4	1000
4	0,15	200	400	0,4	1200
5	0,15	200	500	0,4	1350
6	0,2	200	600	0,4	1500
7	0,15	250	700	0,4	1500
8	0,15	250	800	0,5	1500
9	0,15	300	900	0,5	1500
10	0,15	300	1000	0,5	1500

Fonte: adaptado de Vianna (2002).

- 3) Alguns coeficientes serão utilizados nas tabelas de iterações,  $\theta_c$ ,  $\Phi_c$ ,  $g$ , onde o primeiro é 0,7 e o segundo 1,67 (tubos laterais curtos, porque a espessura da parede entre o canal e o decantador dificilmente terá 3 vezes o diâmetro da comporta escolhida). A aceleração da gravidade "g" será 9,81 m/s<sup>2</sup>;
- 4) Considera-se inicialmente que as vazões "qi" de cada comporta são iguais. Ao final, pode-se fazer o somatório para verificar se a vazão é igual a "Q";
- 5) Na coluna seguinte, no caso da organização em planilhas, têm-se as velocidades em cada comporta lateral;
- 6) Na terceira coluna, têm-se as vazões "Q", imediatamente antes da passagem pela comporta lateral 1. Comporta 1,  $(Q_m)_1 = Q$ ; comporta 2,  $(Q_m)_2 = Q - q_1$ , e assim por diante;
- 7) Nas colunas 4a e 4b são as dimensões das seções de escoamento do canal, determinados através de Vianna (2002);
- 8) Na coluna 4 tem-se a velocidade ao longo do canal dada por  $(U_m)_i = (Q_m)_i / (a \cdot y)$ ;
- 9) Nas demais colunas são cálculos com coeficientes já citados;
- 10) Em seguida, verifica-se na coluna 8 a diferença entre o maior valor encontrado e suas médias. O mesmo para o menor valor encontrado e suas médias. Quando qualquer

valor destes citados for superior a 1%, deve-se continuar a iteração em novas tabelas até que esta variação de perda de carga entre uma comporta e outra seja inferior a 1%. Quando esta diferença inferior a 1% ocorrer, significa que as dimensões inicialmente atribuídas servem para o projeto. Não há um número mínimo de iterações, mas quando os valores não forem encontrados nas primeiras continuam-se iterações;

- 11) Observa-se que, quanto maior o número de comportas, maior o número de iterações necessárias, portanto, com um número menor de comportas laterais é possível verificar mais rapidamente a variação da perda de carga;
- 12) Necessitando novas iterações, parte-se de  $(U_L)_1$  onde o mesmo é dado pela equação 22 com todos os dados conhecidos praticamente da iteração:

$$(U_L)_1 = \frac{Q_o}{A\sqrt{\beta_1}} \left[ \sum_{i=1}^n \frac{1}{\beta_i} \right]^{-1} \quad (22)$$

Onde:

$(U_L)_1$ : velocidade de saída lateral no primeiro ramal;

$Q_0$ : vazão do canal principal;

$A$ : área da seção transversal de saída lateral;

$B_1$ : é dado por  $\theta c + \Phi c \cdot (U_m/U_L)^2 + 1$ , onde  $\theta c$  e  $\Phi c$  são coeficientes tabelados e iguais a 0,7 e 1,67, respectivamente, para tubos curtos, segundo Di Bernado (1993, p.380).  $U_m$  e  $U_L$  são as velocidades ao longo do canal principal e de saída lateral, respectivamente;

- 13) A seguir, obtém-se  $q_1 = A_L \cdot (U_L)_1$ , enquanto  $(Q_m)_1 = Q$ ;
- 14)  $(Q_m)_2 = (Q_m)_1 - q_1$  e assim por diante na coluna 3 iteração 2;
- 15) As demais velocidades laterais  $(U_L)_2, (U_L)_3, \dots$ , serão determinadas pela equação 23, onde há valores de Beta que devem ser retirados da iteração 1 da tabela anterior;

$$(U_L)_i = (U_L)_1 \cdot \sqrt{\frac{\beta_1}{\beta_i}} \quad (23)$$

- 16) Para os demais cálculos segue-se o que já foi descrito.

Tem-se na Figura 27 um exemplo de duas planilhas de cálculo, isto é, duas iterações para a variação da perda de carga, onde para sistemas de abastecimento de água, pode-se admitir variação de perda de carga com diferença inferior a 1%.

Iteração	Iter. N.	q <sub>i</sub> (l/s)	(U <sub>L</sub> ) <sub>i</sub> = q/A (m/s)	(Q <sub>m</sub> ) <sub>i</sub> (l/s)	a (m)	y (m)	(U <sub>m</sub> ) <sub>i</sub> (m/s)	[(U <sub>m</sub> ) / (U <sub>L</sub> )] <sup>2</sup>	β <sub>i</sub>	1/(β <sub>i</sub> ) <sup>1/2</sup>	Δh <sub>i</sub> = β <sub>i</sub> ·(U <sub>L</sub> ) <sub>i</sub> <sup>2</sup> /(2·g) (m)	
		1	2	3	4a	4b	4	5	6	7	8	
1	1	5,03	0,160	20,14	0,85	0,68	0,035	0,048	1,781	0,749	0,00233	
	2	5,03	0,160	15,10	0,76	0,54	0,037	0,053	1,788	0,748	0,00234	
	3	5,03	0,160	10,07	0,68	0,45	0,033	0,043	1,772	0,751	0,00232	
	4	5,03	0,160	5,03	0,59	0,59	0,014	0,008	1,713	0,764	0,00224	
	5	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000	
	6	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000	
	7	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000	
	8	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000	
	Σ	20,14								3,012		
$(U_L)_i = \frac{Q_o}{A \sqrt{\beta_i}} \left[ \sum_{i=1}^n \frac{1}{\beta_i} \right]^{-1} \quad (U_L)_i = (U_L)_i \sqrt{\frac{\beta_i}{\beta_i}}$											Média =	0,00231
											Máx. =	0,00234
											Dif. Máx. e Média =	101,37
											% Dif. Máx. e Média =	1,4%
											Mín. =	0,00224
											Dif. Mín. e Média =	97,16
											% Dif. Mín. e Média =	2,8%
											<b>Continuar Iteração, diferença superior a 1%</b>	
Iteração	Iter. N.	q <sub>i</sub> (l/s)	(U <sub>L</sub> ) <sub>i</sub> (m/s)	(Q <sub>m</sub> ) <sub>i</sub> (l/s)	a (m)	y (m)	(U <sub>m</sub> ) <sub>i</sub> (m/s)	[(U <sub>m</sub> ) / (U <sub>L</sub> )] <sup>2</sup>	β <sub>i</sub>	1/(β <sub>i</sub> ) <sup>1/2</sup>	Δh <sub>i</sub> = β <sub>i</sub> ·(U <sub>L</sub> ) <sub>i</sub> <sup>2</sup> /(2·g) (m)	
		1	2	3	4a	4b	4	5	6	7	8	
2	1	5,01	0,159	20,14	0,85	0,68	0,035	0,049	1,782	0,749	0,00231	
	2	5,00	0,159	15,13	0,76	0,54	0,037	0,053	1,789	0,748	0,00231	
	3	5,02	0,160	10,13	0,68	0,45	0,034	0,044	1,774	0,751	0,00231	
	4	5,11	0,163	5,11	0,59	0,59	0,015	0,008	1,713	0,764	0,00231	
	5	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000	
	6	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000	
	7	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000	
	8	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000	
	Σ	20,14								3,012		
$(U_L)_i = \frac{Q_o}{A \sqrt{\beta_i}} \left[ \sum_{i=1}^n \frac{1}{\beta_i} \right]^{-1} \quad (U_L)_i = (U_L)_i \sqrt{\frac{\beta_i}{\beta_i}}$											Média =	0,00231
											Máx. =	0,00231
											Dif. Máx. e Média =	100,03
											% Dif. Máx. e Média =	0,0%
											Mín. =	0,00231
											Dif. Mín. e Média =	99,95
											% Dif. Mín. e Média =	0,0%
											<b>OK, Diferença inferior a 1%</b>	

FIGURA 27 – Exemplo de cálculo iterativo de ramais de saídas laterais para canais de distribuição de água com uso de planilha eletrônica para estações de tratamento de água.

Macintyre (1990, p.131) apresenta um equacionamento resolvido para dimensionar um duto principal onde devem sair quatro bocas de insuflamento com vazões idênticas a partir de uma vazão total de 240 m<sup>3</sup>.min<sup>-1</sup>. Isto equivale a 14.400 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> para uma velocidade admissível de 8,0 m/s. Para a área da seção de entrada do duto principal até a saída do primeiro ramal (trecho AB) apresentou a solução dada pela equação 24:

$$S_{AB} = \frac{14400 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1}} = 0,50 \text{ m}^2 \quad (24)$$

Portanto, o diâmetro (considerando seção circular) foi calculado pela expressão 25:

$$d_{AB} = \sqrt{\frac{4 \cdot 0,5 \text{ m}^2}{\pi}} = 0,797 \text{ m} = 31,3'' \quad (25)$$

Como são quatro bocas de saídas de ar, a vazão inicial de  $240 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$  deverá sair num montante de  $60 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$  para cada uma delas. Deste modo, o segundo trecho BC deve ser calculado descontando a primeira vazão teórica de saída da vazão total, utilizando-se, então,  $180 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ , o que equivale a  $10.800 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

O autor admitiu uma redução da velocidade no duto de  $1,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , já que houve um percurso de 4,5 m com e uma saída lateral. Logo, utilizou velocidade de 7,0 m/s, de acordo com a equação 26, para obter a área da seção transversal BC.

$$S_{BC} = \frac{10800 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1}} = 0,428 \text{ m}^2 \quad (26)$$

Obteve o seguinte diâmetro da equação 27:

$$d_{BC} = \sqrt{\frac{4 \cdot 0,428 \text{ m}^2}{\pi}} = 0,738 \text{ m} = 29'' \quad (27)$$

Analogamente ao anterior, o trecho CD do duto principal deve ser calculado para uma vazão de  $120 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$  ou  $7.200 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , desta vez para uma velocidade adotada de  $6,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , devido às perdas ao longo da tubulação e de acordo com a equação 28.

$$S_{CD} = \frac{7200 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1}} = 0,333 \text{ m}^2 \quad (28)$$

Obteve o seguinte diâmetro da equação 29:

$$d_{CD} = \sqrt{\frac{4 \cdot 0,333 \text{ m}^2}{\pi}} = 0,651 \text{ m} = 25,6'' \quad (29)$$

Para o trecho DE, final do duto principal, para uma vazão de  $60 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$  equivalente a  $3600 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  e velocidade adotada de  $5,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , chegou-se às equações 30 e 31, da área da seção transversal e diâmetros, respectivamente.

$$S_{DE} = \frac{3600 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1}} = 0,200 \text{ m}^2 \quad (30)$$

$$d_{DE} = \sqrt{\frac{4 \cdot 0,200 \text{ m}^2}{\pi}} = 0,504 \text{ m} = 19,8'' \quad (31)$$

Para os quatro trechos de derivação lateral as seções transversais e os diâmetros para uma velocidade adotada de  $3,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , serão dados pelas equações 32 e 33, respectivamente:

$$S_{\text{derivações}} = \frac{2400 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1}} = 0,222 \text{ m}^2 \quad (32)$$

$$d_{\text{derivações}} = \sqrt{\frac{4 \cdot 0,222 \text{ m}^2}{\pi}} = 0,532 \text{ m} = 20,9'' \quad (33)$$

Trabalhando com a modelação de transporte de diversos tipos de materiais ao longo de dutos, Wypych (1998) analisou fatores como o diâmetro dos tubos, atrito das partículas, forma das partículas, curvas ao longo do duto, ramais e propôs a equação 34:

$$\Delta p_s = \Delta p_{sf} + \Delta p_{ss} \quad (34)$$

Onde:

$\Delta p_s$  : pressão causada pelos trechos retos do tubo, em Pa;

$\Delta p_{sf}$  : pressão causada pelos trechos retos do tubo devido ao fluido, em Pa;

$\Delta p_{ss}$  : variação de pressão causada pelos trechos retos do tubo devido aos sólidos, em Pa;



Onde não há parte sólida a ser conduzida através do tubo, à segunda parte da expressão anterior pode ser desconsiderada. Ainda assim, o termo pode ser calculado pelas equações 35 a 39:

$$\Delta p_{ss} = \lambda_{ss} m^* \frac{\rho_{fm} V_{fm}^2}{2D} \Delta L_s \quad (35)$$

$$\lambda_{ss} = x_1 m^{*x_2} Fr_m^{x_3} \rho_{fm}^{x_4} \quad (36)$$

$$\Delta p_b = \Delta p_{bf} + \Delta p_{bs} \quad (37)$$

$$\Delta p_{bs} = \lambda_{bs} m^* \frac{\rho_{fo} V_{fo}^2}{2} \quad (38)$$

$$\lambda_{bs} = y_1 m^{*y_2} Fr_o^{y_3} \rho_{fo}^{y_4} \quad (39)$$

Onde:

$\lambda_{ss}$  : fator de fricção entre partícula sólida-parede em reta;

$m^*$  : relação entre a massa de sólidos no ar e a taxa de fluxo ( $m^* = m_s \cdot m_f^{-1}$ );

$m_s$  : taxa de fluxo de massa de sólidos,  $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$m_f$  : taxa de fluxo de massa de ar,  $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$\rho_{fm}$  : densidade do ar no duto principal,  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ;

$V_{fm}$  : velocidade superficial do ar no duto principal,  $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$\Delta L_s$  : Comprimento da seção reta do tubo, m;

$D$  : Diâmetro interno do tubo, m;

$Fr_m$  : número de froude ( $Fr = V_f (gD)^{-0,5}$ );

$g$  : aceleração devido à gravidade,  $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$ ;

$V_f$  : velocidade superficial do ar,  $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$\Delta p_b$  : baixa pressão causada pela curva, Pa;

$\Delta p_{bf}$  : baixa pressão causada pela curva devido ao fluido, Pa;

$\Delta p_{bs}$  : baixa pressão causada pela curva devido aos sólidos, Pa;

$\lambda_{bs}$  : fator de fricção entre partícula sólida-parede em curva;

$\rho_{fo}$  : Densidade do ar na saída da curva;  $\text{kg.m}^{-3}$ ;

$V_{fo}$  : velocidade superficial do ar na curva de saída,  $\text{m.s}^{-1}$ ;

Os coeficientes  $x_1$  ao  $x_4$ , bem como  $y_1$  a  $y_4$  são válidos somente para materiais testados (partículas que devem ser transportadas pelos dutos de diferentes diâmetros e tipos) e geometrias curvas, respectivamente.

De maneira similar, Johnson (2001) analisou um modelo eletrônico do fluxo de fluido ar-líquido para dutos com saídas laterais. Para tanto, utilizou a equação 40:

$$\frac{P_{1s}}{\rho} + \frac{1}{2} \left( \frac{Q_{1s}}{A_s} \right)^2 = \frac{P_{1r}}{\rho} + \frac{1}{2} \left( \frac{Q_{1r}}{A_r} \right)^2 + \left[ (C_{Td} + C_{Tc}) \cdot \frac{1}{2} \left( \frac{Q_3}{A_3} \right)^2 + \frac{\Delta_3}{\rho} \right] \quad (40)$$

Onde:

$C_{Td}$  e  $C_{Tc}$  : coeficientes de perda na saída do duto principal para o ramal;

$\Delta_3$  : variação da perda de pressão na saída do duto principal para o ramal;

$Q_{1s}$  e  $Q_{1r}$  : são os fluxos de fluidos nos dutos principais;

$P_{1s}$  e  $P_{1r}$  : são as pressões nos dutos principais;

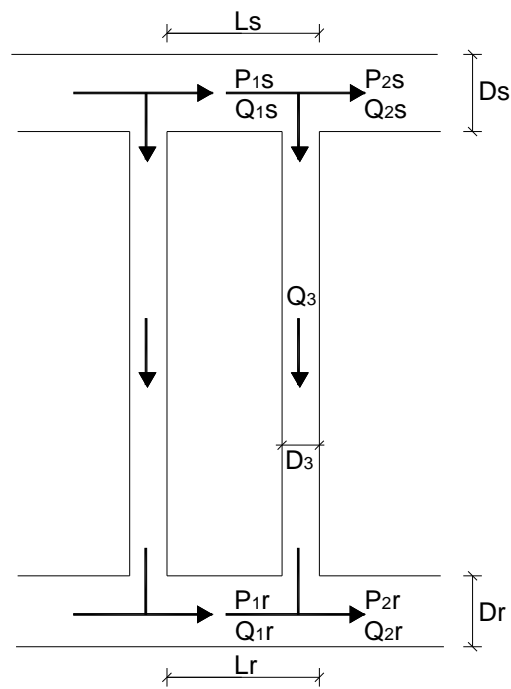
$A_s$  e  $A_r$  : são as áreas das seções transversais dos dutos principais;

$\rho$  : densidade do fluido;

$Q_3$  : é o fluxo do fluido dentro do ramal;

$A_3$  : área da seção transversal do ramal.

Na Figura 28 pode-se verificar o esquema de Johnson (2001), onde era aplicada a equação de fluxo do seu modelo eletrônico.



Fonte: adaptado de Johnson (2001).

**FIGURA 28 – Seção típica de fluxo em paralelo de ramais de saídas laterais.**

Os termos da equação 40 podem ser rearranjados na equação 41:

$$\frac{P_{1s} - P_{1r}}{q_3} - \frac{\Delta_3}{q_3} = \left( \frac{Q_{1r}}{A_r} \cdot \frac{A_3}{Q_3} \right)^2 - \left( \frac{Q_{1s}}{A_s} \cdot \frac{A_3}{Q_3} \right)^2 + C_{Td} + C_{Tc} \quad (41)$$

Para  $Q_{1r}$  e  $Q_{1s}$  iguais devido às seções transversais iguais  $A_r$  e  $A_s$ , pode-se reduzir a expressão anterior para a forma da equação 42:

$$\frac{P_{1s} - P_{1r}}{q_3} - \frac{\Delta_3}{q_3} = C_{Td} + C_{Tc} \quad (42)$$

No trabalho do autor, em virtude da proporção de diâmetros entre o duto principal e o ramal de saída lateral, o mesmo traz deduções onde o termo “ $C_{Td}+C_{Tc}$ ” tende a 1,5 sendo o termo  $\Delta_3 \cdot q_3^{-1}$  muito maior que 1,5. Com outras deduções, o autor obteve a equação 43 para a configuração do fluxo.

$$P_{1r} = P_{2r} + 2K_r \cdot \left[ (2 - \gamma_r) Q_{2r} \cdot Q_3 - Q_3^2 \right] \quad (43)$$

Onde:

$P_{1r}$  e  $P_{2r}$  : são respectivamente as pressões nos dutos principais de entrada e saída no ramal subsequente;

$Q_3$  : é o fluxo do fluido dentro do ramal;

$Q_{2r}$  : são os fluxos de fluidos no duto principal de saída para o trecho subsequente;

$\gamma_r$  : é o coeficiente de acréscimo e decréscimo de pressão no duto principal de saída;

$K_r$  : uma constante do duto principal de saída, que depende dos parâmetros da equação 44.

$$K_r = \rho/2A^2 = q/Q^2 \quad (44)$$

Onde:

$A$  : área da seção transversal do duto principal de saída;

$\rho$  : densidade do fluido;

$q$  : pressão dinâmica;

$Q$  : Taxa de fluxo volumétrico;

Para sistemas de aeração por ar difuso os dimensionamentos são semelhantes e compostos por difusores submersos no líquido, tubulações distribuidoras de ar, tubulações de transporte de ar, sopradores e outras unidades por onde o ar passa.

O ar é introduzido próximo ao fundo do tanque, e o oxigênio é transferido ao meio líquido à medida que a bolha se eleva à superfície.

Podem-se classificar os sistemas de ar difuso com relação à porosidade do difusor e segundo tamanho de bolha produzida:

- Difusor poroso (bolhas finas e médias): prato, disco, domo, tubo.
- Difusor não poroso (bolhas grossas): tubos perfurados ou ranhuras
- Outros sistemas: aeração por jatos, por aspiração, tubo em U.

Uma fonte de consulta importante são as normas brasileiras, na ABNT 12.209 (1992) e ABNT 12.209 (2011) as mesmas trazem alguns aspectos dos sistemas de ar difuso quando

empregados para tratamento de efluentes em lodos ativados. É citado que a aeração por ar difuso pode ser:

- a) de bolha grossa, com diâmetro superior a 6 mm; a eficiência nominal de transferência de oxigênio na máxima profundidade do tanque de aeração deve ser inferior a 15%;
- b) de bolha média, com diâmetro de 3 mm a 6 mm; a eficiência nominal de transferência de oxigênio na máxima profundidade do tanque de aeração deve ser inferior a 25%;
- c) de bolha fina, com diâmetro inferior a 3 mm; a eficiência nominal de transferência de oxigênio na máxima profundidade do tanque de aeração deve ser inferior a 55%.

A vazão de ar a ser fornecida ao tanque de aeração deve ser calculada pela expressão 45:

$$Q = N.(334,08 \cdot Ef \cdot \rho)^{-1} \quad (45)$$

Onde:

Q = vazão de ar à temperatura de 20°C e ao nível do mar ( $\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ );

N = massa de oxigênio requerida ( $\text{kg} \cdot \text{O}_2 \cdot \text{d}^{-1}$ );

Ef = eficiência efetiva de transferência de oxigênio;

$\rho$  = massa específica do ar a 20°C e ao nível do mar ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ );

A seleção dos tubos para alimentação e distribuição de ar para aeração por ar difuso deve considerar o seguinte:

- a) o material empregado deve ser especificado para as condições de temperatura, umidade e pressão piezométrica do ar transportado;
- b) nos casos de emprego de bolhas média e fina, os tubos devem ser protegidos contra corrosão interna e externamente;
- c) no caso de emprego de bolha grossa podem ser aceitos tubos apenas com proteção externa contra corrosão.

Para adensamento por flotação ou centrifugação onde também é utilizado o ar difuso, a taxa de ar fornecido deve ser igual ou superior a  $1,2 \text{ m}^3$  de ar por hora e por metro cúbico do volume útil do digestor.

Ainda que as normas apresentem métodos de cálculo para a vazão de ar na distribuição difusa para lodos ativados, que por analogia poder-se-ia empregar para sistemas de compostagem com aeração forçada, percebe-se que não há orientações significativas quanto à distribuição igualitária do ar ao longo dos tanques de aeração pelo sistema de aeradores.

Da mesma maneira Metcalf & Eddy (2003, 434p.) apresenta um tanque de aeração com fluxo em pistão equipado com dispositivos em cúpula para a dispersão de ar difuso, contudo, distribuídos ao longo da base do reator e para um substrato homogêneo como esgotos, diferentemente da proposta para resíduos sólidos, onde a distribuição no que seriam os difusores de ar, ou no caso, ponteiros horizontais com saídas laterais, encontram-se em camadas e para um substrato heterogêneo que são os resíduos com vazios distintos ao longo da leira e muitas vezes diferentes materiais componentes.

Os mesmos modelos podem ser considerados com comprimentos limitados, portanto inexistente a variação de perda de carga, sendo desnecessário variar a distância entre orifícios de saídas laterais e o próprio diâmetro dos mesmos.

Portanto, há um *gap* no momento do dimensionamento, possibilitando anaerobioses em pontos localizados, em que o sistema com ponteiros horizontais em camadas propõe para eliminar anaerobioses.

Conforme Metcalf & Eddy (2003) A tecnologia que de difusores de ar em lodos ativados que se assemelha a proposta do presente estudo é a de tubos perfurados ou entalhados (*slotted tubes*) que é considerada em sistemas de aeração de estações de tratamento um meio não poroso, que emite grandes bolhas de ar e conseqüentemente com baixa eficiência de transferência na difusão de ar, entretanto de baixo custo e manutenção.

Metcalf & Eddy (2003) e WEF (1992) mostram que as tubulações de ar consistem em redes com válvulas, medidores e acessórios que transportam ar comprimido proveniente de sopradores até os difusores. As tubulações devem ser dimensionadas para que as perdas nas cabeceiras e nos ramais de saídas laterais da tubulação sejam pequenas em comparação com as perdas nos difusores.

As perdas por atrito nas tubulações de ar podem ser calculadas utilizando a equação 46 de Darcy-Weisbach escrita da seguinte forma:

$$h_L = f \frac{L}{D} h_i \quad (46)$$

Onde:

$h_L$  : Perda por atrito, em mm.c.a;

$f$  : Fator de atrito adimensional obtido do diagrama de Moody baseado na rugosidade relativa. Recomenda-se que  $f$  seja aumentado em pelo menos 10 por cento, para permitir um aumento no coeficiente de atrito com o envelhecimento do tubo;

$L$  : Comprimento equivalente do tubo, em m;

$D$  : Diâmetro do tubo, em m;

$h_i$  : Velocidade do ar no início do tubo, equivalente a expressão  $(V^2/2g)$ , em mm.c.a.

Caso a o material da tubulação fosse de aço, o valor aproximado do fator de atrito poderia ser obtido pela expressão 47:

$$f = \frac{0,029.(D)^{0,027}}{Q^{0,148}} \quad (47)$$

Onde:

$Q$  : Vazão de ar, em  $m^3 \cdot \text{min.}^{-1}$  sob condições normais de temperatura e pressão;

$D$  : Diâmetro do tubo, em m;

Como o material da tubulação era o CPVC a equação acima não foi utilizada, mas sim o diagrama de Moody da Figura 29 para conseguir o fator de atrito em função do Número de Reynolds e da Rugosidade Relativa.

Sendo que a Rugosidade Relativa foi calculada pela relação entre a rugosidade do material e o diâmetro do tubo e o número de Reynolds pela relação entre o produto da velocidade do fluido pelo diâmetro e a viscosidade cinemática do ar conforme as equações 48 e 49.

$$\text{Rugosidade Relativa} = \frac{\xi}{d} \quad (48)$$

Onde:

Rugosidade Relativa: adimensional;

$\xi$  : Rugosidade do material, em mm;

$d$  : Diâmetro, em mm;

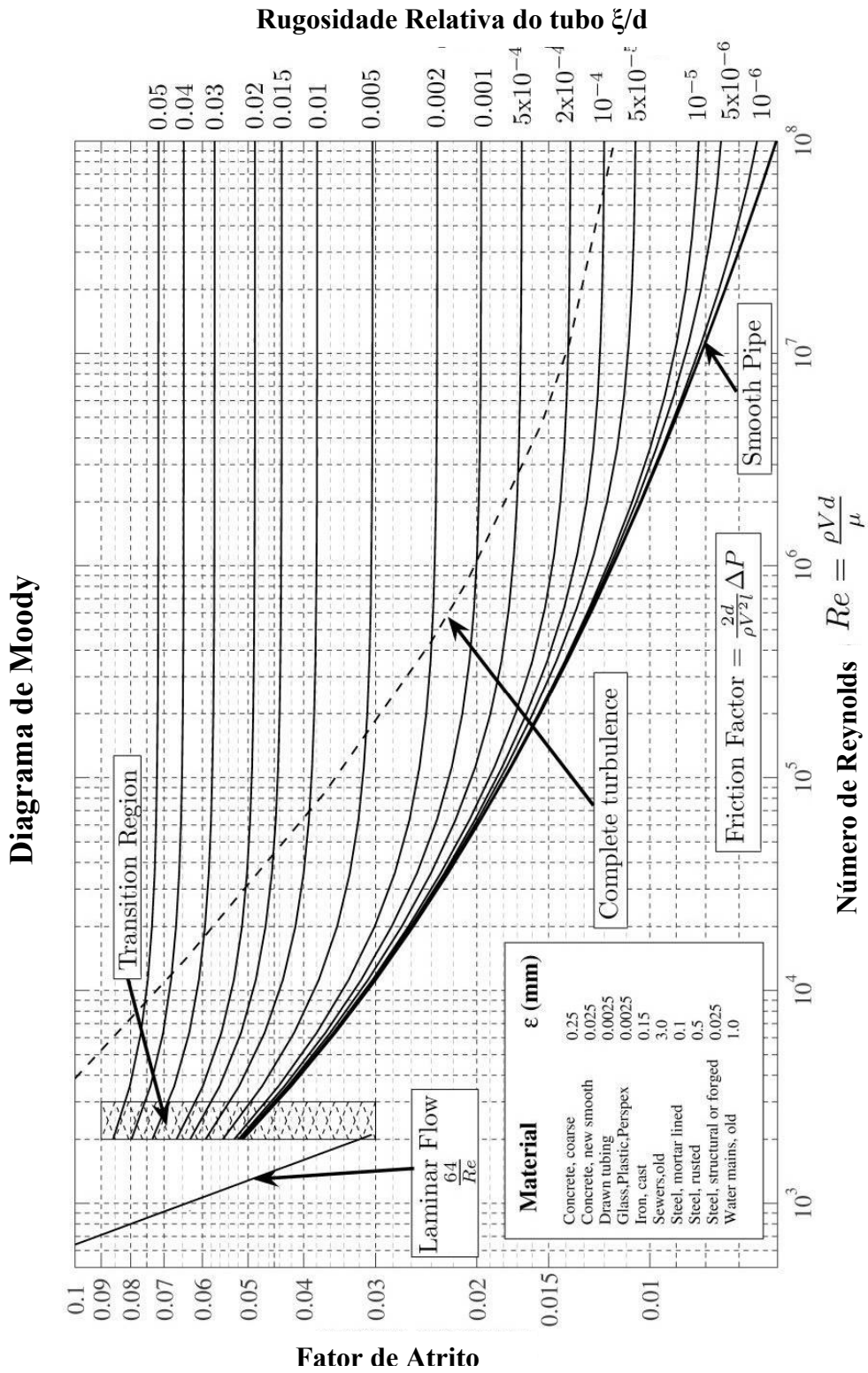


FIGURA 29: Diagrama de Moody



$$\text{Re} = \frac{V.d}{\nu_{ar}} \quad (49)$$

Onde:

Re: Número de Reynolds;

$V$  : Velocidade, em  $\text{m.s}^{-1}$ ;

$d$  : Diâmetro, em m;

$\nu_{ar}$  : Viscosidade cinemática do ar, em  $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ , dado pela expressão  $\nu_{ar} = (13+0,1.T_{ar}).10^{-6}$  que depende necessariamente da temperatura do ar.

Para Metcalf e Eddy (2003) as perdas de carga ao longo da tubulação podem ser calculadas de acordo com a equação 50, que é a equação do fator de atrito para tubos de aço inserida na equação de Darcy-Weisbach.

$$h_L = 9,82 \times 10^{-8} \left( \frac{fLQ^2}{PD} \right) \quad (50)$$

Onde:

$P$  : Pressão do ar fornecida, em atm;

$T$  : temperatura na tubulação, em Kelvin, vindo da equação 51.

$$T = T_o (P / P_o)^{0,283} \quad (51)$$

Onde:

$T_o$  : Temperatura ambiente do ar, em Kelvin (temperatura máxima do ar no verão);

$P_o$  : Temperatura barométrica ambiente, em atm.

Como se buscou graficamente, pelo diagrama de Moody, visto que se utilizou material plástico (CPVC), aplicou-se a equação 46 de Darcy-Weisbach para o valor do fator de atrito. As perdas em cotovelos, tês, válvulas, etc., podem ser calculas como frações das velocidades principais usando valores de coeficiente de perda de carga K. Menores perdas também podem ser calculadas como comprimentos equivalentes a tubulação linear pela equação 52:

$$L = 55,4 C.D^{1,2} \quad (52)$$

Onde:

$L$  : Comprimento equivalente de tubulação, em m;

$D$  : Diâmetro da tubulação, em m;

$C$  : Fator de resistência, na Tabela 27.

**TABELA 27: Fator de resistência conveniente em tubulações de sistemas de aeração.**

Conveniência	Fator de resistência C
Raios longos ou tês padrão	0,33
Raios médios ou tês com redução de 25%	0,42
Raios padrão ou tês com redução de 50%	0,67
Tê com saída lateral	1,33
Válvulas	0,25
Válvulas de esfera	2,00
Válvulas de ângulo	0,90

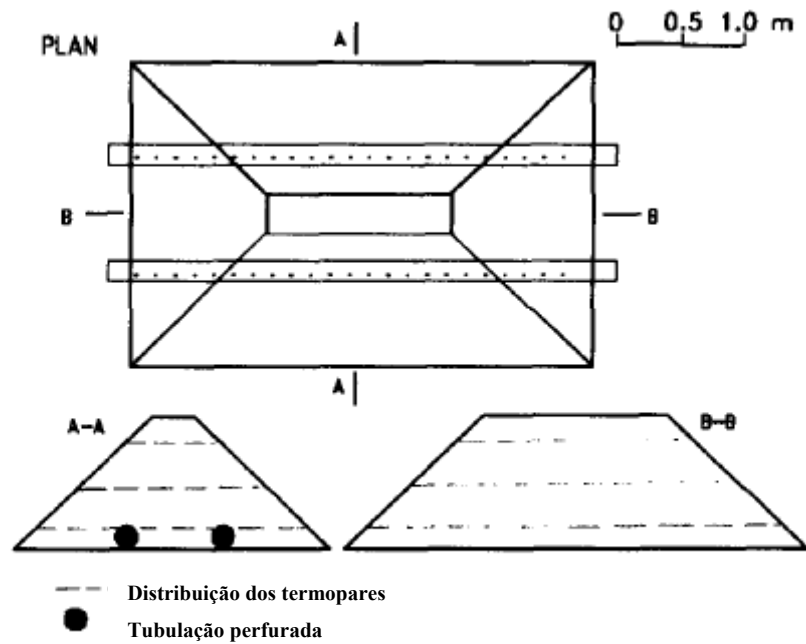
Fonte: Metcalf & Eddy (2003).

#### 2.5.4. A aeração em leiras estáticas

Em Fernandes *et al.* (1994), os autores estudaram a distribuição da temperatura em compostagem a partir de leiras estáticas com aeração horizontal passiva na base. O substrato utilizado na constituição das leiras foi cama de aviário (esterco, palha) em diferentes teores de umidade (73%, 76% e 80%).

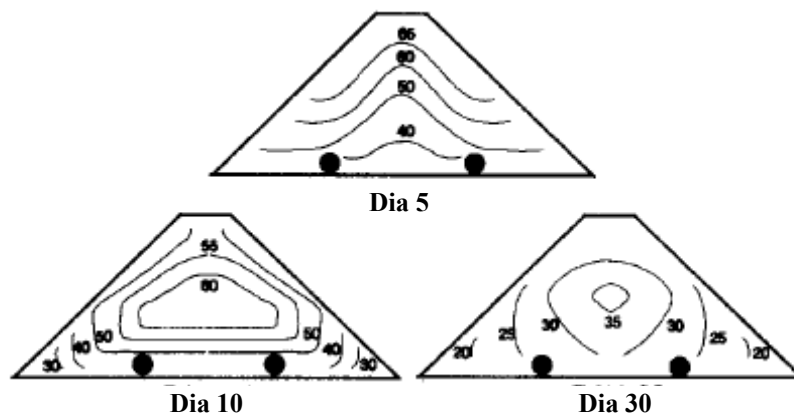
Foram constituídas leiras trapezoidais de com base de 3,4 x 2,3 m e topo de 1,4 x 0,3 m por 1,0 m de altura com 3,35 m<sup>3</sup>. As tubulações de aeração na base foram de material plástico com 3,6 m de comprimento e 100 mm de diâmetro com orifícios voltados para cima. As representações esquemáticas podem ser verificadas na Figura 30. O monitoramento da temperatura das leiras foi através de termopares distribuídos ao longo da massa de resíduos.

Em umas das leiras, a distribuição da temperatura no quinto, décimo e trigésimo dias, atingiu temperaturas na seção transversal de acordo com a Figura 31. Ao longo dos dias as temperaturas podem ser observadas na Figura 32. As temperaturas máximas alcançadas foram de 65°C no quinto dia de aeração.



Fonte: Adaptado de Fernandes *et al.* (1994)

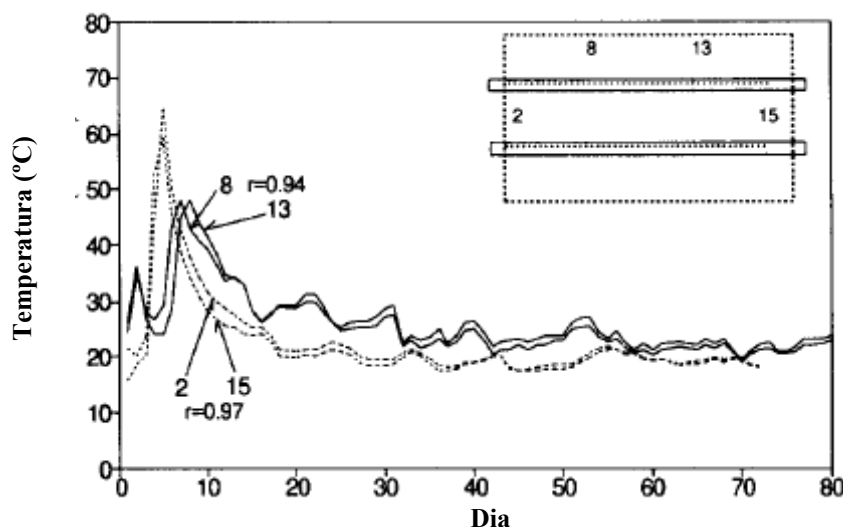
FIGURA 30: Leira por aeração estática na base.



Fonte: Adaptado de Fernandes *et al.* (1994)

FIGURA 31: Perfil de distribuição da temperatura em leira por aeração estática na base.

Em Barrington *et al.* (2003), os autores analisaram a convecção da vazão de ar sob aeração passiva e ativa em composto constituído de aparas de madeira, feno e palha em diferentes umidades (60, 65 e 70%). A taxa de aeração aplicada foi de  $4 \text{ mg-air}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$  em escala de laboratório com reatores de 105 L que comportaram 15 kg do resíduo. Como a aeração passiva possui uma pressão de ar limitada, diferentemente da aeração ativa, em geral, para a primeira os autores obtiveram temperaturas que variaram entre 55 e 65°C, enquanto para a segunda a temperatura alcançou 70 °C.



Fonte: Adaptado de Fernandes *et al.* (1994)

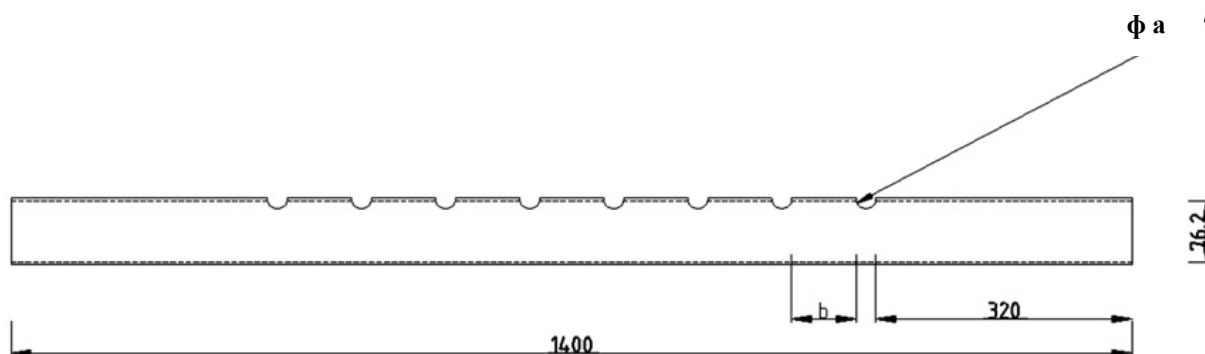
**FIGURA 32:** Temperatura em leira por aeração estática na base em 4 locais (local 2, 8, 13 e 15) de amostragem.

Segundo Ogunwande e Osunade (2011), a aeração passiva é um dos métodos onde tubulações horizontais ou verticais são instaladas nas leiras para melhorar as forças de convecção criadas pelas diferenças de temperaturas entre o interior da leiras e a ambiente. Além da orientação das ponteiros de aeração, os autores apresentam que seria importante projetar adequadamente as perfurações de saída ao longo dos tubos, podendo fornecer vazões adequadas para as leiras.

O trabalho procurou apresentar as trocas físico-químicas da compostagem de esterco de aves e serragem com aeração passiva em relação à orientação da tubulação horizontal, vertical com diâmetro interno de 76,2 mm e tamanho das perfurações com diâmetros de 15, 25 e 35 mm, estabelecendo a combinação ótima entre os fatores envolvidos.

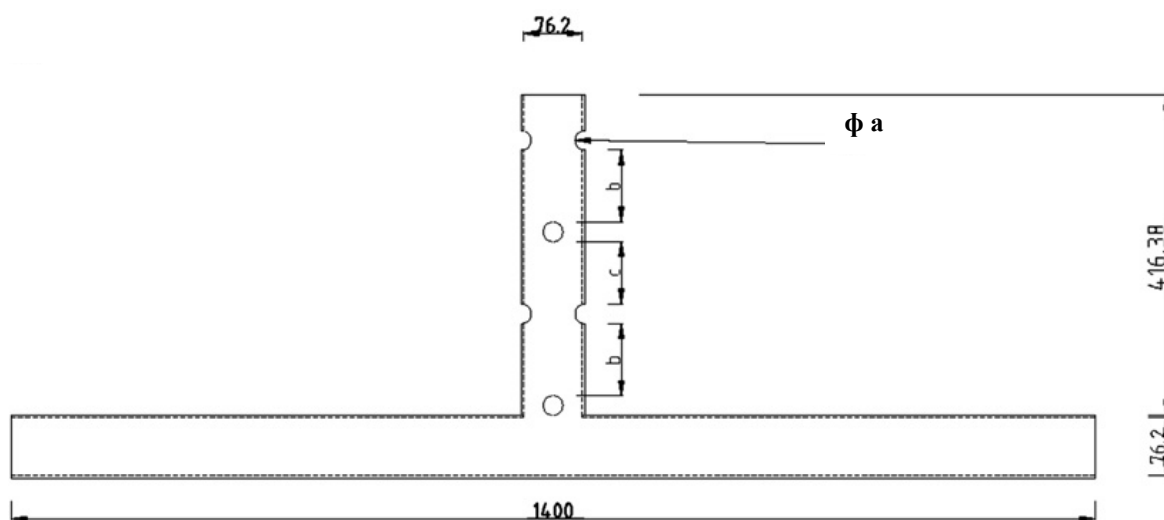
Cada tubo de aeração abrange oito perfurações. O tubo horizontal (Ho) apresenta 1,4 m de comprimento com perfurações voltadas para cima e igualmente espaçadas, distantes 32 cm das extremidades, como apresentado na Figura 33.

O tubo vertical (Ve) da Figura 34 foi ligado a um tubo horizontal não perfurado de 1,4 m, responsável pela entrada de ar na base, com extremidades estendidas externamente a leira. As perfurações foram cobertas com malha de plástico com a saída superior do tubo vertical bloqueada com uma tampa.



Fonte: Ogunwand e Osunade (2011).

**FIGURA 33:** Vista lateral de um tubo horizontal perfurado com dimensões em mm. Para perfuração de 15 mm de diâmetro,  $a = 15$  mm e  $b = 91,43$  mm, para perfuração de 25 mm de diâmetro,  $a = 25$  mm e  $b = 80$  mm, para perfuração de 35 mm de diâmetro,  $a = 35$  mm e  $b = 68,59$  mm.



Fonte: Ogunwand e Osunade (2011).

**FIGURA 34:** Vista lateral de um tubo vertical perfurado com dimensões em mm. Para diâmetro de perfuração de 15 mm,  $a = 15$ ,  $b = 105,83$  e  $c = 98,33$ ; para perfuração de 25 mm,  $a = 25$ ,  $b = 94,17$  e  $c = 81,67$ ; para perfuração de 35 mm,  $a = 35$ ,  $b = 82,5$  e  $c = 65$ .

As características iniciais do composto são apresentadas na Tabela 28, onde a relação C:N foi de 32:1 e umidade de 60% com seção transversal trapezoidal, dimensões da base de 1,2 x 1,1 m e 0,72 de altura, construídas sobre 100 mm de serragem. Para a redução da perda de umidade e conservação do calor, adicionou-se uma camada de 40 mm sobre a área externa das leiras.

A avaliação do composto mostrou que ocorreu uma biodegradação efetiva no sistema de compostagem. Os efeitos da orientação do tubo e na dimensão das perfurações podem ser verificados na Tabela 29.

**TABELA 28: Características iniciais do composto com valor principal e desvio padrão (em parênteses) para três amostras.**

Parâmetro	Serragem	Esterco de Frango	Cama de aviário
Umidade (% base seca)	31,7 (0,58)	71,8 (0,87)	49,6 (1,13)
pH	7,82 (0,01)	7,62 (0,04)	7,84 (0,04)
Condutividade (mS.cm <sup>-1</sup> )	0,51 (0,02)	5,74 (0,55)	2,24 (0,48)
Teor de Cinzas (% base úmida)	2,31 (0,06)	33,9 (2,65)	32,8 (7,65)
Carbono (% base úmido)	54,3 (0,05)	36,7 (1,47)	37,3 (4,25)
Nitrogênio (% base úmida)	0,21 (0,26)	2,24 (0,17)	1,15 (0,21)
C:N	67:1	16:1	32:1
Fósforo (% base úmida)	0,08 (0,03)	0,82 (0,92)	0,53 (0,17)

Fonte: Adaptado de Ogunwand e Osunade (2011).

**TABELA 29: Teste de Duncan mostrando os efeitos da orientação dos tubos e dimensões das perfurações sobre os parâmetros durante a compostagem.**

Parâmetro	Orientação do tubo		Diâmetro (mm) da perfuração		
	Orientação	Orientação	15	25	35
	Horizontal	Vertical			
Temperatura (°C)	38,3 <sup>b</sup>	36,9 <sup>a</sup>	37,6 <sup>a</sup>	38,4 <sup>b</sup>	36,8 <sup>c</sup>
pH	8,00 <sup>a</sup>	8,10 <sup>b</sup>	7,97 <sup>a</sup>	8,14 <sup>c</sup>	8,03 <sup>b</sup>
Condutividade (mS cm <sup>-1</sup> )	3,14 <sup>a</sup>	2,68 <sup>b</sup>	3,02 <sup>a</sup>	2,89 <sup>a</sup>	2,83 <sup>a</sup>
C (%)	52,1 <sup>a</sup>	49,1 <sup>b</sup>	50,1 <sup>b</sup>	56,0 <sup>c</sup>	45,7 <sup>a</sup>
N (%)	18,4 <sup>a</sup>	14,3 <sup>a</sup>	12,8 <sup>a</sup>	23,0 <sup>b</sup>	7,83 <sup>a</sup>
C:N	19,2 <sup>a</sup>	20,1 <sup>a</sup>	19,6 <sup>a</sup>	19,1 <sup>a</sup>	20,3 <sup>a</sup>
P (%)	-0,69 <sup>b</sup>	13,8 <sup>a</sup>	-2,20 <sup>a</sup>	4,69 <sup>a</sup>	17,2 <sup>b</sup>

Sobrescritos com a mesma letra não são estatisticamente diferentes em  $p \leq 0,05$ .

Fonte: Adaptado de Ogunwand e Osunade (2011).

Os valores médios mostraram que leiras com tubo horizontal obtiveram temperaturas mais altas do que leiras com tubos verticais durante a compostagem (Tabela 29). A menor temperatura média registrada foi em leiras com perfurações de 35 mm de diâmetro, sugerindo por Ogunwand e Osunade (2011), excesso de aeração, o que pode ter induzido maior efeito de resfriamento sobre as pilhas, enquanto o nível de aeração fornecida por perfurações de 15 mm de diâmetro pode ter sido insuficiente para as atividades microbianas, o que teria resultado em altas temperaturas. As perfurações de 25 mm de diâmetro apresentaram uma alimentação mais equilibrada de aeração para a configuração da pilha usada.

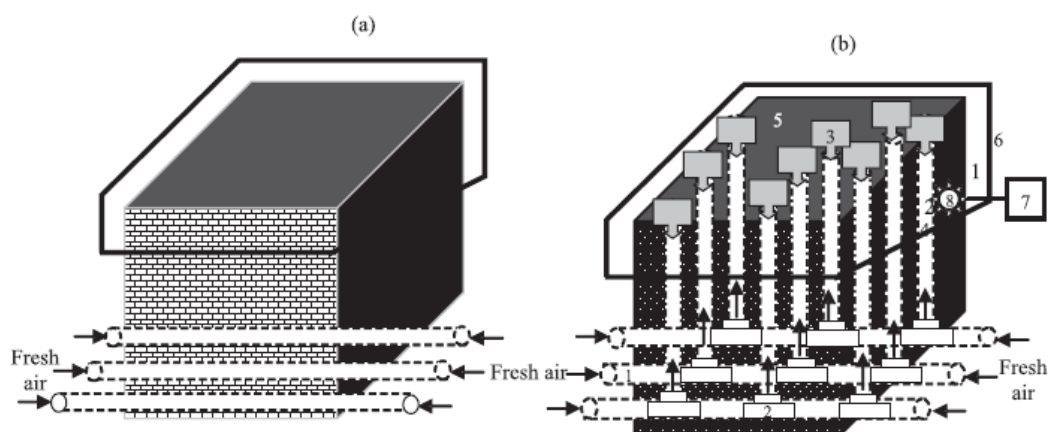
Nas leiras dos autores supracitados com tubulações constituídas de orifícios de saída de 35 mm induziu maior resfriamento da leiras por excesso de aeração, enquanto o diâmetro

de 15 mm teria resultado em altas temperaturas o que pode ter inibido a atividade microbiológica por ausência de ar, o ideal teria sido as perfurações de 25 mm

Em Sylla *et al.* (2006), foi investigada a aeração passiva em estrume bovino, utilizando sistemas horizontais na base que são os mais convencionais e sistemas com ponteiros verticais em escalas piloto. Os efeitos dos tipos de aeração foram avaliados no grau de compostagem obtidos através do monitoramento de temperatura, umidade, matéria orgânica, condutividade, pH, C:N nas leiras.

Para os autores supracitados, a aeração passiva com tubulações horizontais na base possui limitação na propagação do ar, já que este é um meio que utilizado principalmente em meios rurais com ausência de uso da energia elétrica. Por isso, vêm como vantajosa o emprego da aeração através de ponteiros verticais de aeração passiva que distribuiriam melhor o calor dentro da leira aprimorando o processo convectivo.

Reatores de 1,0 m<sup>3</sup> foram utilizados para simular as condições de orientação das tubulações horizontais e verticais como apresentado na Figura 35.



(1) tubo horizontal; (2) conector; (3) cap; (4); tubo vertical; (5) reator; (6) folha de isolamento; (7) registrador de dados; (8) termopar.

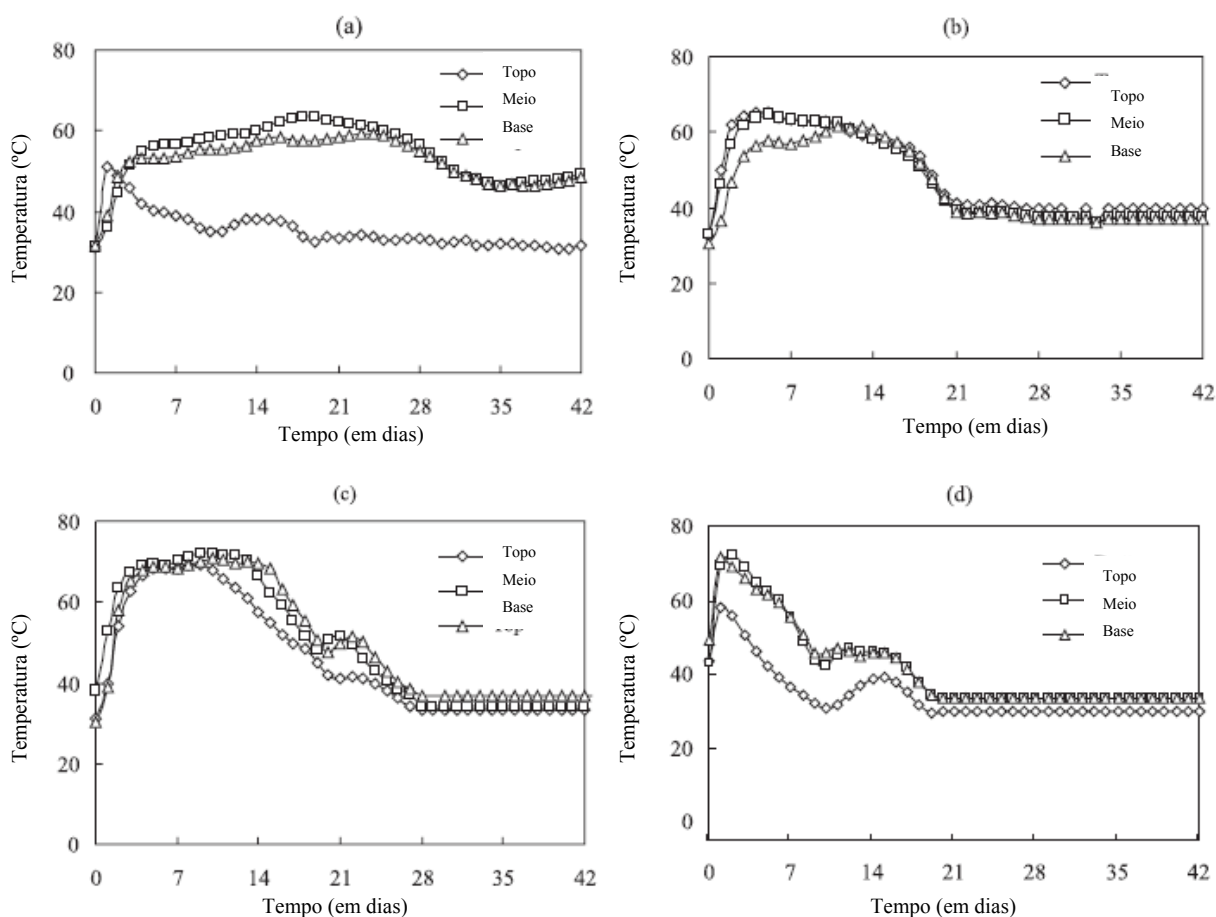
Fonte: Adaptado de Sylla *et al.* (2006).

**FIGURA 35: Sistemas experimentais. (a) reator de aeração passiva equipada com tubos horizontais. (b) reator de aeração passiva com tubos verticais.**

Três tubos horizontais espaçados 0,2 m foram inseridos na parte inferior do reator com ponteiros horizontais, ao passo que 9 tubos perfurados verticais, ligado a tubos horizontais fixados na parte inferior da leira com ponteiros verticais foram espaçados de 0,2 m. Foram construídos outros dois reatores com uma única e quatro ponteiros verticais no centro, espaçados 0,45 m e 0,40 m, respectivamente.

Os tubos perfurados são de 1 m de comprimento e 100 mm de diâmetro, a fim de limitar o efeito de arrefecimento e de evitar que o ar se escape do reator para o meio, as partes superiores dos tubos perfurados verticais foram bloqueados por uma tampa. Nas experiências preliminares, a parte superior dos reatores de compostagem foi deixada descoberta. No entanto, durante os experimentos, todos os reatores de compostagem foram cobertos com uma folha de plástico para limitar a perda de calor para o ambiente, proteger os reatores de chuva e excesso de secagem, bem como evitar a perda de umidade.

Para o reator com ponteiros horizontais foi obtido um composto final após 35 dias de experimento e para os reatores com ponteiros verticais 21 dias de experimento. Os perfis de temperatura ao longo dos experimentos podem ser observados na Figura 36. Considerando ambos os períodos, os compostos apresentaram características físico-químicas adequadas apresentadas na Tabela 30.



Fonte: Adaptado de Sylla *et al.* (2006).

**FIGURA 36:** (a) Temperatura em diferentes locais no reator com ponteiros horizontais. (b) temperatura em diferentes locais no reator com uma única ponteira vertical ao centro. (c) Temperatura em diferentes locais com quatro ponteiros verticais. (d) Temperatura em diferentes locais com nove ponteiros verticais.



TABELA 30: Características iniciais e finais dos compostos produzidos pelos quatro reatores.

Propriedade	Reator Ponteiras Horizontais (Dias)		Reator Uma Ponteira Vertical (Dias)		Reator Quatro Ponteiras Verticais (Dias)		Reator Nove Ponteiras Verticais (Dias)	
	0	35	0	21	0	21	0	21
	<b>Cinza (%)</b>	20,6	23,5	23,8	27,3	23,8	27,9	20,6
<b>Matéria Orgânica (% base seca)</b>	79,5	76,5	76,2	72,7	76,2	72,1	79,5	76,9
<b>Umidade (% base seca)</b>	67,1	58,8	61,7	60,6	61,7	51,5	67,1	53,8
<b>pH</b>	8,3	9,3	7,9	8,6	7,9	8,1	8,3	8,2
<b>Condutividade (mS.cm<sup>-1</sup>)</b>	4,9	5,6	3,5	4,3	3,5	5,5	4,9	5,4
<b>Carbono Total (% base seca)</b>	38,1	34,6	39,0	38,7	39,0	38,4	38,1	36,4
<b>Nitrogênio Total (% base seca)</b>	1,6	1,8	1,4	1,39	1,4	1,4	1,6	1,64
<b>Potássio Total (% base seca)</b>	2,5	2,8	2,4	2,6	2,4	2,7	2,5	2,69
<b>Fósforo Total (% base seca)</b>	0,8	0,9	0,8	0,9	0,8	0,9	0,8	0,86
<b>C:N</b>	24,0	19,8	27,1	27,8	27,1	26,7	24,0	22,2
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (mg/100 g)</b>	38,8	22,2	1,7	64,7	19,7	12,5	38,8	3,6
<b>NH<sub>3</sub>-N (mg/100 g)</b>	2,2	16,8	2,2	2,0	2,2	2,3	2,2	5,0

Fonte: Adaptado de Sylla *et al.* (2006).

Os resultados levaram às seguintes conclusões de Sylla *et al.* (2006):

1. A aeração passiva realizada por tubos verticais para as condições experimentais, foi mais eficaz na entrega de ar do que para a leira com tubos horizontais de aeração passiva;
2. As temperaturas termofílicas entre 55 e -65°C foram obtidas em todos os reatores com um e dois dias de experimento e mantidas durante cerca de uma semana, um período de tempo suficiente para a redução organismos patogênicos;
3. A quantidade de ponteiras verticais mostrou-se como um parametr fundamental para o controle da temperatura.

### 2.5.5. A compostagem utilizando subprodutos da vitivinicultura

No emprego do composto estabilizado como fertilizante, Arvanitoyannis *et al.* (2008), Diaz *et al.* (2002) e Bustamante *et al.* (2009), relatam que é necessário um substrato orgânico com capacidade de oxigenar o resíduo e reter água, sendo uma tendência para a substituição de fertilizantes químicos.

De forma semelhante, Cegarra *et al.* (2006), em pesquisas com subprodutos de moinhos de azeitonas, relatam a mesma necessidade anterior, pois produtos com baixo índice de vazios e elevada umidade prejudicam o processo de aeração e, por consequência, ocorrem dificuldades para a maturação do composto.

Com a aplicação de resíduos compostados advindos da indústria do vinho, Bustamante *et al.* (2009) observaram acréscimos no percentual de matéria orgânica no solo, nos níveis de nutrientes e da biomassa microbiana, com isso melhorando as propriedades físicas do solo (aeração, capacidade de retenção de água, etc.). Contudo, citam que os mesmos não poderão ser despejados *in natura* e somente após prévio tratamento, pois são passíveis de geração de efeitos adversos como imobilização do nitrogênio, fitotoxicidade, competição do oxigênio entre biomassa microbiana e as raízes e sementes de plantas.

Acrescem às anteriores, investigações quanto à viabilidade de uso com outros resíduos como os sólidos urbanos, lodos de esgoto, produzindo substratos alternativos e satisfatórios para plantas ornamentais e cobertura vegetal de aterros sanitários enclausurados.

Pesquisas semelhantes foram realizadas por Bertran *et al.* (2004), Ruggieri *et al.* (2009), com uso de lodos de vinhedos misturados com engaço (talo da uva) em proporções 1:1 e 1:2 (v/v), encontrando melhores resultados para a proporção 1:2 (leira 5), com umidade, temperatura e concentração de oxigênio ótimas, a cerca de 55%, 65°C, 5 - 10% (não inferior). Os resultados mostraram-se satisfatórios e de alto valor agrônomico para solos de vinhedos com baixo conteúdo de matéria orgânica.

Ferrer *et al.* (2001), utilizando resíduo da uva em experimento com pés-de-milho durante 20 dias, observou que o resíduo do vinhedo apresentou resultados superiores aos fertilizantes químicos compostos de uréia, sendo que a superioridade deve-se à presença de uma gama maior de minerais e micronutrientes no fertilizante orgânico e aumento da porosidade do solo pela presença de compostos húmicos.

O autor supracitado recomenda que, para cada 3000 kg/ha de resíduos da uva compostado, deveria ser adicionada suplementação de fósforo de 50 kg/ha. Nas Tabelas 31 e

32 são apresentadas as composições químicas e físico-químicas dos resíduos advindos da compostagem da uva.

**TABELA 31 – Características químicas do composto dos resíduos do vinho.**

Elemento	Valores
N	2,14 – 3,74%
P	0,18 – 0,52%
Ca	3,17 – 14,3%
Mg	0,3 – 0,61%
Fe	0,5 %
Zn	77 – 109 mg/kg
Cu	30 – 46 mg/kg
Ni	9,1 – 17,6 mg/kg
Cr	23,4 – 147 mg/kg
Pb	8 – 19 mg/kg
Cd	0,2 – 0,4 mg/kg

Fonte: adaptado de Arvanitoyannis *et al.* (2008).

**TABELA 32 – Características físico-química do composto dos resíduos do vinho.**

Parâmetro	Valores
pH	6,5 – 8,5
Condutividade Elétrica	1,57 – 4,1 MS/cm
Sólidos Voláteis	46,8 – 67,5%
Relação C/N	11,9–19,5
Umidade	47 – 66%
Capacidade de troca catiônica	108,65 Cmol/kg
Matéria orgânica	84,15 – 89,1%
C	40,5 – 51,5%

Fonte: adaptado de Arvanitoyannis *et al.* (2008).

Lasaridi (2000) *apud* Arvanitoyannis *et al.* (2008), declaram que, face às suas características, o composto obtido é particularmente recomendado para aplicações em vinhas, pois: a matéria orgânica úmida facilita a incorporação e desenvolve a capacidade de retenção de água pelo solo, fator recomendado na qualidade de especificidade na produção de vinho; o nitrogênio é liberado gradualmente, o que é apropriado para vinhas que sofrem com altos níveis deste nutriente; o composto é dotado de valores altos a moderados de potássio que é marcante para vinhedos.

Bertran *et al.* (2004), em experimentos com engaço (talo da uva) e lodo da indústria do vinho, determinaram a temperatura de 3 leiras de 2,5 m de base e 1,5 m de altura, mas com proporções entre o engaço e o lodo de 1:2 (v/v). Cegarra *et al.* (2006) apresentam na Tabela 33 o resultado do composto maduro a partir de subproduto da azeitona e com características físico-químicas semelhantes ao resíduo da uva.

**TABELA 33 – Principais características do composto maduro de subprodutos da azeitona. Pilha 1 com ventilação forçada e pilha 2 com ventilação forçada e revolvimento mecânico da leira.**

<b>Parâmetros</b>	<b>Leira 1</b>	<b>Leira 2</b>
<sup>a</sup> pH	8,86	8,67
<sup>a</sup> Conduct. Elétrica (dS m <sup>-1</sup> )	4,52	4,81
Matéria Orgânica (g kg <sup>-1</sup> )	815,5	792,9
Lignina (g kg <sup>-1</sup> )	405,7	387,2
Celulose (g kg <sup>-1</sup> )	166,1	156,7
Hemicelulose (g kg <sup>-1</sup> )	245,9	260,5
COT (g kg <sup>-1</sup> )	442,3	434,8
N (g kg <sup>-1</sup> )	26,3	26,2
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> – N (mg kg <sup>-1</sup> )	114	119
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – N (mg kg <sup>-1</sup> )	33	31
Relação C/N	16,8	16,6
P (g kg <sup>-1</sup> )	1,9	1,9
K (g kg <sup>-1</sup> )	42,7	42,5
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	24,0	29,7
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	5,1	5,7
Na (g kg <sup>-1</sup> )	4,1	4,1
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	1365	1468
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	34	36
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	86	98
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	125	138

<sup>a</sup> água extraída 1:10.

Fonte: adaptado de Cegarra *et al.* (2006).

Em trabalho de Leiva (2005), experimentos em escala de laboratório, utilizando a compostagem de resíduos do vinho e engaço de uva, mostraram-se insatisfatórios devido a anaerobiose quando utilizado o método das leiras estáticas aeradas. A autora sugere que a alta umidade dos resíduos foi fator determinante.

O lodo do vinho da pesquisa de Leiva (2005), obtido pela centrifugação da água residuária, apresentou alto teor de umidade (valor médio de 88%), com presença de matéria orgânica da ordem de 70%. Para o engaço armazenado ao ar livre e sujeito à chuva e umidade do local, o teor de umidade ficou na faixa entre 60% e 80%. Com isso, não se recomendaria a mistura entre os dois materiais, visto que a umidade adequada para a mistura a compostar seria de 40% a 60%. Para tanto se protegeu o engaço da chuva, para que pudesse ser utilizado no experimento, reduzindo a umidade em 20%.

A mesma autora observou que não há evidências de compostos tóxicos para as plantas, visto a obtenção de um índice de germinação de 90% e 100% em amostragens estudadas. De maneira geral, o engaço e o lodo de vinho gerado pela indústria do vinho é uma estratégia de gerenciamento sustentável de resíduos, produzindo um fertilizante com sanidade para a aplicação em vinhedos, fechando o ciclo da matéria orgânica.

Utilizando o método *windrow* para a compostagem em escala de campo, Leiva (2005), com resíduos do vinho e engaço da uva, encontrou proporções volumétricas ótimas de 1:2, respectivamente, as quais atingiam a fase termofílica (acima de 55°C) por 28 dias.

Para a autora anterior, o engaço parece ser um agente ideal para a compostagem dos resíduos da uva, devido às suas propriedades de porosidade e resistência à biodegradação. Além disso, o mesmo acaba por equilibrar a relação C/N da massa a compostar, visto que possui C/N alto de aproximadamente 39:1, se comparado com o lodo do vinho com C/N de aproximadamente 5:1. Como alternativa para elevar a porosidade, ainda sugere-se pinhas para utilizar como substrato.

Outro resíduo possível de aproveitamento para transformação em composto é o esterco de frango. Para este, Kulcu e Yaldiz (2005) relatam o alto teor de nitrogênio (1,9%) e pesquisaram a sua utilização em misturas com resíduos da vitivinicultura que possuem altas taxas de carbono (0,57%) em proporções diferentes em quatro reatores com aeração. Os resultados remetem que a taxa ótima, considerando base seca, são frações iguais de ambos os resíduos, obtendo uma relação C/N igual a 31:1.

#### 2.5.6. O $\text{NH}_4^+$ (Amônio) e o $\text{NO}_3^-$ (Nitrato)

O cátion amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e o ânion nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) são os nutrientes preferidos pelos microorganismos da compostagem, contudo, o  $\text{N-NO}_3^-$  é pouco significativo na fase termófila, pois o nitrogênio (N) mineral pode ser utilizado pelos decompositores ou ainda devido às próprias bactérias nitrificantes apresentarem-se pouco resistentes às temperaturas elevadas de acordo com Hellmann *et al.* (1997).

A imobilização de N é a transformação de compostos inorgânicos de N ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NO}_2^-$ ) em formas orgânicas, em que os organismos assimilam o N inorgânico e o transformam em constituintes orgânicos de N de suas células e tecidos (Jansson & Persson, 1982 *apud* Aquino *et al.*, 2005).

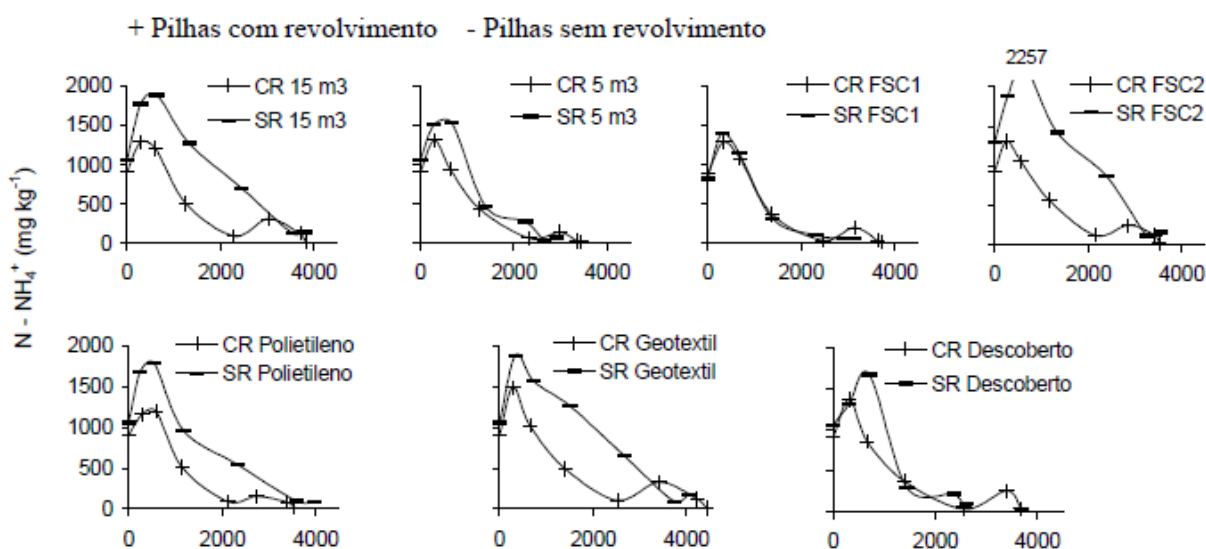
Pela presença pouco significativa do  $\text{N-NO}_3^-$ , analogicamente a presença de  $\text{N-NO}_2^-$  seria igualmente escassa. Além destes, pode se fazer presente a forma nitrogenada da amônia ( $\text{N-NH}_3$ ), que possui odor desagradável e é volátil chegando a perdas entre 16% e 74%, sendo possível controlá-la aumentando a razão C/N ou reduzindo o pH, temperatura e intensidade das trocas gasosas com o exterior, conforme descrito por Raviv *et al.* (2004).

Chadwick (2005) e Hansen *et al.* (2006), em experimentos com estrume de gado e porcos, respectivamente, observaram que em leiras cobertas (anaeróbias) diminuía as trocas gasosas com o exterior, portanto reduzia-se a emissão de  $N-NH_3$ .

De acordo com Oliveira (2012) a necessidade de uma etapa aeróbia no sistema é que o processo biológico de transformação do nitrogênio (nitrificação) que consiste na oxidação do N-amoniaco a nitrato não ocorre em ambientes com ausência de oxigênio. Em reatores anaeróbios a concentração de N-amoniaco tende a ser maior no efluente tratado do que no afluente bruto devido à transformação de compostos orgânicos nitrogenados (amoniificação).

Brito *et al.* (2009) calcularam as médias diárias de temperatura do exterior e do interior de cada pilha. O índice térmico ( $\Sigma$  °C) foi calculado pelo somatório das diferenças entre as temperaturas médias diárias no interior das pilhas e as temperaturas médias diárias do ar exterior às pilhas, para cada período de compostagem. Os autores usaram a fração sólida de líquidos percolados da pecuária leiteira em leiras experimentais com o objetivo de maximizar a produção de nitrogênio mineral.

A evolução do nitrogênio amoniaco ( $N-NH_4^+$ ) e o índice térmico ( $\Sigma$  °C) em leiras de compostagem podem ser conferidos na Figura 37.



Fonte: Brito *et al.* (2009)

**FIGURA 37** – Evolução do nitrogênio amoniaco ( $N-NH_4^+$ ) e o índice térmico ( $\Sigma$  °C) em leiras de compostagem de fração sólida de chorume (FSC) com revolvimento (CR) e sem revolvimento (SR). As pilhas incluíram diferentes origens (FSC1 e FSC2), dimensões (5 m<sup>3</sup> e 15 m<sup>3</sup>) e tipos de coberturas (polietileno, geotextil e descoberto)

De acordo com Hao & Chang (2001), o aumento da aeração fornece oxigênio para a decomposição dos resíduos na compostagem, contudo, pode elevar as emissões de  $\text{NH}_3$  e conseqüentemente reduzir a concentração de N e a qualidade do composto.

Chagas (2006) avaliou o pós-tratamento de reator anaeróbico com manta de lodo de fluxo ascendente com filtro biológico aerado submerso. Com regime de operação de 54 dias observou um efluente final com concentração média de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  com eficiência de 75% na remoção de nitrogênio amoniacal sob a forma de amônia ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ).

Zucconi & De Bertoldi (1987) *apud* Brito (2009) citam que a concentração de  $\text{NH}_4^+$  seria um parâmetro para avaliar a maturação do composto, onde valores abaixo de  $400 \text{ mg.Kg}^{-1}$  seriam um indicativo de estabilização quando aliado à elevação do  $\text{NO}_3^-$ , redução da relação C/N e temperatura da massa de resíduos próxima ao ambiente.

Em Gao *et al.* (2010) os autores encontraram valores finais de  $\text{NH}_4^+$ -N inferiores a  $400 \text{ mg.kg}^{-1}$  para três leiras experimentais, enquanto os valores de  $\text{NO}_3^-$ -N foram de 1.942, 2.190, and  $1.638 \text{ mg kg}^{-1}$ , considerando a taxa de aeração como a chave de um composto de boa qualidade, com valores de 0,3, 0,5, e  $0,7 \text{ L-ar.min}^{-1}.\text{kg}^{-1}$  de matéria orgânica para cada uma das leiras experimentais, correspondendo respectivamente a 0,43, 0,72 e  $1,0 \text{ m}^3\text{-ar.dia}^{-1}.\text{kg}^{-1}$ .

O resíduo da pesquisa anterior foi uma mistura de estrume de frango e serragem dispostos em reatores de 600 litros e a taxa de aeração que apresentou melhores resultados foi a intermediária.

Com resíduo de cama de aviário, Sanchez (2007) observou em ensaios de laboratório que haviam mobilidades significativas de N amoniacal para a fase gasosa, quando ocorriam temperaturas superiores a  $55^\circ\text{C}$  na compostagem. A autora observa três fases do processo, hidrolítica, termófila e maturação, onde:

- Na primeira fase há liberação de enzimas extracelulares, formando ácidos graxos, aminoácidos, açúcares solúveis, em aproximadamente três dias com temperatura próxima à ambiental.
- Na segunda fase, ocorrem intenso metabolismo e crescimento biológico com formação de  $\text{CO}_2$  e água e elevação da temperatura (acima de  $55^\circ\text{C}$ ).
- Na terceira fase, ocorre a degradação de substâncias refratárias, desde a celulose até lignina, decrescendo a temperatura com o tempo, durante dois meses.

A autora ainda descreve o carbono como essencial na manutenção de energia para os microorganismos, além de fazer parte da constituição celular dos mesmos. No entanto, é necessária a presença de nutrientes inorgânicos como o nitrogênio (mais abundante em

sistemas de compostagem e componente das proteínas na síntese do protoplasma), energia e oxigênio.

Para Florêncio *et al.* (2009), em trabalhos com filtro biológico aerado submerso, verificaram o estabelecimento da população de bactérias nitrificantes com dependência forte da aplicação de menores cargas orgânicas, de forma que a depleção de oxigênio dissolvido ao longo da espessura do biofilme seja minimizada em função do consumo por parte da biomassa.

No trabalho anteriormente citado, foram exemplificadas faixas da relação C/N, onde abaixo de 30:1 há um potencial de volatilização sob a forma gasosa  $\text{NH}_3$ , enquanto que no caso de valores superiores a 30:1, ocorre a limitação do crescimento das populações microbianas, onde, em um patamar de 80:1, a fase termofílica é restringida.

O ideal para o processo seria uma C/N igual 30:1 para favorecer as diversas etapas da atividade microbiológica, de acordo com Brito (2008), entretanto, o autor coloca que este valor teórico depende das características do substrato a compostar e da disponibilidade dos nutrientes.

Teoricamente, Marques (2008) sugere que a razão C/N igual a 10:1 seria adequada para suprir a demanda dos microorganismos, mas em ambiente predominantemente aeróbio esta relação seria de 15 a 30.

Apresentando características dos subprodutos da uva (Tabela 34), a autora supracitada descreve a massa residual como de cor castanho-arrochada, com odor predominante de álcool adocicado, teor de umidade adequado para a compostagem sem a necessidade de adição de água. Ainda discute o elevado teor de lignina do bagaço de uva, onde o mesmo diminui a superfície disponível para a atividade enzimática, atenuando a degradação do substrato, portanto fazendo-se necessário a adição de carbono orgânico.

No mesmo trabalho, Marques (2008) alternou a variação do sistema de aeração da leira para que o material não sofresse secagem excessiva, eliminando com isso, a volatilização do  $\text{NH}_3$  e, por consequência, tornando o composto mais rico em formas de nitrogênio.

Brito (2005) trata das emissões gasosas das formas nitrogenadas  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$  em compostos orgânicos provenientes da pecuária intensiva, onde a emissão destes gases pode reduzir a qualidade do composto final, sendo necessária a mistura com outros resíduos com alta relação C/N e/ou de caráter acidificante para maximizar um composto mais rico em N.

Conforme Oliveira (2012), o nitrogênio existe no ambiente em vários estados de oxidação, principalmente nas formas de nitrogênio orgânico, amônia ( $\text{NH}_3$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrogênio gasoso, sendo a amônia e o nitrato



responsáveis pelos principais danos ambientais como a toxicidade aos peixes e eutrofização dos corpos d'água, respectivamente.

A amônia existe em solução aquosa, tanto na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) como na forma livre, não ionizada ( $\text{NH}_3$ ), segundo a equação 53:



Em que:

$\text{NH}_3$ : Amônia livre

$\text{NH}_4^+$ : Amônia ionizada

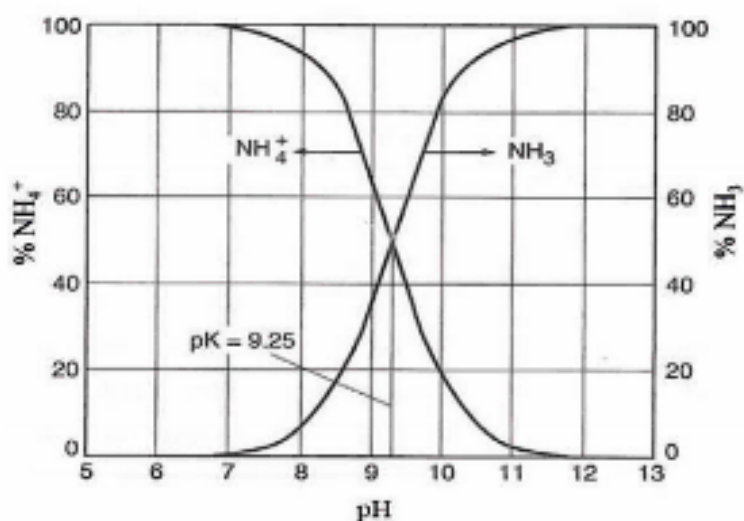
A distribuição relativa assume a seguinte forma em função dos valores de pH:

pH < 8: Praticamente toda amônia na forma de  $\text{NH}_4^+$

pH = 9,5: Aproximadamente 50%  $\text{NH}_3$  e 50%  $\text{NH}_4^+$

pH > 11: Praticamente toda amônia na forma de  $\text{NH}_3$

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), valores de pH na faixa na neutralidade, entre 6 e 8, a amônia estaria na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), enquanto na faixa alcalina, na forma livre ( $\text{NH}_3$ ), fato que pode ser observado na Figura 38.



Fonte: Metcalf & Eddy (2003)

**FIGURA 38: Relação do pH e a amônia na forma combinada ( $\text{NH}_4^+$ ) e livre ( $\text{NH}_3$ ).**

TABELA 34 - Caracterização Inicial do Substrato: bagaço de uva destilado simples

Parâmetro	Valor
pH	3,79
Humidade [% m/m <sup>(1)</sup> , btq <sup>(2)</sup> ]	58,28
Sólidos Voláteis, SV [% m/m, bs <sup>(3)</sup> ]	93,86
Cinzas [% m/m, bs]	6,14
Lípidos [% m/m, bs]	6,39
Fibras [% m/m, bs]	63,86
Hemicelulose [% m/m, bs]	11,33
Celulose [% m/m, bs]	4,02
Lenhina [% m/m, bs]	48,51
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]	1,97
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]	0,03
Proteínas [% m/m, bs]	11,8
Hidratos de carbono não fibra [% m/m, bs]	11,81
Carbono Orgânico Total [% m/m, bs]	52,14
Razão C:N	26,47
	C 44,92
Composição Elementar	H 7,09
[% m/m, bssc <sup>(4)</sup> ]	O 45,99
	N 2,34

m/m<sup>(1)</sup>: fração em massa; btq<sup>(2)</sup>: base tal qual; bs<sup>(3)</sup>: base seca; bssc<sup>(4)</sup>: base seca sem cinza.

Fonte: Adaptado de Marques (2008)

### 2.5.7. Definições, normas e especificações para compostagem

O composto gerado a partir dos resíduos da indústria vinícola segundo Brasil (2009) é, por definição, um fertilizante orgânico que, por sua vez, caracteriza-se como produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais, sendo:

- fertilizante orgânico simples: produto natural de origem vegetal ou animal, contendo um ou mais nutrientes de plantas;
- fertilizante orgânico misto: produto de natureza orgânica, resultante da mistura de dois ou mais fertilizantes orgânicos simples, contendo um ou mais nutrientes de plantas;
- fertilizante orgânico composto: produto obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, animal ou vegetal, isoladas ou misturadas, podendo ser

enriquecido de nutrientes minerais, princípio ativo ou agente capaz de melhorar suas características físicas, químicas ou biológicas;

d) lodo de esgoto: fertilizante orgânico composto, proveniente do sistema de tratamento de esgotos sanitários, que resulte em produto de utilização segura na agricultura, atendendo aos limites estabelecidos para contaminantes;

e) vermicomposto: fertilizante orgânico composto, resultante da digestão da matéria orgânica proveniente de esterco, restos vegetais e outros resíduos orgânicos pelas minhocas;

f) composto de lixo: fertilizante orgânico composto, obtido pela separação da parte orgânica dos resíduos sólidos domiciliares e sua compostagem, resultando em produto de utilização segura na agricultura e atendendo aos limites estabelecidos para contaminantes; e

g) fertilizante organomineral: produto resultante da mistura física ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos.

Quanto à classificação, conforme o artigo 2º em Brasil (2005), para os fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos e organominerais, os mesmos serão classificados de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção em:

I - Classe “A”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, onde não sejam utilizados no processo o sódio (Na<sup>+</sup>), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos;

II - Classe “B”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, onde o sódio (Na<sup>+</sup>), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo;

III - Classe “C”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura; e

IV - Classe “D”: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

A Instrução Normativa nº 25 de 2009 do Ministério da Agricultura, apresenta tolerâncias para fertilizantes orgânicos simples, mistos e compostos para destinação agrícola, que podem ser verificados conforme a classe do resíduo na Tabela 35.

**TABELA 35 - Especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos.**

Garantia	Misto/composto				Vermicomposto
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D	Classes A, B, C, D.
Umidade (máx.) %	50	50	50	70	50
N total (mín.) %	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
*Carbono orgânico (mín.) %	15	15	15	15	10
*CTC (Capacidade de Troca Catiônica) meq/100g	300	300	300	300	300
pH (mín.)	6,0	6,0	6,5	6,0	6,0
Relação C/N (máx.)	20	20	20	20	14
<sup>(1)</sup> Relação CTC/C	Conforme Declarado				
Outros nutrientes	Conforme Declarado				

\*(valores expressos em base seca, umidade determinada a 65 graus Celsius).

<sup>(1)</sup> É obrigatória a declaração no processo de registro de produto.

Fonte: adaptado de Brasil (2009).

### 3. ÁREAS EM ESTUDO

#### 3.1. O aterro controlado da Caturrita em Santa Maria - RS

O Aterro Controlado da Caturrita insere-se no contexto da sub-bacia hidrográfica do Arroio Ferreira, fazendo parte do município de Santa Maria – RS, como apresentado na Figura 39.

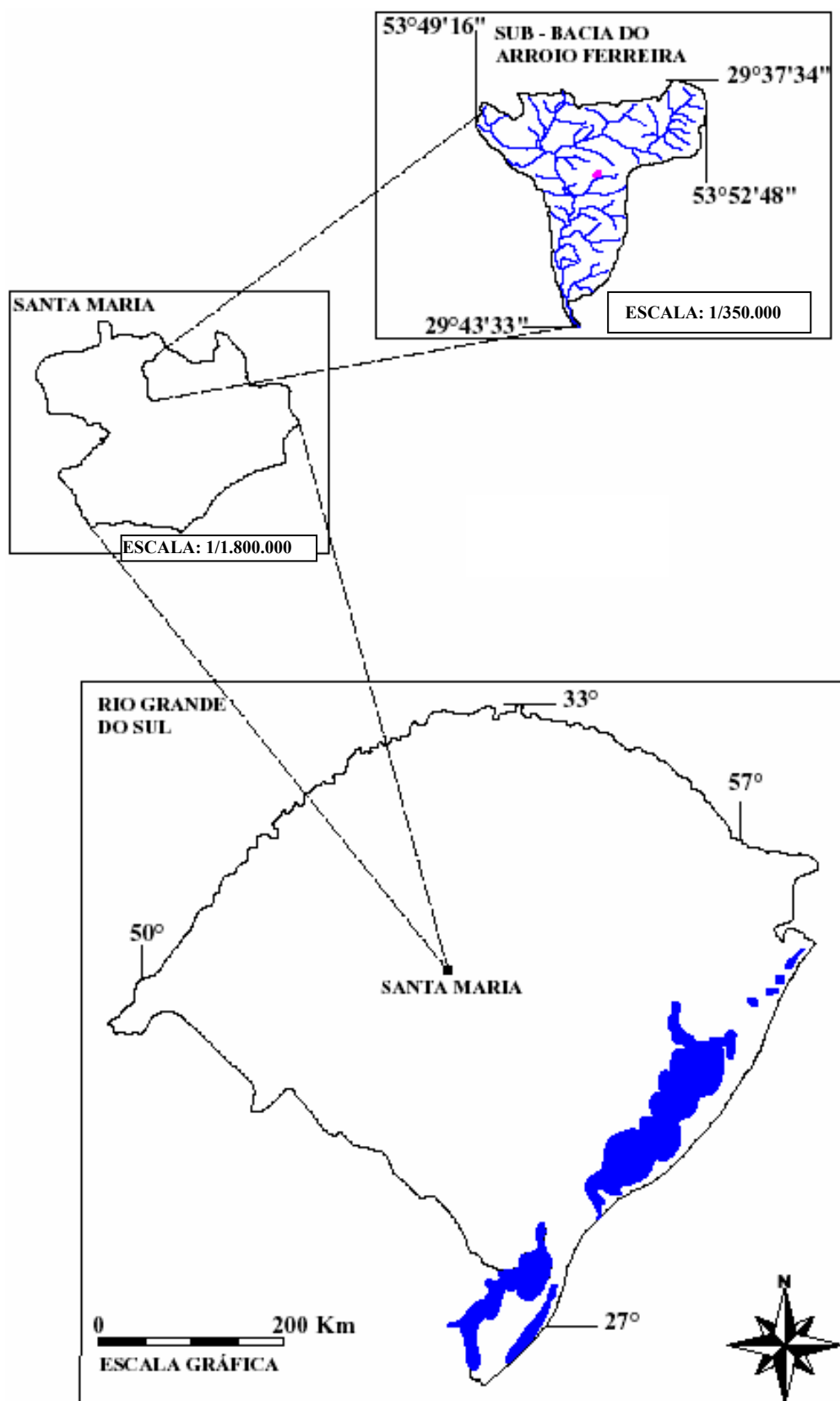
A sub-bacia hidrográfica do Arroio Ferreira, mostrada mais detalhadamente na Figura 40, apresenta uma área de drenagem de 5.207,72 ha, que se intercalam entre as zonas industriais, urbanas e rurais. O Arroio Ferreira, principal rio da sub-bacia, possui uma extensão de 18.735 m e é afluente do Arroio Picadinho, cujas águas deságuam no Arroio Arenal, conseqüentemente, no Rio Vacacaí, que por sua vez, deságua no Rio Jacuí, desembocando no Lago Guaíba, fazendo parte da Bacia do Sudeste.

A área onde está instalado o aterro encontra-se posicionada entre as coordenadas 29°39'43" de latitude Sul e 53°52'30" de longitude Oeste do meridiano de Greenwich, com cotas altiméricas entre 76 e 98m (Topographia & Planejamento Rural S/C Ltda, 1999). Esta área está situada no Bairro Caturrita, aproximadamente 7 Km do centro da cidade de Santa Maria. O Aterro Controlado da Caturrita possui uma área total de 374.435,72 m<sup>2</sup> e sua área de contribuição para o balanço hídrico é de 37.429 m<sup>2</sup> (Figura 41).

Conforme dados da Secretaria Municipal de Gestão Ambiental de Santa Maria, a área de disposição de resíduos sólidos foi utilizada por cerca de 24 anos. Inicialmente, a Prefeitura Municipal operava o sistema de coleta e disposição dos resíduos com ausência de técnicas de engenharia para seu tratamento.

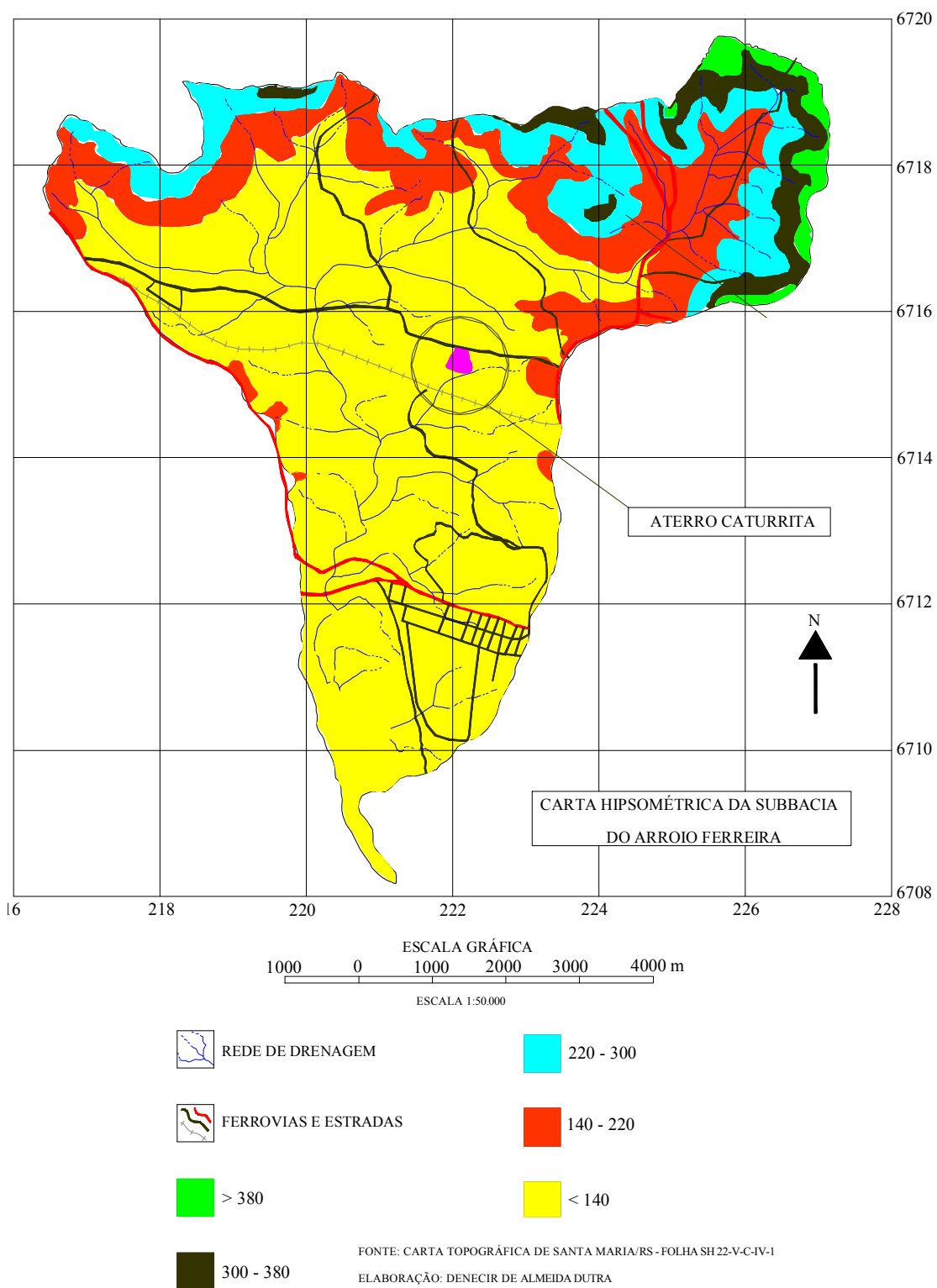
Nos últimos anos, que antecederam o fechamento do aterro, o serviço foi terceirizado, culminando em melhores técnicas de tratamento e disposição final, entretanto, ainda insuficientes para transformar o local em um aterro sanitário. O aterro recebia aproximadamente 150 t/dia de resíduos sólidos urbanos.

Nos aspectos climáticos, trata-se de uma região subtropical de chuvas durante quase todo o ano. Este clima possui uma taxa de precipitação pluviométrica anual excedendo a evapotranspiração para séries longas de dados. A temperatura média anual é de 18,8°C, variando no intervalo de 12,9°C a 24,6°C, para médias mensais e absolutas superiores a 30°C no verão, e inferiores a 5°C no inverno (Barros Sartori, 1979 *apud* Robaina *et al.*, 2002).



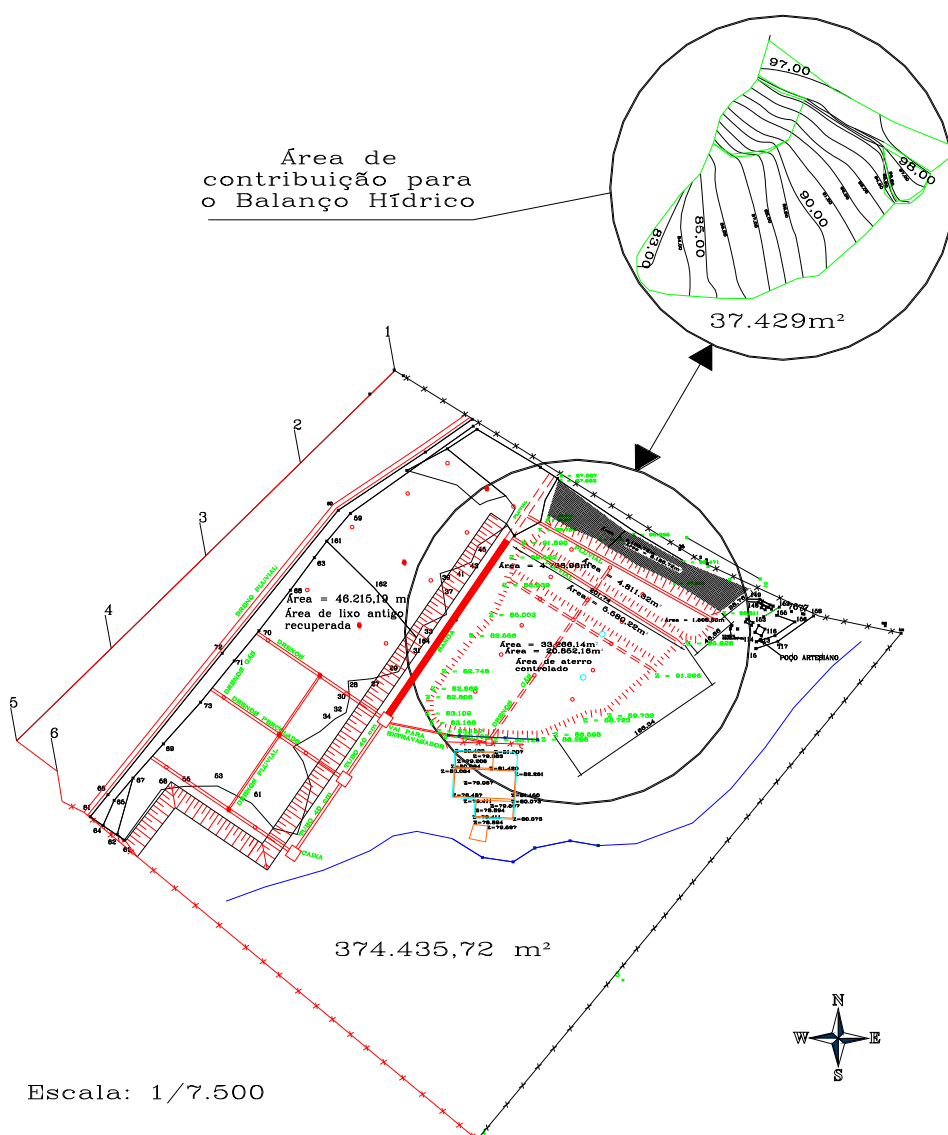
Fonte: Dutra (2001).

FIGURA 39 - Sub-bacia hidrográfica do Arroio Ferreira, Santa Maria e o Rio Grande do Sul



Fonte: Carta Topográfica do Exército – Folha SH 22-V-C-IV-1 *apud* Dutra (2001).

**FIGURA 40 – Carta hipsométrica da sub-bacia do Arroio Ferreira e o Aterro, ao centro.**



Fonte: Topographia & Planejamento Rural S/C Ltda (1999).

**FIGURA 41 – Aterro da Caturrita com suas áreas total e recente de disposição de resíduos sólidos urbanos.**

Robaina *et al.* (2001) pesquisaram áreas para instalação de aterros sanitários, trazendo algumas referências quanto ao uso e ocupação do solo na bacia do Arroio Ferreira, sendo estes baseados na pecuária extensiva, com criação de gado bovino ocupando os campos nativos da região. Em algumas propriedades existem lavouras de pastagens, com o cultivo de azevém, utilizadas para a criação do gado bovino, variedades de cana de açúcar, milho, feijão, entre outros cultivares. Todas estas lavouras têm finalidade de subsistência familiar, assim como a própria pecuária.

Para a constituição do solo, em trabalhos *in loco*, a empresa responsável pela operação da área realizou, em 2003, sondagem com profundidade de 8,21m obtendo silte argiloso com



pouca areia fina para as amostras. Pinheiro *et al.* (2002) e Robaina *et al.* (2001) confirmaram em seus trabalhos as características apresentadas de geomorfologia e pedologia do solo da região do aterro, constituindo em formação Santa Maria de siltitos argilosos.

A argila montmorilonita é a mais corriqueira, constituindo-se em área de alta densidade de drenagem. As características supracitadas mostram a possibilidade de condição inadequada para instalação de empreendimentos vultosos neste tipo de solo, tornando a questão apegada não apenas a rede de drenagem, mas também à constituição do solo.

A Tabela 36 apresenta uma síntese das informações apresentadas anteriormente.

**TABELA 36 – Síntese de algumas características da sub-bacia e do Aterro.**

<b>Item</b>	<b>Característica</b>
Área da Sub-Bacia Hidrográfica Arroio Ferreira	5.207,72 ha
Extensão do Rio Principal da Sub-Bacia	18.735,78 m
Coordenadas do Aterro Controlado	Latitude: 29°39'43" – Longitude: 53°52'30"
Área total do Aterro Controlado	374.435,72 m <sup>2</sup>
Quantidade de Resíduos disponibilizada	150 t/dia
Período de atividade	20 anos
Distância do Centro do Município	7 km
Cota Altimétrica	Entre 76 e 98m
Constituição predominante do solo	Silte Argiloso

Por se tratar de um aterro controlado, que foi encerrado em 2009, a empresa responsável pela operação controlava somente a pesagem dos resíduos sólidos urbanos com balança rodoviária. Iniciativas mais detalhadas de monitoramento e controle de parâmetros são apresentadas em Gomes (2005), onde o autor apresenta avaliações qualitativas e quantitativas dos líquidos percolados gerados no aterro da Caturrita, com uma gama de amostras qualitativas de DBO, DQO, pH, OD, sólidos, condutividade, temperatura, turbidez em quatro pontos distintos, comparando as emissões com os limites da legislação.

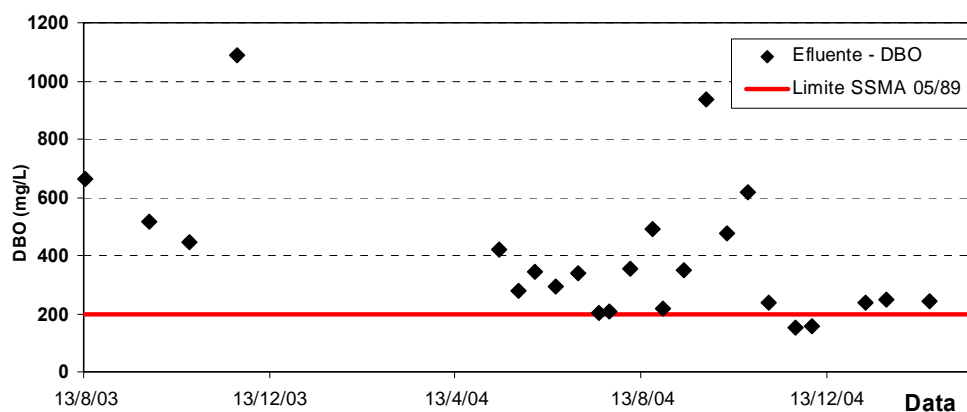
Os parâmetros monitorados com os respectivos valores são apresentados na Tabela 37 e a comparação com a legislação quanto a DBO e DQO nas Figuras 42 e 43.

De acordo com a Resolução Consema n° 128 de 2006, da Secretaria do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, que é uma atualização da Portaria n° 05 de 1989, os parâmetros analisados seriam ainda mais restritivos, com DBO máxima permitida de 150 mg.L<sup>-1</sup> e DQO 360 mg.L<sup>-1</sup> para uma faixa de vazão do efluente do aterro entre 20 e 100 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>.

TABELA 37 - Síntese dos resultados do monitoramento qualitativo de águas superficiais para a média de concentrações, desvio padrão, máximos e mínimos.

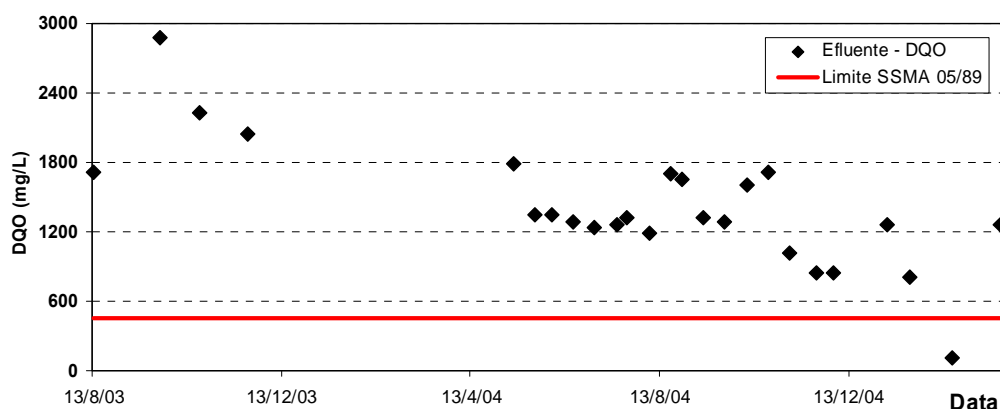
Parâmetro	Unidade	Ponto	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
DBO	mg/L	Afluente	2202	1642	353	5610
		Efluente	390	233	153	1088
		Montante	8	17	0,5	83
		Jusante	73	72	0,8	227
DQO	mg/L	Afluente	4569	2955	1746	13130
		Efluente	1403	532	112	2883
		Montante	19	27	1,6	115
		Jusante	210	175	4,2	667
pH	-	Afluente	7,9	0,3	7,1	8,4
		Efluente	8,4	0,6	7,7	9,9
		Montante	7,0	0,4	6,1	7,7
		Jusante	7,6	0,5	7,0	8,3
Turbidez	NTU	Afluente	291	126	95	539
		Efluente	160	77	39	348
		Montante	96	126	21	522
		Jusante	114	121	21	502
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Afluente	1,0	1,5	0,0	5,5
		Efluente	2,2	1,5	0,2	5,6
		Montante	7,2	1,7	4,3	11,1
		Jusante	5,5	1,9	1,6	9,9
Condutividade Elétrica	µS/cm	Afluente	11669	4606	4710	19420
		Efluente	5687	1845	2050	11610
		Montante	50	31	23	163
		Jusante	865	860	49	2970
Sólidos Totais	mg/L	Afluente	6488	3881	6	17300
		Efluente	3186	821	143	4255
		Montante	239	303	71	1204
		Jusante	719	461	87	1676
Sólidos Suspensos	mg/L	Afluente	218	194	21	790
		Efluente	90	57	17	227
		Montante	118	181	9	576
		Jusante	165	239	11	838

Fonte: Gomes (2005).



Fonte: Gomes (2005).

FIGURA 42 – DBO do ponto efluente e o padrão de lançamento do Consema 05/89.



Fonte: Gomes (2005).

**FIGURA 43 - DQO do ponto efluente e o padrão de lançamento do Conesma 05/89.**

Quantitativamente, foi verificada a vazão na saída do sistema das lagoas de estabilização através de calha Parshall, estudando o método empírico que melhor se ajustava as vazões observadas de líquidos percolados do aterro. A Tabela 38 apresenta as relações entre os modelos e as vazões medidas.

**TABELA 38 - Resultado da avaliação quantitativa através dos Métodos empíricos para séries longas e curtas e a vazão real medida na calha.**

MÊS	Método Racional (m <sup>3</sup> /dia)		Método Suíço (m <sup>3</sup> /dia)		Método Balanço Hídrico (m <sup>3</sup> /dia)		Medida na Calha (m <sup>3</sup> /dia)
	Longas	Curtas	Longas	Curtas	Longas	Curtas	Real
Jan	0	0	45	22	0	0	0
Fev	0	0	38	12	0	0	0
Mar	0	0	44	50	0	0	0
Abr	28	83	46	67	74	150	59
Mai	32	20	37	28	65	44	49
Jun	72	6	45	21	111	25	32
Jul	72	0	46	20	112	16	47
Ago	40	0	36	21	72	0	78
Set	39	0	41	25	81	0	68
Out	24	0	48	26	72	0	36
Nov	0	0	40	40	14	0	78
Dez	0	0	39	23	0	0	2
<b>Média do Meses</b>	26	9	42	30	50	20	37
<b>Somatório Anual</b>	308	109	506	354	602	235	448
<b>R<sup>2</sup></b>	0,20	0,06	0,03	0,04	0,33	0,06	1,00
<b>Erro Médio</b>	-31%	-76%	13%	-21%	34%	-48%	0%
<b>Erro Máximo</b>	128%	81%	1594%	888%	252%	156%	-
<b>Erro Mínimo</b>	0%	0%	2%	15%	0%	0%	-

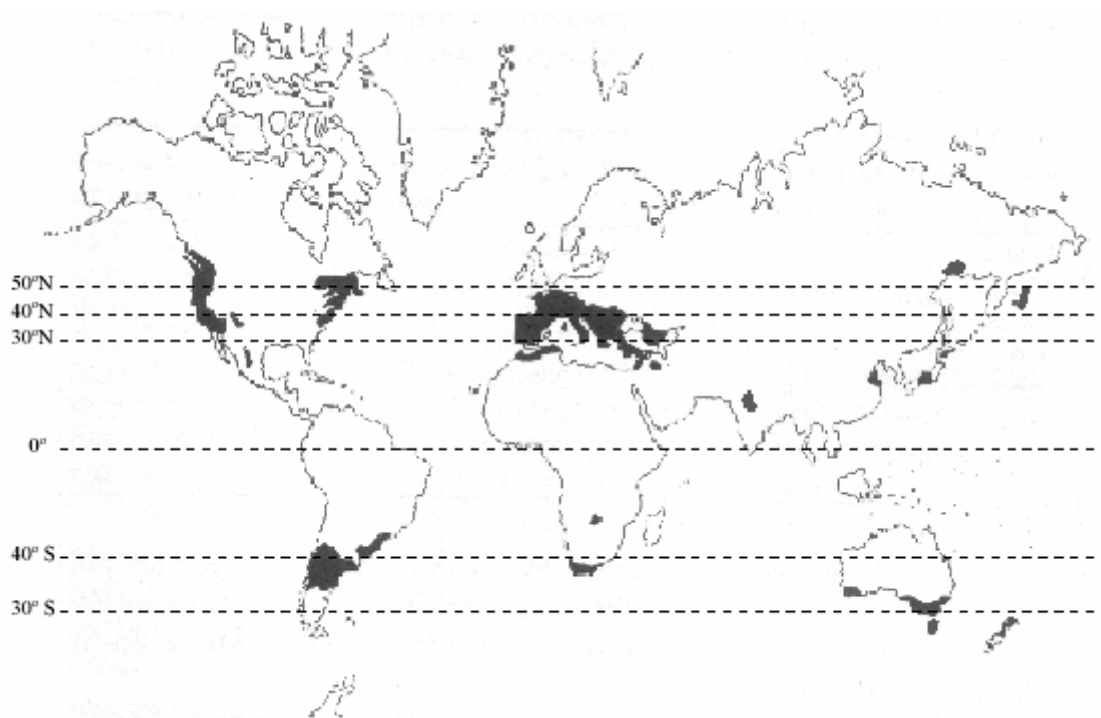
Fonte: Gomes (2005).

O Método empírico que mais se aproximou da vazão real do aterro da Caturrita foi o Suíço, considerando a série histórica longa de dados de precipitação de 34 anos e de evapotranspiração de 29 anos, com erro médio de 13% acima da vazão real. Para o período

compreendido entre maio de 2004 e abril de 2005 de séries curtas, também o Método Suíço foi o que conseguiu o melhor ajuste com erro percentual médio de 21% abaixo da vazão real.

### 3.2. O panorama do vinho e a compostagem em Veranópolis - RS

A qualidade da uva para a produção vinícola, segundo Fensterseifer (2005), depende das condições de solo, precipitação e temperatura. Estas características conferem identidade ao vinho, diferenciando a bebida entre as semelhantes. Quanto ao seu mercado mundial, atinge cifras de USD 180 bilhões por ano, no Brasil R\$ 1,2 bilhão por ano (Schneider, 2006). Na Figura 44 podem ser observadas as principais regiões vitícolas do mundo, estando a maioria em regiões temperadas localizadas principalmente nas proximidades dos paralelos 50° ao Norte e 30° ao Sul.



Fonte: Ferreira (2005).

**FIGURA 44 – Principais regiões vitícolas do mundo.**

Em nível nacional, a cultura do vinho iniciou-se em meados de 1875 na serra gaúcha, com a chegada dos primeiros colonizadores italianos, sendo que atualmente o país ocupa a 17ª posição na produção de vinhos, com uma participação de cerca de 1,2% do volume de

produção mundial, sendo a quantidade consumida pelos brasileiros inferior a 2 litros por habitante por ano.

Mello (2009) destaca que o estado do Rio Grande do Sul produz aproximadamente 90% da uva para processamento de vinho no Brasil, distribuídos em 57% da respectiva área nacional de cultivo. Dolabella (2006) ressalta que o município de Bento Gonçalves é o maior produtor de uvas do Brasil, por consequência, de vinhos.

Na Figura 45 são apontadas as regiões que produzem vinhos finos no Brasil, com destaque para o Rio Grande do Sul (serra gaúcha, Encruzilhada, Pinheiro Machado e campanha gaúcha) e na Figura 46 as principais regiões produtoras dentro do estado do Rio Grande do Sul.

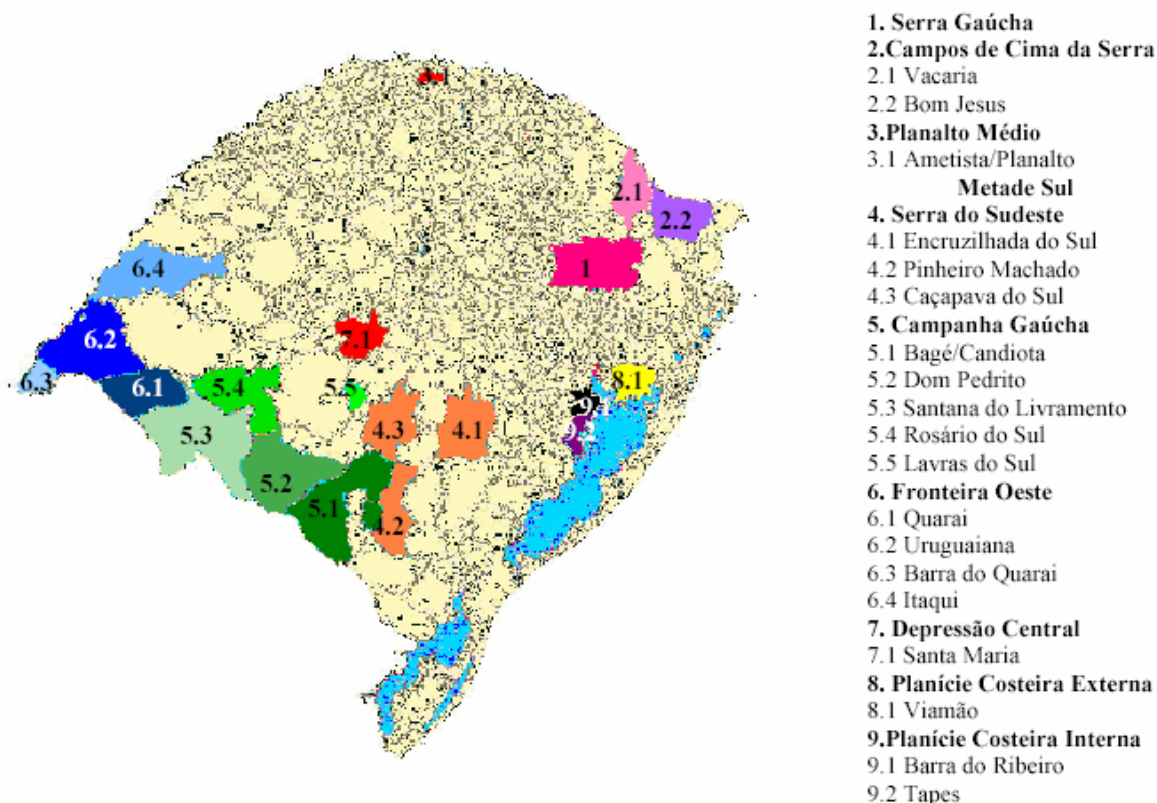


Fonte: Tonietto (2002) *apud* Protas (2003).

**FIGURA 45 – Regiões vitiviníferas de vinhos finos.**

Dolabella (2006) caracteriza resumidamente os tipos de uvas utilizadas na indústria do vinho: o tipo mais comum são as americanas híbridas que ainda correspondem a aproximadamente 80% da produção brasileira; o outro tipo são as uvas *vitis vinífera* (vitiviníferas) que são de origem européia. As primeiras são destinadas para a elaboração de vinhos de mesa (comuns), sucos e outros destinos menos nobres, enquanto as segundas, de maior valor comercial, para a preparação de vinhos finos com potencial de exportação.

Mattuella e Rohr (1993) *apud* Schneider (2006) enfatizam que a vitivinicultura na serra gaúcha surgiu como atividade de subsistência e, gradativamente, tornou-se o setor polarizador de desenvolvimento, surgindo atividades de suporte que culminaram na base da industrialização do segmento metal-mecânico nas regiões produtoras.



Fonte: Ferreira (2005).

**FIGURA 46 – Principais regiões produtoras de uvas no estado do Rio Grande do Sul.**

Schneider (2006) ainda aponta que o setor cresceu extraordinariamente em termos de tecnologia, distribuição espacial e qualidade do produto. Tudo isto, a partir de 1995, quando o país passou a ser membro da Organização Internacional do Vinho. O cumprimento das normativas resultou na elevação do padrão dos vinhos, com tais atividades possuindo extrema relevância nas regiões produtoras, já que existem aproximadamente 13 mil minifúndios com área média para vinhedos de 2,0 ha e mão-de-obra familiar.

Para tanto, estudos de Mello (2009) no Estado do Rio Grande do Sul apontam um crescimento entre 1995 e 2009 na ordem de 98,5% em hectares cultivados. Em 1995 eram 24.318 ha, em 2009 eram 48.259 ha. Na Tabela 39 são apresentados os dados entre 2004 e 2009 em relação à elaboração de vinhos e seus derivados pelas empresas gaúchas.

Arvanitoyannis *et al.* (2008) e Villaescusa *et al.* (2004), em trabalhos sobre os métodos de tratamento e potencial de uso, descrevem que, nos dias atuais, há um interesse no reaproveitamento de resíduos que são gerados na indústria do vinho, constituindo alternativas naturais para se obter antioxidantes, condicionar o solo ou ainda uso da matéria-prima para fertilizantes, remover metais traço de águas residuais por adsorção.

TABELA 39 – Demonstrativo da elaboração de vinhos e seus derivados pelas empresas gaúchas.

Ano	Milhões de litros			Total
	Vinhos viníferas	Vinhos comuns	Outros derivados da uva e do vinho	
2004	42,96	313,70	51,87	408,53
2005	45,45	226,08	53,50	325,04
2006	32,12	185,08	59,13	276,33
2007	43,18	275,25	70,89	389,32
2008	47,33	287,44	93,19	427,97
2009	39,90	205,42	96,50	341,82

Fonte: IBRAVIN (2010).

Além dos já citados, os referidos autores descrevem passos para o aproveitamento na fermentação anaeróbia, onde haverá redução de volume destes resíduos orgânicos e, conseqüentemente, produção de biogás para a geração de energia.

Em Veranópolis – RS encontra-se a empresa Adubare, uma das maiores composteiras do Estado do Rio Grande do Sul, atuando no ramo de tratamento e destinação final dos subprodutos da uva e onde foi realizada a parte experimental desta tese. Localizada a aproximadamente 180 km da capital, Porto Alegre – RS, a mesma utiliza resíduos orgânicos agroindustriais de origem controlada (classe II), os quais são rejeitos das empresas de vitivinicultura da região para fins de compostagem. Na Figura 47, a seguir, é mostrado um esquema da localização da empresa.

Como produtos finais, são obtidos compostos orgânicos, eliminando o passivo ambiental gerado por essa matéria-prima, antes disposta de forma irregular. O tratamento dos resíduos é realizado em uma estrutura coberta de 9.000 m<sup>2</sup>, instalada em uma área de 150.000 m<sup>2</sup>, sendo o licenciamento da empresa correspondente ao gerenciamento de 50.000 t/ano. Na Figura 48 é possível verificar um *folder* promocional da empresa, enquanto na Figura 49, detalhes em diferentes ângulos dos pavilhões de compostagem.



Fonte: Adubare (2010).

**FIGURA 47 - Localização esquemática da empresa Adubare.**



Fonte: Adubare (2010).

**FIGURA 48 - Folder promocional da empresa Adubare num apanhado aéreo.**





Fonte: Adubare (2010).

**FIGURA 49 – Pavilhões de compostagem de resíduos agroindustriais de origem controlada (classe II)**

Na Tabela 40 é mostrado um laudo de análise de substrato para os compostos orgânicos da Adubare e na Tabela 41, a relação de volume entre os componentes.

**TABELA 40 – Laudo de análise de substrato para compostos orgânicos da Adubare.**

Amostra	N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Carbono (%)	Umidade (%)	C/N
Uva	2,58	0,26	1,45	0,11	0,04	16,00	42,00	6,2
Serragem	0,50	0,09	1,61	0,04	0,14	50,00	32,00	100,00
Cinza	0,10					1,00	1,00	10,00
Água							100,00	
*Tungue	2,00					70,00	20,00	35,00
Engaço	1,00					70,00	30,00	70,00

Fonte: Adubare (2010).

\*Árvore de origem asiática e característica da serra gaúcha e que produz grande quantidade de cascas que podem ser utilizadas em compostos orgânicos.

Como parâmetro de controle, a Adubare utiliza uma umidade ótima de 60% para seu o seu substrato. Portanto, considerando 10 partes de resíduo da uva e 01 (uma) parte de serragem, o número total de componentes volumétricos resulta em 11, possuindo 4,52 unidades volumétricas de umidade (considerando a umidade de cada componente da Tabela 40), restando 6,48 unidades volumétricas de massa seca. Para uma umidade desejada de 60%, então, é requerida para o exemplo da Tabela 41 uma adição de 2,08 unidades volumétricas de água.

TABELA 41 – Relação de volume entre os componentes do substrato.

Composto	Uva	Serragem	Água	Tungue	Engaço	Número de Componentes	C/N	Úmidade (m <sup>3</sup> )	Massa Seca (m <sup>3</sup> )	Água a adicionar
1	10	1				11		4,52	6,6	2,08

Fonte: Adubare (2010).

Como uma das publicações está em idioma estrangeiro, optou-se em praticamente transcrever a parte metodológica nos subtítulos 3.2.1 ao 3.2.7 e ainda realizando acréscimos de informações que foram obtidas no transcorrer da pesquisa posteriormente a publicação. Também, não há um capítulo específico com o título metodologia, porque a mesma está abordada no conteúdo de ambos os artigos publicados.

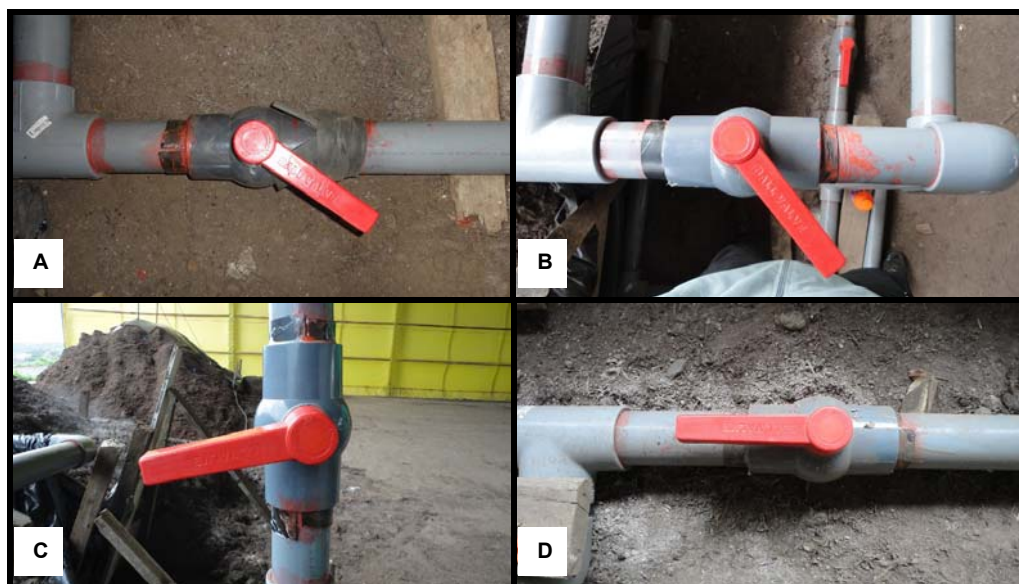
### 3.2.1. Parâmetros para o dimensionamento de tubulações de aeração com saídas laterais em Veranópolis - RS

Devido à disponibilidade de material fornecido pela empresa Tigre, optou-se por utilizar o CPVC de 63 mm de diâmetro que suporta temperaturas superiores a 90°C e é praticamente imune a fissuras por fadiga, pois a aplicação em campo é estática (Figuras 50, 51 e 52).

Para a verificação da diferença da variação da perda de carga, necessita-se inicialmente dos parâmetros de entrada. Para o experimento utilizou-se um total de 5 (cinco) ponteiros horizontais, 03 (três) na camada inferior junto ao solo e entre blocos cerâmicos, pedra britada de 32 mm; 02 (duas) na camada intermediária a 1,0 metro do solo; e 01 (uma) na camada superior a 2,0 metros do solo (Figuras 51 e 52). Os três níveis com horizontes de geotexteis logo abaixo das ponteiros, a fim de facilitar a propagação do ar.

As válvulas de esfera da Figura 50 foram responsáveis por controlar o fluxo de ar nas três camadas da leira experimental com ponteiros horizontais proposta. As plantas e cortes do projeto piloto podem ser observados: na Figura 51, que constitui a leira experimental com ponteiros horizontais proposta vista em planta; Figura 52, que apresenta os cortes BB' e CC'

da leira experimental com ponteiros horizontais; Figura 54 e o modelo com ponteiros verticais em planta e corte AA' que se utiliza na empresa.



**FIGURA 50 – (A) Válvula de esfera do nível 1. (B) Válvula de esfera do Nível 2. (C) Válvula de esfera do nível 3. (D) Válvula de esfera da leira com sistema de ponteiros verticais.**

As estimativas de ar necessárias foram determinadas pelo produto entre  $0,557 \text{ m}^3 \text{ ar.d}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  de MO (valor de aeração próximo da média entre as taxas  $0,15$  e  $1,30 \text{ m}^3 \text{ ar.d}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  de MO, registradas na bibliografia), pela matéria orgânica (MO) em peso seco (PS), isto é, descontando a umidade de 62% da massa de resíduos das leiras piloto, onde a densidade do resíduo é de  $607 \text{ kg.m}^{-3}$ . Para reduzir os custos operacionais com a tarifa de energia elétrica, a aeração foi aplicada somente no período noturno entre 18:00 e 06:00 horas, horário em que o valor do quilowatt hora é mais econômico. Na Tabela 42 são mostrados os resultados para a aeração do sistema montado.

De posse das vazões em cada nível, dividiu-se a mesma para cada uma das ponteiros horizontais do respectivo nível, chegando-se a  $7,28 \text{ L/s}$  para cada uma das três ponteiros do nível 1,  $6,78 \text{ L/s}$  para cada uma das duas ponteiros do nível 2 e  $2,90 \text{ L/s}$  para a única ponteira horizontal do nível 3.

As aberturas das válvulas foram de aproximadamente  $29^\circ$ ,  $18^\circ$  e  $4^\circ$ , respectivamente, para os três níveis, enquanto para a leira com ponteiros verticais a abertura da válvula foi de  $39^\circ$ . Salienta-se que as aberturas máximas das válvulas de esfera são de  $90^\circ$ .

O número de saídas laterais foram determinadas empiricamente em função de um espaçamento que não excedesse  $20 \text{ cm}$  entre um orifício e outro, a fim de que a massa de

resíduos agroindustriais recebesse o mais uniformemente possível as contribuições de aeração.

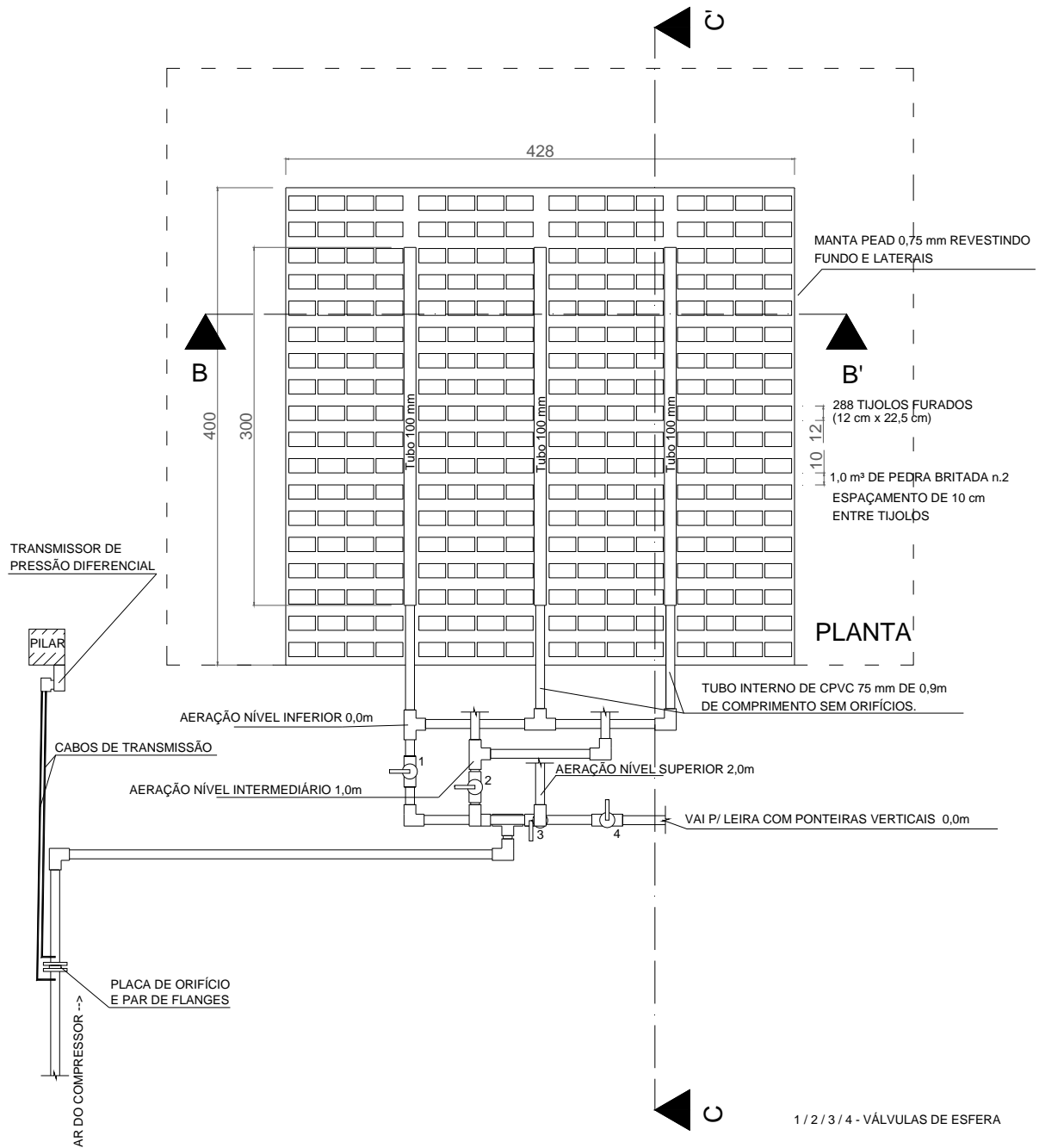
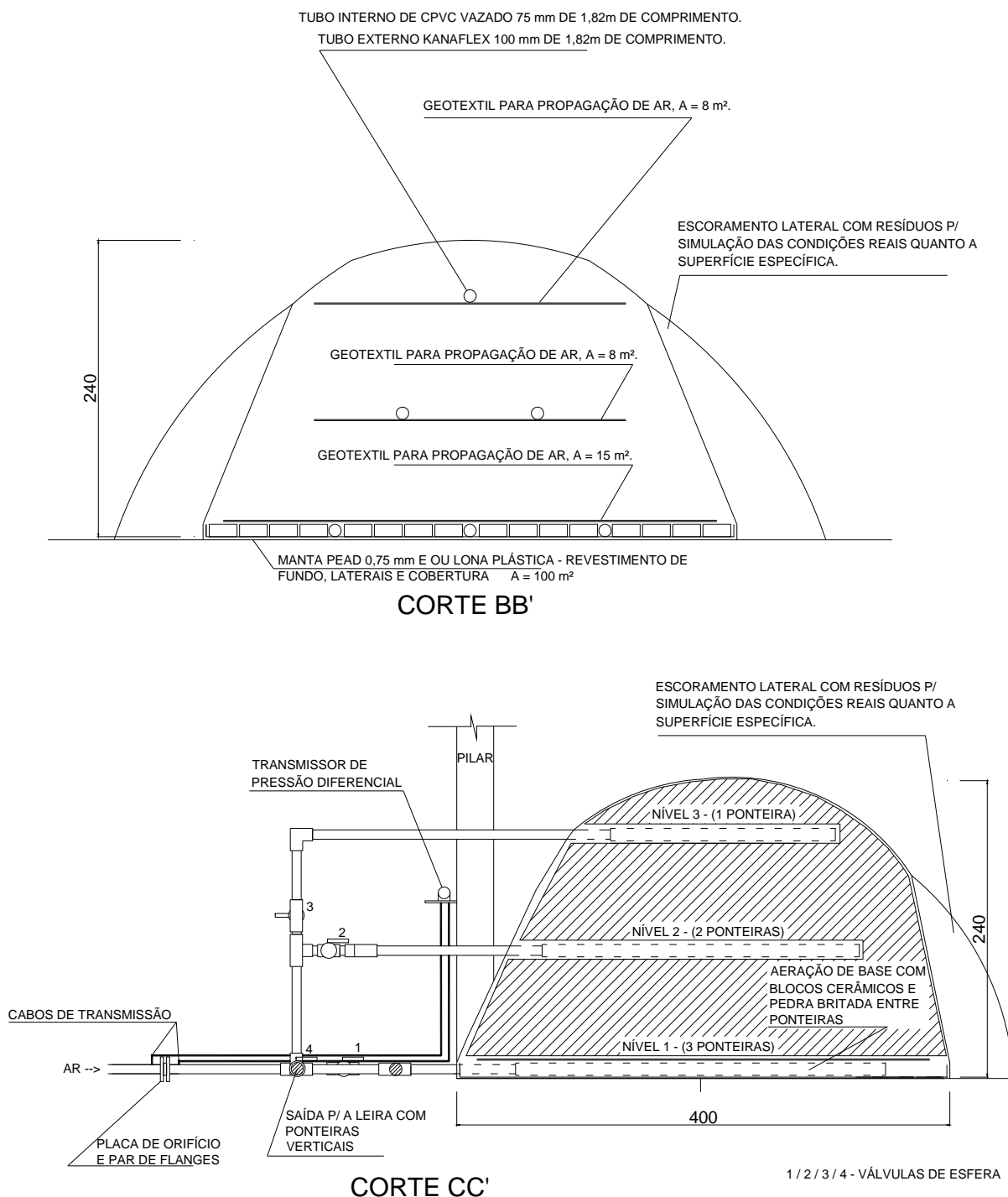


FIGURA 51 - Leira experimental com ponteiras horizontais proposta em planta.



**FIGURA 52 - Cortes BB' e CC' da leira experimental com ponteiras horizontais.**

Por conseguinte, o número de orifícios de saídas laterais de cada ponteira horizontal do nível 1 foi 17, espaçados alternadamente em 0,176 m, com exceção do primeiro e do último orifício, distantes 0,088 m das bordas das ponteiras como indicado na Figura 53. Para o nível 2, a quantidade de saídas laterais também foi 17, com espaçamento de 0,151 m, com os

orifícios mais extremos distantes 0,076 m das bordas. No nível 3, as saídas laterais foram 11, espaçadas 0,165 m com orifícios extremos a 0,083 das bordas.

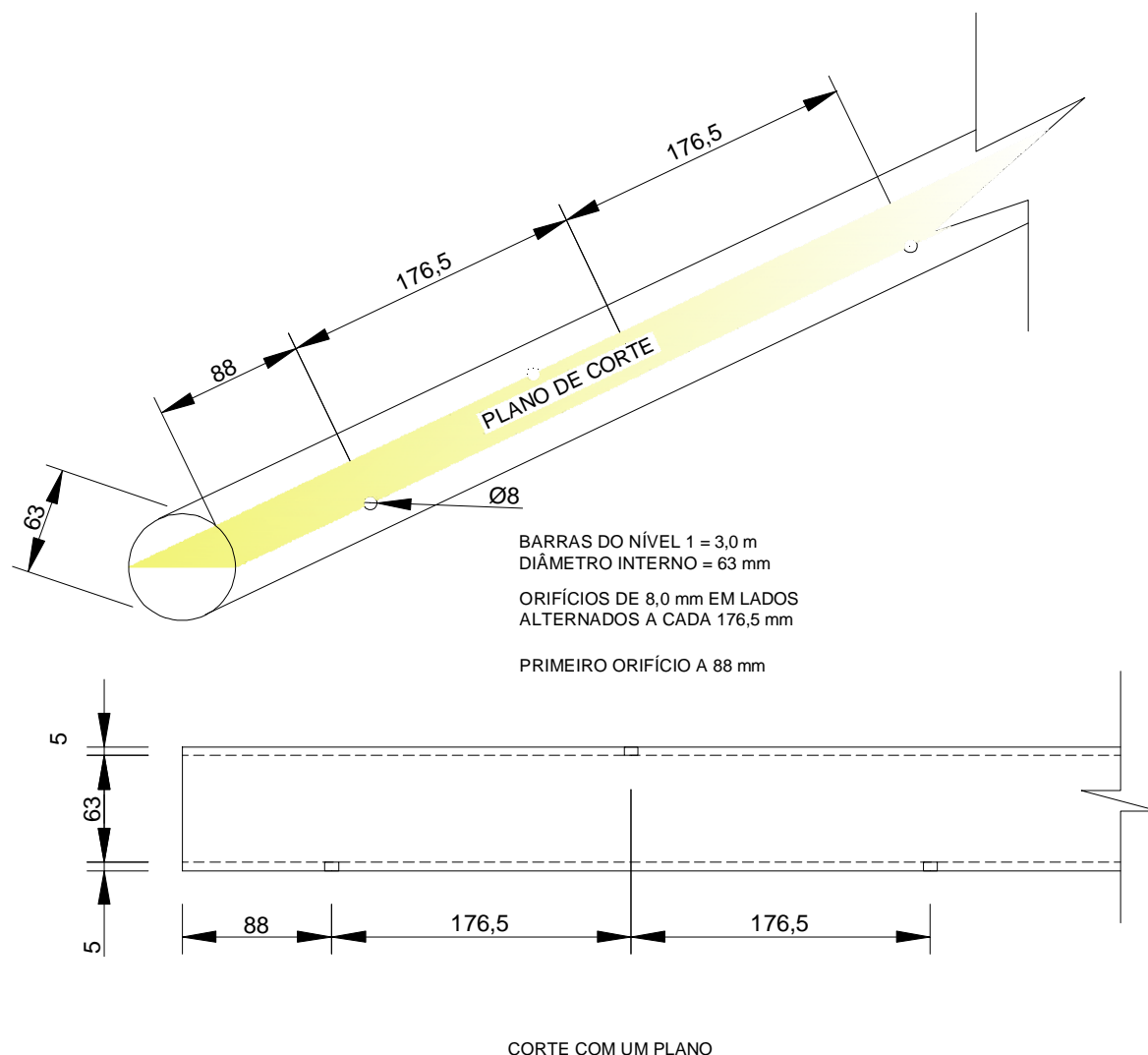
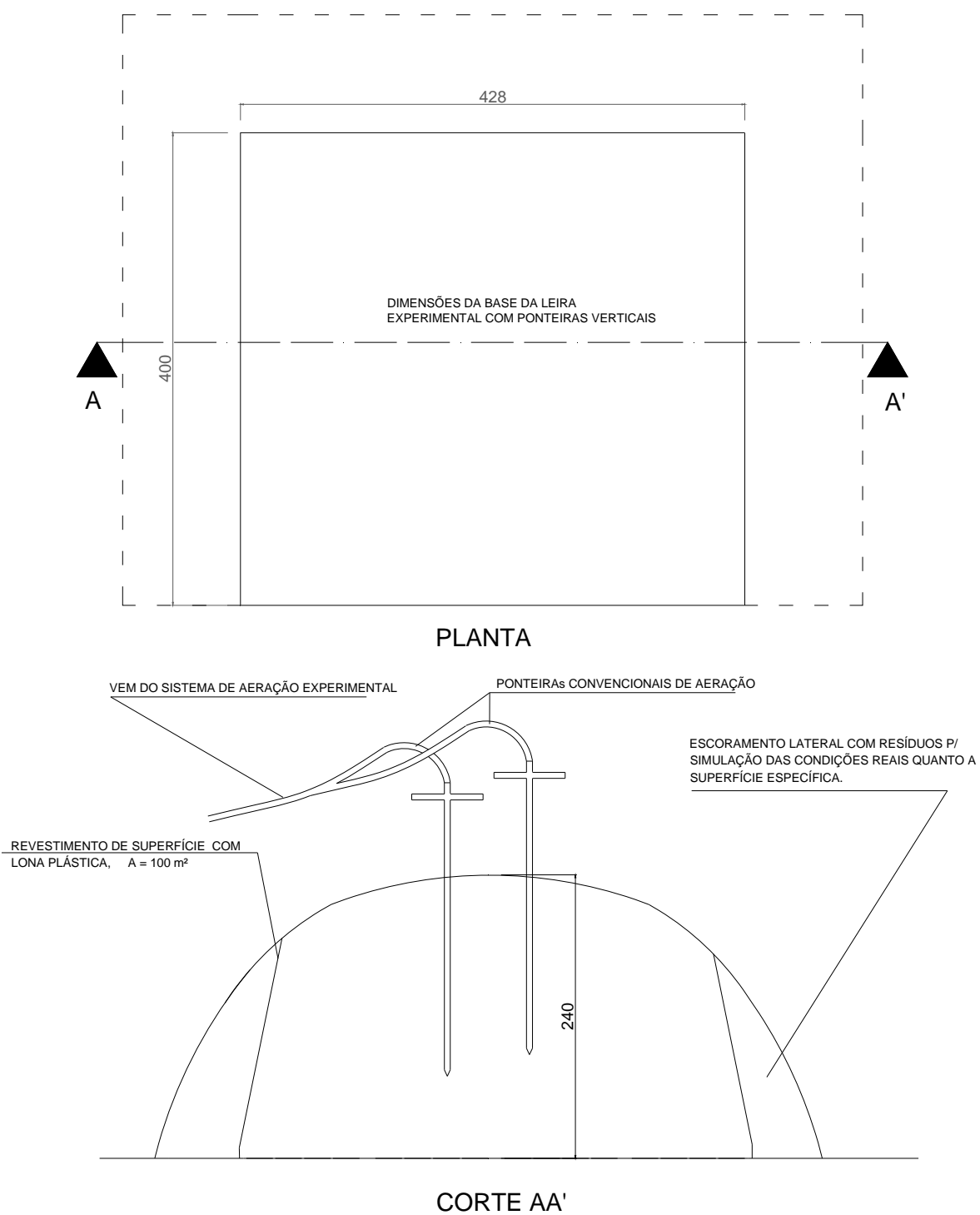


FIGURA 53 – Exemplo de um dos três tubos principais e orifícios de saída lateral para o nível 1 da leira experimental com ponteiras horizontais proposta.

De acordo com Clezar e Nogueira (1999, p. 211), deve-se conhecer outros parâmetros, como a massa específica ( $\rho_{ar}$ ) do fluido. No caso do ar, possui  $1,2 \text{ kg.m}^{-3}$ , a temperatura (T) do ar no interior da tubulação é  $21^\circ\text{C}$ , rugosidade das paredes do duto, para os plásticos em geral variando entre 0,0015 e 0,01 mm (para o presente trabalho considerou-se a pior situação,  $\xi = 0,01 \text{ mm}$ ) a viscosidade cinemática ( $\nu_{ar}$ ) do ar calculada na equação 45, em função da temperatura do ar, consistindo em  $0,0000151 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ .



**FIGURA 54** – Leira experimental com ponteiros verticais em planta e corte AA' que se utiliza na empresa.

**TABELA 42: Vazão de ar estimada com dados bibliográficos em função da massa de matéria orgânica (MO).**

Leiras	Volume Resíduos (m <sup>3</sup> )	Percentuais (%) de Resíduos em relação aos volumes totais da Leira Experimental c/ ponteiros verticais	MO (kg) (PS)	Aeração	
				(kg - MO) x (0,557 m <sup>3</sup> -ar.d <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> MO)	(m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> -ar)(L.s <sup>-1</sup> -ar)
Leira c/ ponteiros horizontais - Nível 1	14,69	57,0	3.386,07	78,59	21,83
Leira c/ ponteiros horizontais - Nível 2	9,12	35,4	2.102,46	48,79	13,55
Leira c/ ponteiros horizontais - Nível 3	1,95	7,6	449,54	10,43	2,90
Leira com ponteiros verticais	20,00	100,0	4.610,67	107,01	29,72
<b>Total</b>	45,76		10.548,74	244,82	68,01

Obteve-se também o comprimento (L) dos dutos em cada um dos níveis (nível 1 = 3,0 m; nível 2 = 2,57 m; nível 3 = 1,82 m) e o coeficiente de perda de carga K que é 1,778, usado para bordos delgados de orifícios de saídas laterais.

$$v_{ar} = (13 + 0,1 \cdot T) \cdot 10^{-6} \quad (54)$$

$v_{ar}$  : Viscosidade cinemática, em m<sup>2</sup>.s<sup>-1</sup>;

T: Temperatura do ar, em °C;

Na Tabela 43, verifica-se uma síntese dos dados de entrada para a obtenção dos diâmetros dos orifícios laterais das ponteiros horizontais e o espaçamento dos mesmos.

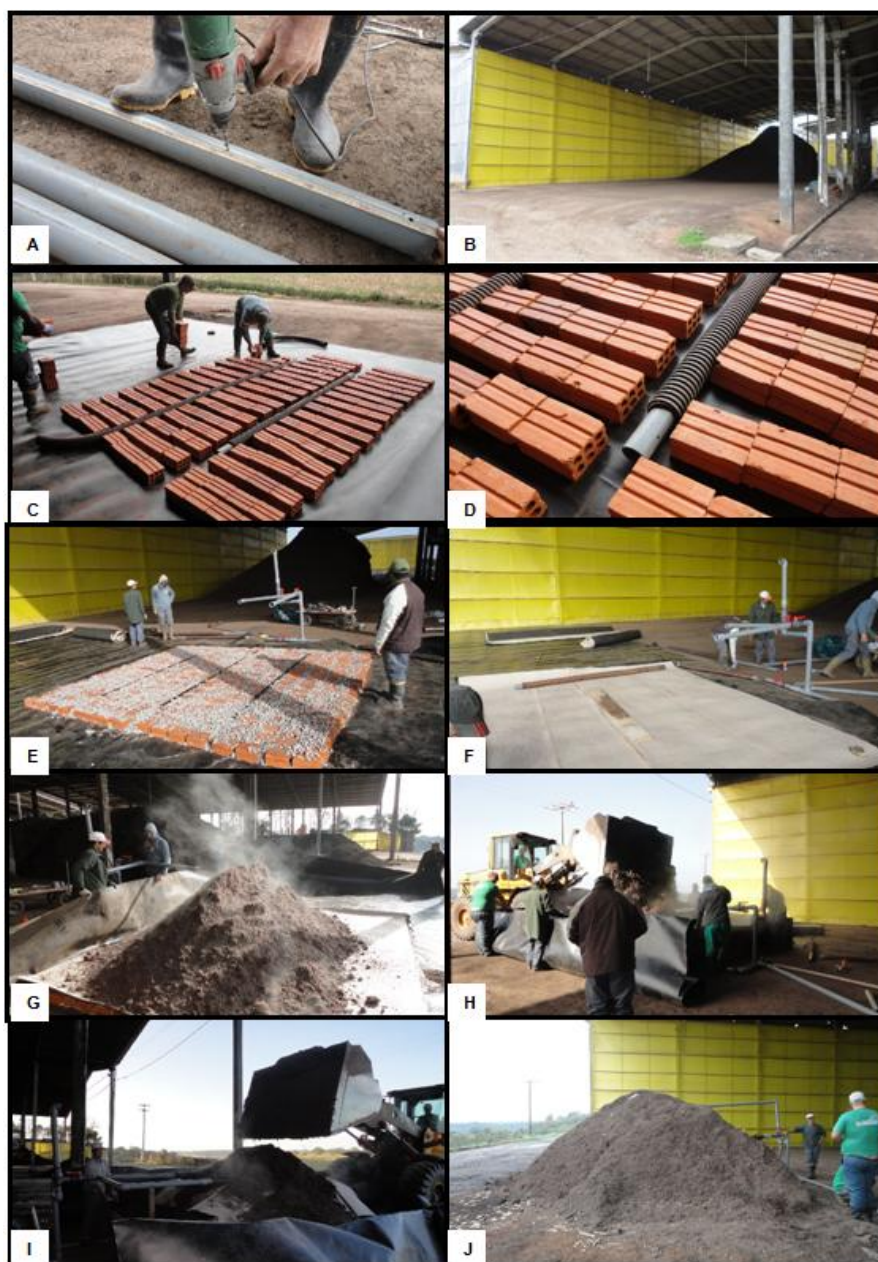
**TABELA 43: Dados de entrada para a modelagem do diâmetro dos orifícios de saída lateral dos dutos principais.**

Parâmetro	Nível 1	Nível 2	Nível 3
Diâmetro do duto (D), em mm	63	63	63
Vazão de ar comprimido (Q), em L.s <sup>-1</sup>	7,28	6,78	2,90
Área da seção transversal do duto (A), em m <sup>2</sup>	0,0031172	0,0031172	0,0031172
Quantidade de saídas laterais (N. saídas)	17	17	11
Massa específica do ar ( $\rho_{ar}$ ), em kg.m <sup>-3</sup>	1,2	1,2	1,2
Temperatura média do ar, ( $T_{ar}$ ), em °C	21	21	21
Viscosidade cinemática ( $v_{ar}$ ), em m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>	0,0000151	0,0000151	0,0000151
Rugosidade das paredes do duto ( $\xi$ ), em mm	0,01	0,01	0,01
Comprimento do duto (L), em m	3	2,57	1,82
Coefficiente de perda de carga (K) em bordos delgados	1,778	1,778	1,778



Basicamente, os únicos dados de entrada que podem ser alterados de um nível para o outro, conforme a Tabela 43 são as vazões, a quantidade de saídas laterais e o comprimento dos dutos em cada um dos níveis.

Na Figura 55, são mostradas as etapas de montagem das partes constituintes da leira experimental com ponteiras horizontais. Na Figura 56, as leiras experimental com ponteiras horizontais e com ponteiras verticais, sendo que na última não se fizeram cálculos específicos, já que se pretende simular a situação empírica empregada na empresa.



**FIGURA 55 – (A) Furação dos orifícios de saídas laterais. (B) Local de instalação das leiras. (C) Disposição de blocos e tubos. (D) Detalhe dos tubos. (E) Base para propagação de ar. (F) Geotextil sobre base de propagação de ar. (G) Resíduos do nível 1. (H) Lançamento dos resíduos. (I) Início do lançamento dos resíduos do nível 2. (J) Leira experimental com ponteiras horizontais concluída.**



**FIGURA 56 – Leira com ponteiras verticais à esquerda, e leira experimental com ponteiras horizontais com método de aeração proposto a direita.**

### 3.2.2. O cálculo da variação da perda de carga do projeto na compostagem em Veranópolis - RS

O objetivo da seqüência de cálculo é obter a variação da perda de carga a qual não deve ser superior a 5%, entre a média e a mínima e a média e a máxima, nos orifícios de saídas laterais, conforme Clezar e Nogueira (1999, p. 211), Johnson (2001) e Anwar (1999) os quais estabelecem metodologias semelhantes para a resolução de saídas laterais de fluxo à jusante.

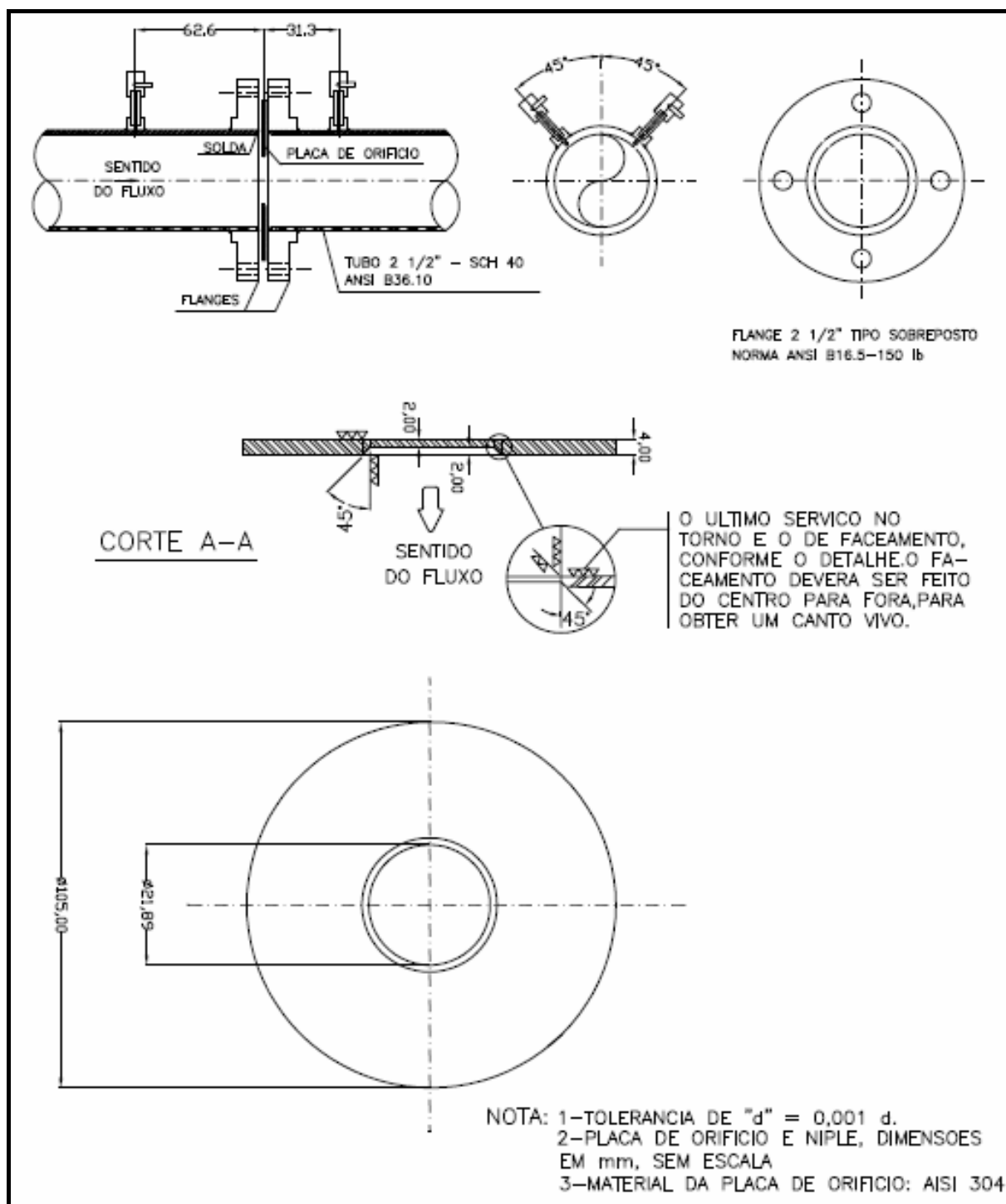
O transmissor de pressão diferencial da Figura 57 foi ajustado para operar numa vazão máxima de ar sem que ocorram erros de leitura na faixa de  $245 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . O mesmo foi ligado por um cabo à jusante e outro, à montante da placa de orifício que é presa por flanges, de acordo com as Figuras 58 e 59. Na Figura 60 é apresentado o diagrama de malhas do projeto de instrumentação do equipamento.



**FIGURA 57 – Transmissor de Pressão Diferencial para medição do fluxo de ar.**

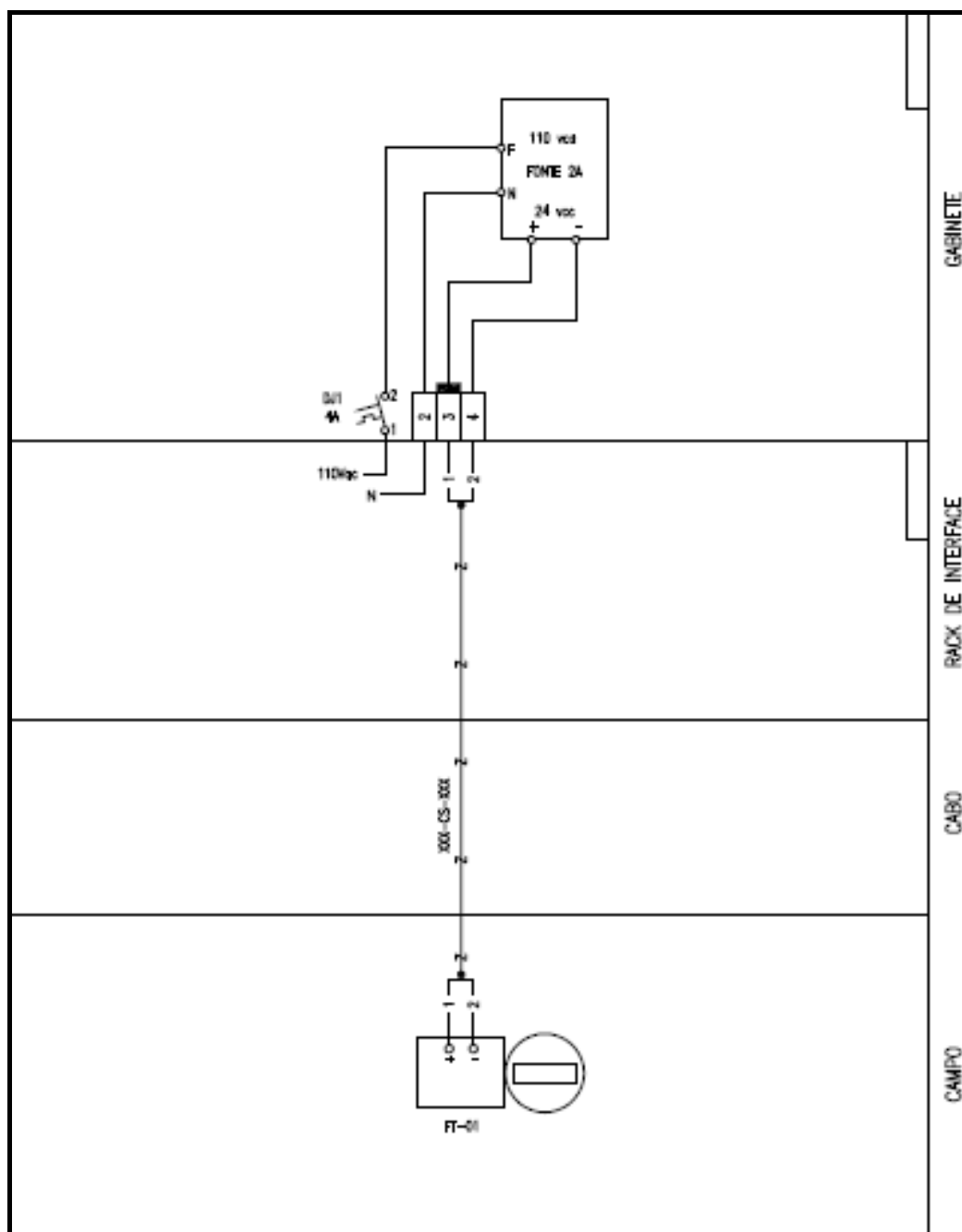


**FIGURA 58 – Placa de Orifício ente flanges na parte inferior da foto e o transmissor de pressão diferencial preso ao pilar.**



Fonte: Proman (2011)

**FIGURA 59** – Projeto da placa de orifício para transmitir a pressão diferencial até o transmissor que converte em unidade de leitura.



Fonte: Proman (2011)

**FIGURA 60 – Diagrama de malhas de instrumentação do transmissor de pressão diferencial (Gabinete) ligado a placa de orifício (campo).**

Inicialmente, dividiu-se a vazão de cada ponteira ( $Q$ ) em cada nível pelo número de orifícios de saídas laterais ( $N$ . saídas) de cada ponteira, encontrando-se a vazão teórica ( $q_i$ ) da equação 55 para cada orifício lateral.

$$q_i = Q / (N \cdot \text{saídas}) \quad (55)$$

Em seguida, arbitrou-se o diâmetro ( $D'$ ), o qual deve ser o mesmo em cada saída lateral para que não ocorram variações bruscas de perda de carga, sendo que o somatório das áreas das seções transversais das saídas laterais ( $A_L$ ) deve ser inferior a 50% da área da seção transversal do duto principal ( $A$ ), para que ocorra saída em pressão, a fim de facilitar a dissipação do ar de modo homogêneo pela massa de resíduos, evitando regiões de anaerobiose.

Calculadas as vazões ( $q_i$ ), dividiu-se pela respectiva área da seção transversal de saída lateral ( $A_L$ ) para encontrar a velocidade de saída lateral ( $(U_L)_i$ ) da equação 56 em cada um dos orifícios.

$$(U_L)_i = q_i / A_L \quad (56)$$

Na próxima etapa, avaliou-se o comportamento teórico da vazão ( $(Q_m)_i$ ) ao longo do duto principal, onde a primeira vazão de ar ( $(Q_m)_1$ ) é a total para o duto e ( $(Q_m)_2$ ) será igual a ( $(Q_m)_1$ ) descontado da vazão de saída lateral ( $q_1$ ), e assim por diante, de acordo com a equação 57.

$$(Q_m)_{i+1} = (Q_m)_i - q_i \quad (57)$$

Encontradas as vazões de ar ( $(Q_m)_i$ ) entre orifícios no duto principal, foram calculadas as velocidades no duto principal ( $(U_m)_i$ ), que serão a razão entre as vazões ( $(Q_m)_i$ ) e a respectiva área da seção transversal do duto principal ( $A$ ) que depende do diâmetro ( $D$ ) igual a 63 mm, de acordo com a equação 58. Deve-se observar que as unidades devem ser semelhantes para que ocorram as simplificações devidas para se obter, por exemplo, a velocidade ( $(U_m)_i$ ) em  $\text{m.s}^{-1}$ .

$$(U_m)_i = (Q_m)_i / A \quad (58)$$

Obtendo-se a velocidade ao longo do duto ( $(U_m)_i$ ), computou-se a pressão dinâmica ( $P_v - D$ ) no duto principal entre cada orifício, que é dado pela equação 59:

$$P_v - D = \frac{1}{2} \cdot \rho_{ar} \cdot (U_m)_i^2 \quad (59)$$

Onde:

$P_v$ -D: pressão dinâmica, em Pa;

$\rho_{ar}$  : massa específica do ar, em  $\text{kg.m}^{-3}$ ;

$(U_m)_i$ : velocidade ao longo do duto principal, em  $\text{m.s}^{-1}$ ;

O próximo passo é calcular a perda de carga unitária ( $\Delta P/L$ ) para cada trecho entre orifícios, segundo a equação 60, adaptada de Clezar e Nogueira (1999, p.224).

$$\frac{\Delta P}{L} = \left[ 0,53 \cdot \frac{\xi}{D} + 0,094 \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0,225} + 88 \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0,44} \cdot \frac{(U_m)_i \cdot D^{-1,62} \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0,134}}{\nu_{ar}} \right] \cdot \frac{1}{D} \cdot \frac{(U_m)_i^2}{2} \cdot \rho_{ar} \quad (60)$$

Onde:

$\Delta P/L$ : perda de carga unitária, em  $\text{Pa.m}^{-1}$ ;

$\xi$ : rugosidade das paredes do duto, em m;

D: diâmetro do duto (D), em m;

$(U_m)_i$ : velocidade ao longo do duto entre cada orifício, em  $\text{m.s}^{-1}$ ;

$\rho_{ar}$  : massa específica do ar, em  $\text{kg.m}^{-3}$ ;

$\nu_{ar}$ : viscosidade cinemática do ar, em  $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ ;

Há proposições na bibliografia, como Chen e Sparrow (2009b), El Moueddeb *et al.* (1997), Wang (2011), que consideram somente regime de escoamento de fluídos em turbulência, por isso, propõem equações que independem das perdas por rugosidade ( $\xi$ ), diferentemente do proposto por este trabalho que abrange fluxo em regimes turbulentos e laminar.

A seguir, fez-se o produto da perda de carga unitária ( $\Delta P/L$ ) pelo comprimento de cada trecho (L-D) entre orifícios, descobrindo-se a perda de carga contínua ( $\Delta P_c$ ) entre cada orifício, como mostrado na equação 61:

$$\Delta P_c = \frac{\Delta P}{L} \cdot (L - D) \quad (61)$$

Onde:

$\Delta P_c$ : perda de carga contínua, em Pa;

$\Delta P/L$ : perda de carga unitária, em Pa.m<sup>-1</sup>;

(L-D): comprimento de cada segmento de trecho entre orifícios, em m.

A perda de carga na passagem de cada orifício ( $\Delta P_e$ ) será dada pela equação 62:

$$\Delta P_e = K_1 \cdot (P_v - D) \quad (62)$$

Onde:

$\Delta P_e$ : perda de carga na passagem de cada orifício, em Pa;

$K_1$ : coeficiente de entrada para aberturas planas, e igual a 0,93 (Mesquita, 1977);

( $P_v$ -D): pressão dinâmica, em Pa.

Calculados os valores das equações supracitadas, determinou-se a perda de carga total no trecho entre orifícios do duto principal ( $\Delta P_{T-D}$ ) que será a soma de  $\Delta P_c$  e  $\Delta P_e$ , com unidade em Pa.

Até o momento, consideraram-se as pressões em relação ao duto principal. A partir do parágrafo seguinte analisar-se-á a metodologia de pressões quando o ar comprimido é deslocado para o orifício de saída lateral.

Tendo-se a velocidade na saída lateral do orifício ( $(U_L)_i$ ), computa-se a pressão dinâmica ( $P_v-R$ ) em cada orifício que é dado pela equação 63:

$$P_v - R = \frac{1}{2} \cdot \rho_{ar} \cdot (U_L)_i^2 \quad (63)$$

Onde:

$P_v-R$ : pressão dinâmica, em Pa;

$\rho_{ar}$ : massa específica do ar, em kg.m<sup>-3</sup>;

( $U_L$ )<sub>i</sub>: velocidade ao longo do duto principal, em m.s<sup>-1</sup>;

O próximo passo é calcular a perda de carga unitária ( $\Delta P/L-R$ ) para cada orifício, segundo a equação 64, adaptada de Clezar e Nogueira (1999, p. 224).



$$\left(\frac{\Delta P}{L} - R\right) = \left[ 0,53 \cdot \frac{\xi}{D'} + 0,094 \cdot \left(\frac{\xi}{D'}\right)^{0,225} + 88 \cdot \left(\frac{\xi}{D'}\right)^{0,44} \cdot \frac{(U_L)_i \cdot D'^{-1,62} \cdot \left(\frac{\xi}{D'}\right)^{0,134}}{\nu_{ar}} \right] \cdot \frac{1}{D'} \cdot \frac{(U_L)_i^2}{2} \cdot \rho_{ar} \quad (64)$$

Onde:

$(\Delta P/L-R)$ : perda de carga unitária em cada orifício, em  $\text{Pa} \cdot \text{m}^{-1}$ ;

$\xi$ : rugosidade das paredes do duto, em m;

$D'$ : diâmetro do orifício que foi arbitrado inicialmente, em m;

$(U_L)_i$ : velocidade ao longo do duto entre cada orifício, em  $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$\rho_{ar}$ : massa específica do ar, em  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ;

$\nu_{ar}$ : viscosidade cinemática do ar, em  $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ;

A seguir, calcula-se o produto da perda de carga unitária  $(\Delta P/L-R)$  em cada orifício pela espessura do tubo  $(L-R)$ , que será o comprimento do trecho de cada orifício, descobrindo-se a perda de carga contínua  $(\Delta P_c-R)$  em cada orifício, como mostrado na equação 65:

$$\Delta P_c - R = \left(\frac{\Delta P}{L} - R\right) \cdot (L - R) \quad (65)$$

Onde:

$\Delta P_c-R$ : perda de carga contínua em cada orifício, em Pa;

$\Delta P/L-R$ : perda de carga unitária em cada orifício, em  $\text{Pa} \cdot \text{m}^{-1}$ ;

$(L-R)$ : espessura do tubo que será o comprimento de cada orifício, em m.

A perda de carga na saída de cada orifício  $(\Delta P_e-R)$  será dada pela equação 66:

$$\Delta P_e - R = K \cdot (P_v - R) \quad (66)$$

Onde:

$\Delta P_e$ : perda de carga na passagem de cada orifício, em Pa;

$K$ : Coeficiente de perda de carga em bordos delgados, e igual a 1,778 (Tabela 39);

$(P_v-R)$ : pressão dinâmica na saída de cada orifício, em Pa.

Calculados os valores das equações supracitadas, determinou-se a perda de carga total em cada orifício de saída lateral ( $\Delta PT-R$ ) que será a soma de  $\Delta P_{c-R}$  e  $\Delta p_{e-R}$ , com unidade em Pa.

A última etapa é a explicitação da diferença ( $D$ ) da variação das perdas de carga totais entre cada orifício no duto principal ( $\Delta PT-D$ ) e os respectivos orifícios de saídas laterais ( $\Delta PT-R$ ), dado pela equação 67:

$$D = \frac{(\Delta PT - R) - (\Delta PT - D)}{(\Delta PT - R)} \quad (67)$$

Onde:

$D$ : diferença das variações das perdas de carga, em %;

$(\Delta PT-R)$ : variação da perda de carga total em cada orifício de saída lateral, em Pa;

$(\Delta PT-D)$ : variação da perda de carga total entre cada orifício no duto principal, em Pa;

Ainda que seja possível a organização dos cálculos utilizando os conceitos de aeração por ar difuso em lodos ativados e disponíveis em Metcalf e Eddy (2003) e WEF (1992), os mesmos são pouco detalhistas e específicas para a organização dos dados para o dimensionamento e necessitam fontes complementares para a dedução das equações para obter a perda de carga em cada saída lateral. Os valores que seriam obtidos na seqüência de cálculo apresentada pelos autores possivelmente convirjam para resultados semelhantes aos encontrados com as equações de Clezar e Nogueira (1999).

As diferenças se dariam na aplicação do diagrama de Moody para o fator de atrito, utilizados por Metcalf e Eddy (2003) e WEF (1992), pois a simples busca, resulta em valores imprecisos como à proposta de Clezar e Nogueira (1999) que utilizam equações matemáticas que são função da rugosidade relativa e número de Reynolds e construídas a partir do diagrama de Moody.

### 3.2.3. O resultado do dimensionamento dos orifícios

Na Figura 61 são apresentados os valores calculados para o dimensionamento dos orifícios.

Iter. N.	qi (L/s)	(UL)i = qi/AL (m/s)	(Qm)i (L/s)	D (mm)	A (m²)	AL (m²)	(Um)i (m/s)	Pv-D (Pa)	ΔP/L (Pa/m)	L-D (m)	ΔPc (Pa)	ΔPe (Pa)	ΔPT-D (Pa)	Pv-R (Pa)	ΔP/L-R (Pa/m)	L-R (m)	ΔPc-R (Pa)	ΔPe-R (Pa)	ΔPT-R (Pa)	D (%)
1	0,428	8,515	7,276	8	0,00312	0,0000503	2,33	3,27	1,66	0,088	0,15	3,04	3,19	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	95,94%
2	0,428	8,515	6,848	8	0,00312	0,0000503	2,20	2,90	1,49	0,176	0,26	2,69	2,96	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	96,23%
3	0,428	8,515	6,420	8	0,00312	0,0000503	2,06	2,55	1,34	0,176	0,24	2,37	2,60	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	96,68%
4	0,428	8,515	5,992	8	0,00312	0,0000503	1,92	2,22	1,19	0,176	0,21	2,06	2,27	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	97,10%
5	0,428	8,515	5,564	8	0,00312	0,0000503	1,79	1,91	1,05	0,176	0,19	1,78	1,96	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	97,50%
6	0,428	8,515	5,136	8	0,00312	0,0000503	1,65	1,63	0,92	0,176	0,16	1,51	1,68	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	97,86%
7	0,428	8,515	4,708	8	0,00312	0,0000503	1,51	1,37	0,79	0,176	0,14	1,27	1,41	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	98,20%
8	0,428	8,515	4,280	8	0,00312	0,0000503	1,37	1,13	0,68	0,176	0,12	1,05	1,17	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	98,51%
9	0,428	8,515	3,852	8	0,00312	0,0000503	1,24	0,92	0,57	0,176	0,10	0,85	0,95	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	98,79%
10	0,428	8,515	3,424	8	0,00312	0,0000503	1,10	0,72	0,47	0,176	0,08	0,67	0,76	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	99,04%
11	0,428	8,515	2,996	8	0,00312	0,0000503	0,96	0,55	0,37	0,176	0,07	0,52	0,58	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	99,26%
12	0,428	8,515	2,568	8	0,00312	0,0000503	0,82	0,41	0,29	0,176	0,05	0,38	0,43	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	99,45%
13	0,428	8,515	2,140	8	0,00312	0,0000503	0,69	0,28	0,21	0,176	0,04	0,26	0,30	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	99,62%
14	0,428	8,515	1,712	8	0,00312	0,0000503	0,55	0,18	0,15	0,176	0,03	0,17	0,19	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	99,75%
15	0,428	8,515	1,284	8	0,00312	0,0000503	0,41	0,10	0,09	0,176	0,02	0,09	0,11	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	99,86%
16	0,428	8,515	0,856	8	0,00312	0,0000503	0,27	0,05	0,05	0,176	0,01	0,04	0,05	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	99,94%
17	0,428	8,515	0,428	8	0,00312	0,0000503	0,14	0,01	0,02	0,088	0,00	0,01	0,01	43,51	213,90	0,0050	1,070	77,34	78,4	99,98%
% Dif. entre Máx.e Média =																				1,56%
% Dif. entre Min. e Média =																				2,56%
Iter. N.	qi (l/s)	(UL)i = qi/A (m/s)	(Qm)i (l/s)	D (mm)	A (m²)	AL (m²)	(Um)i (m/s)	Pv-D (Pa)	ΔP/L (Pa/m)	L-D (m)	ΔPc (Pa)	ΔPe (Pa)	ΔPT-D (Pa)	Pv-R (Pa)	ΔP/L-R (Pa/m)	L-R (m)	ΔPc-R (Pa)	ΔPe-R (Pa)	ΔPT-R (Pa)	D (%)
1	0,399	7,931	6,777	8	0,00312	0,0000503	2,17	2,84	1,47	0,076	0,11	2,64	2,75	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	95,96%
2	0,399	7,931	6,378	8	0,00312	0,0000503	2,05	2,51	1,32	0,151	0,20	2,34	2,54	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	96,27%
3	0,399	7,931	5,980	8	0,00312	0,0000503	1,92	2,21	1,19	0,151	0,18	2,05	2,23	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	96,72%
4	0,399	7,931	5,581	8	0,00312	0,0000503	1,79	1,92	1,06	0,151	0,16	1,79	1,95	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	97,14%
5	0,399	7,931	5,182	8	0,00312	0,0000503	1,66	1,66	0,93	0,151	0,14	1,54	1,68	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	97,53%
6	0,399	7,931	4,784	8	0,00312	0,0000503	1,53	1,41	0,81	0,151	0,12	1,31	1,44	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	97,89%
7	0,399	7,931	4,385	8	0,00312	0,0000503	1,41	1,19	0,70	0,151	0,11	1,10	1,21	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	98,22%
8	0,399	7,931	3,986	8	0,00312	0,0000503	1,28	0,98	0,60	0,151	0,09	0,91	1,00	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	98,53%
9	0,399	7,931	3,588	8	0,00312	0,0000503	1,15	0,79	0,50	0,151	0,08	0,74	0,82	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	98,80%
10	0,399	7,931	3,189	8	0,00312	0,0000503	1,02	0,63	0,41	0,151	0,06	0,58	0,65	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	99,05%
11	0,399	7,931	2,791	8	0,00312	0,0000503	0,90	0,48	0,33	0,151	0,05	0,45	0,50	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	99,27%
12	0,399	7,931	2,392	8	0,00312	0,0000503	0,77	0,35	0,26	0,151	0,04	0,33	0,37	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	99,46%
13	0,399	7,931	1,993	8	0,00312	0,0000503	0,64	0,25	0,19	0,151	0,03	0,23	0,26	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	99,62%
14	0,399	7,931	1,595	8	0,00312	0,0000503	0,51	0,16	0,13	0,151	0,02	0,15	0,17	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	99,76%
15	0,399	7,931	1,196	8	0,00312	0,0000503	0,38	0,09	0,08	0,151	0,01	0,08	0,09	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	99,86%
16	0,399	7,931	0,797	8	0,00312	0,0000503	0,26	0,04	0,04	0,151	0,01	0,04	0,04	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	99,94%
17	0,399	7,931	0,399	8	0,00312	0,0000503	0,13	0,01	0,01	0,076	0,00	0,01	0,01	37,74	189,59	0,005	0,948	67,09	68,04	99,98%
% Dif. entre Máx.e Média =																				1,54%
% Dif. entre Min. e Média =																				2,55%
Iter. N.	qi (l/s)	(UL)i = qi/A (m/s)	(Qm)i (l/s)	D (mm)	A (m²)	AL (m²)	(Um)i (m/s)	Pv-D (Pa)	ΔP/L (Pa/m)	L-D (m)	ΔPc (Pa)	ΔPe (Pa)	ΔPT-D (Pa)	Pv-R (Pa)	ΔP/L-R (Pa/m)	L-R (m)	ΔPc-R (Pa)	ΔPe-R (Pa)	ΔPT-R (Pa)	D (%)
1	0,263	3,354	2,898	10	0,00312	0,0000785	0,93	0,52	0,35	0,083	0,03	0,48	0,51	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	95,80%
2	0,263	3,354	2,635	10	0,00312	0,0000785	0,85	0,43	0,30	0,165	0,05	0,40	0,45	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	96,32%
3	0,263	3,354	2,371	10	0,00312	0,0000785	0,76	0,35	0,25	0,165	0,04	0,32	0,36	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	97,00%
4	0,263	3,354	2,108	10	0,00312	0,0000785	0,68	0,27	0,21	0,165	0,03	0,26	0,29	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	97,62%
5	0,263	3,354	1,844	10	0,00312	0,0000785	0,59	0,21	0,17	0,165	0,03	0,20	0,22	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	98,17%
6	0,263	3,354	1,581	10	0,00312	0,0000785	0,51	0,15	0,13	0,165	0,02	0,14	0,17	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	98,64%
7	0,263	3,354	1,317	10	0,00312	0,0000785	0,42	0,11	0,10	0,165	0,02	0,10	0,12	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	99,05%
8	0,263	3,354	1,054	10	0,00312	0,0000785	0,34	0,07	0,07	0,165	0,01	0,06	0,08	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	99,38%
9	0,263	3,354	0,790	10	0,00312	0,0000785	0,25	0,04	0,04	0,165	0,01	0,04	0,04	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	99,65%
10	0,263	3,354	0,527	10	0,00312	0,0000785	0,17	0,02	0,02	0,165	0,00	0,02	0,02	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	99,84%
11	0,263	3,354	0,263	10	0,00312	0,0000785	0,08	0,00	0,01	0,083	0,00	0,00	0,00	6,75	33,97	0,005	0,170	12,00	12,17	99,96%
% Dif. entre Máx.e Média =																				1,68%
% Dif. entre Min. e Média =																				2,56%

**FIGURA 61 - Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais da leira de compostagem experimental proposta.**

Os tubos de 3,0 m (base da leira, nível inferior com três tubos) tiveram diferença (D) na variação da perda de carga entre 1,56% e 2,56% para 17 orifícios de 8,0 mm, espaçados 0,176 m, enquanto que os dois tubos de 2,57 m (nível intermediário) apresentaram D igual a 1,54% e 2,55% para 17 orifícios de 8,0 mm, espaçados 0,151 m e o único tubo de 1,82 m do nível superior proporcionou um D entre 1,68% e 2,56% para 11 orifícios de 10 mm, espaçados 0,165 m.

A semelhança dos valores D entre as variações das perdas de carga entre a média e a mínima e entre a média e a máxima de cada uma das tubulações deve-se à escala

experimental. Como os comprimentos somados das tubulações do experimento são curtos e iguais a 15,96 m, a perda de carga é pequena, portanto com vazões de ar na saída dos orifícios laterais semelhantes.

#### 3.2.4. O resultado da variação da temperatura

A leira experimental com ponteiras horizontais apresentou uma temperatura máxima no seu interior de 70,8°C nos seis primeiros dias de medição, enquanto a leira com ponteiras verticais não passou de 47,1°C. Para a Figura 62A, a amplitude térmica ambiente máxima foi de 18,8°C e a mínima de 2,0°C para um mesmo dia dentro dos 66 dias analisados.

A temperatura mínima ambiente observada foi de 5,0°C negativos, correspondente a temperaturas internas para as leiras experimentais com ponteiras horizontais e com ponteiras verticais de 51°C e 31,8°C para a mesma data, respectivamente. A temperatura máxima ambiente observada foi de 32,1°C, correspondente a temperaturas internas para as leiras com ponteiras horizontais e verticais de 47,3°C e 41,3°C, respectivamente.

Semanalmente, verificou-se a umidade a qual se manteve superior a 50%, indicativo de atividade microbiana, pois umidades inferiores podem reduzir a atividade e prejudicar a qualidade do composto final. As datas e temperaturas ambientes durante a manhã e tarde, além das temperaturas internas das leiras com ponteiras horizontais e verticais podem ser observadas na Figura 62A.

A correlação entre as temperaturas internas das leiras com ponteiras horizontais e verticais é apresentada na Figura 62B, onde o coeficiente de determinação ou chi-quadrado ( $R^2$ ) para o período de 66 dias foi de 1,46%. As mesmas correlações foram realizadas em relação à temperatura das leiras e à temperatura ambiente, para a manhã e tarde conforme as Figuras 62C e 62D, obtendo-se o  $R^2$  igual a 0,09% e 1,97%, ou seja, correlação próxima da nula com variância do eixo “y” pouco significativa em relação à variância do eixo “x”.

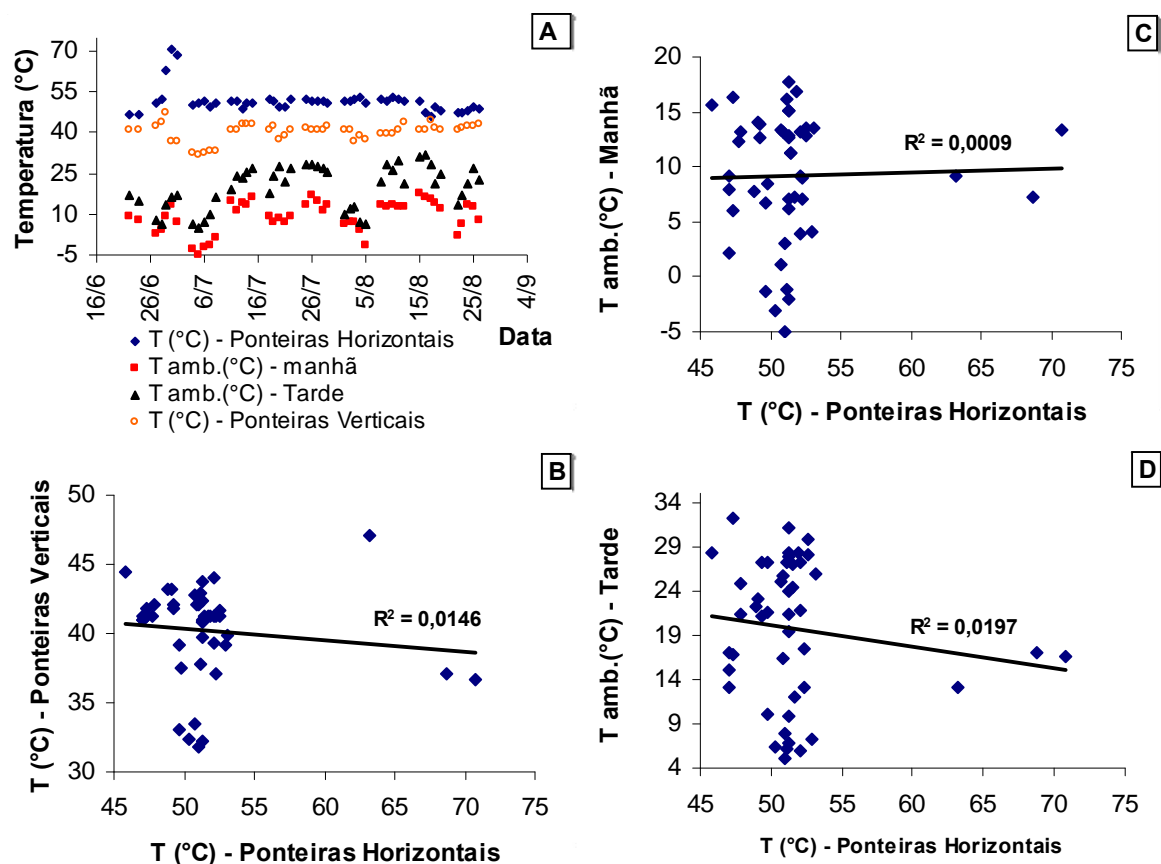


FIGURA 62 - (A) Variação das temperaturas internas das leiras com ponteiros horizontais proposta e com ponteiros verticais, temperaturas ambiente pela manhã e tarde durante 66 dias de experimento. (B) Correlação entre as temperaturas das leiras com ponteiros horizontais proposta e com ponteiros verticais. (C) Correlação entre a temperatura da leira com ponteiros horizontais proposta e a temperatura ambiente pela manhã. (D) Correlação entre a temperatura da leira com ponteiros horizontais proposta e a temperatura ambiente à tarde.

### 3.2.5. Os resultados quanto às formas de nitrogênio $\text{NH}_4^+$ e $\text{NO}_3$

Comparou-se a variação do  $\text{NH}_4^+$  (amônio) e  $\text{NO}_3$  (nitrato) em duas leiras, uma com aeração através de ponteiros verticais e outra com aeração horizontal em camadas. O monitoramento transcorreu durante 68 dias.

As amostras foram coletadas a trado (Figura 63) a uma profundidade não inferior a 50 cm em três diferentes locais de cada leira, perfazendo seis amostras. Cada uma delas foi colocada em recipiente de 50 mL com solução de cloreto de potássio para a preservação (Figura 64), armazenando-se em ambiente refrigerado. O procedimento foi repetido semanalmente e as amostras preservadas foram identificadas com data de coleta e procedência

(Adubare – IPH) no recipiente. As análises foram realizadas na Embrapa Uva e Vinho no município de Bento Gonçalves.



**FIGURA 63 – Amostragem a trado na leira experimental com ponteiras horizontais proposta.**



**FIGURA 64 – Frascos de 50 mL com solução de cloreto de potássio.**

Os valores obtidos para o  $\text{NH}_4^+$  e o  $\text{NO}_3$  podem ser conferidos nas Figuras 65 e 66, onde se optou por realizar análises somente nas primeiras quatro semanas e após a sétima semana, visto a pequena variabilidade que normalmente ocorre no período.

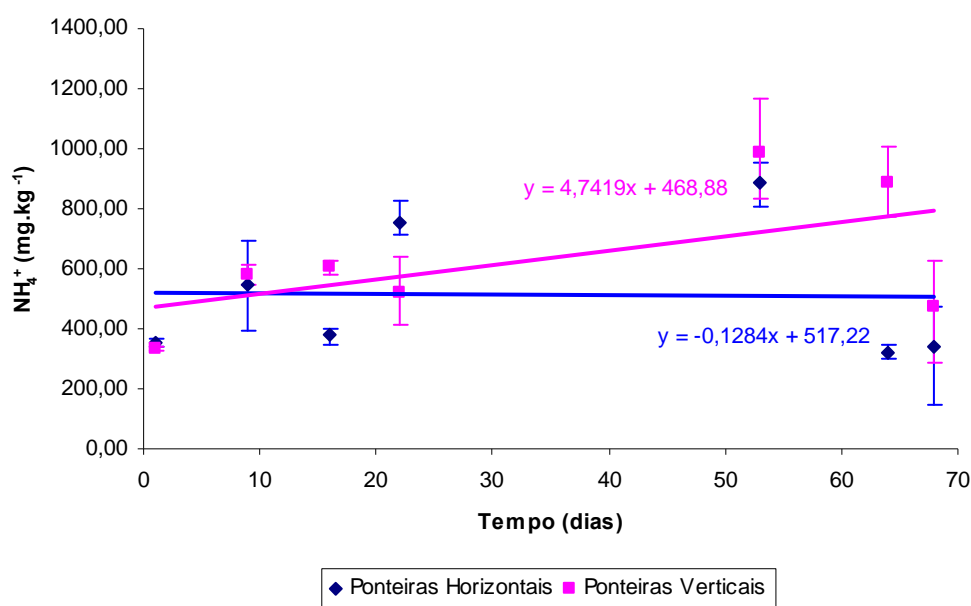


FIGURA 65 –  $\text{NH}_4^+$  médio, máximo e mínimo para as leiras piloto experimentais com ponteiros horizontais propostas e com ponteiros verticais, e as suas respectivas linhas de tendência.

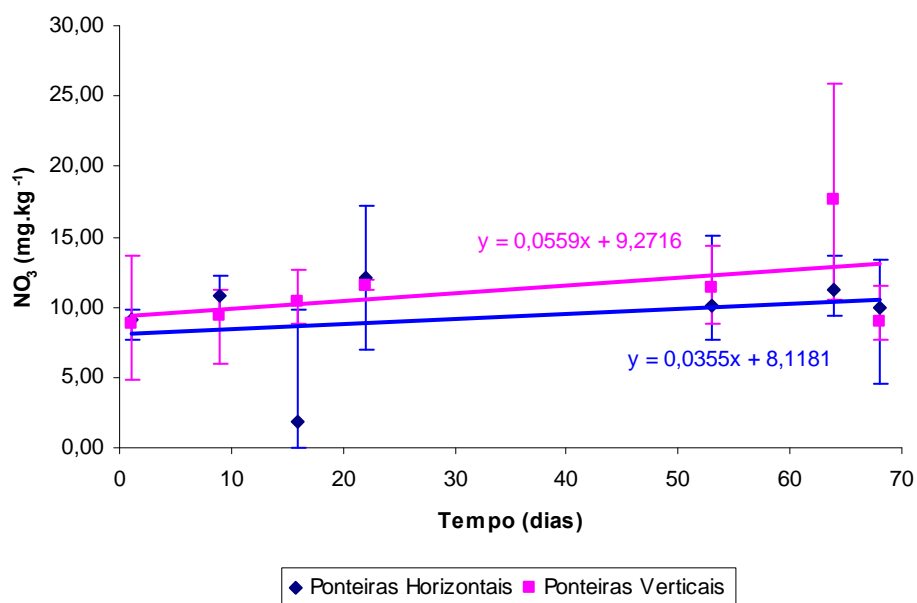


FIGURA 66 –  $\text{NO}_3$  médio, máximo e mínimo para as leiras piloto experimentais com ponteiros horizontais proposta e com ponteiros verticais, e as suas respectivas linhas de tendência.

Observa-se que a linha de tendência para a leira experimental proposta com ponteiros horizontais apresenta uma tendência decrescente para o  $\text{NH}_4^+$ , enquanto para o  $\text{NO}_3$ , ambas as curvas de tendência são praticamente paralelas e ascendentes.

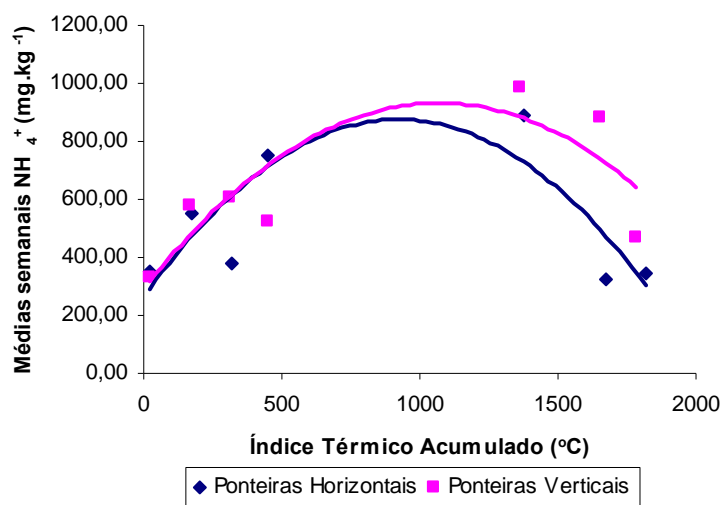
Os valores médios, máximos e mínimos para o  $\text{NH}_4^+$  e o  $\text{NO}_3$  que constituíram as figuras anteriores podem ser encontrados na Tabela 44.

**TABELA 44 –  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3$  para as leiras com ponteiras horizontais proposta e com ponteiras verticais em função do tempo.**

tempo	Tub. Horizontal $\text{NH}_4^+$ ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )			Tub. Vertical $\text{NH}_4^+$ ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )			Tub. Horizontal $\text{NO}_3$ ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )			Tub. Vertical $\text{NO}_3$ ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )		
dias	média	variação máxima	variação mínima	média	variação máxima	variação mínima	média	variação máxima	variação mínima	média	variação máxima	variação mínima
1	354,73	12,43	12,43	332,97	5,83	7,47	9,10	0,70	1,40	8,75	4,90	3,85
9	549,85	142,80	154,70	582,75	27,30	37,80	10,85	1,40	1,05	9,33	1,87	3,38
16	379,98	17,62	33,13	605,15	21,35	25,20	1,87	7,93	1,87	10,38	2,22	1,63
22	753,55	72,45	39,90	521,15	115,85	108,15	12,02	5,13	5,02	11,55	0,35	0,35
53	887,95	62,65	80,85	988,87	177,68	153,42	10,15	4,90	2,45	11,32	3,03	2,57
64	321,42	22,98	20,42	884,10	124,95	111,65	11,20	2,45	1,75	17,62	8,28	7,12
68	343,12	128,68	193,67	472,03	151,67	184,33	9,92	3,38	5,37	8,98	2,57	1,28

No caso da leira com ponteiras horizontais em camadas e aeração forçada, o ambiente é predominantemente aeróbio, portanto há a indução do processo de nitrificação com tendência de oxidação do  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NO}_3$  como observado em Oliveira (2012). Caso o ambiente fosse anaeróbio poderia ocorrer à transformação de compostos orgânicos nitrogenados em  $\text{NH}_3$  por amonificação.

Se compararmos a evolução do  $\text{NH}_4^+$  em relação ao índice térmico, tanto para a leira experimental proposta com ponteiras horizontais em camadas quanto para a leira com ponteira vertical, conforme utilizado por Brito *et al.* (2009), obteremos o gráfico explicitado na Figura 67 e que apresenta os comportamentos do  $\text{NH}_4^+$  em ambas as leiras, possuindo como referência o somatório das temperaturas.



**FIGURA 67 – Evolução do  $\text{NH}_4^+$  em função do índice térmico ( $\Sigma$  °C).**



Desconsideraram-se o  $\text{NO}_3$  em relação ao índice térmico, devido aos valores pouco significativos encontrados para o parâmetro. A Tabela 45 deu origem ao gráfico supracitado. Tanto para a leira com ponteiras horizontais proposta quanto para a leira com ponteiras verticais, o pico do  $\text{NH}_4^+$  ocorre no 53º dia. Após este, o declínio na concentração de  $\text{NH}_4^+$  é mais acentuado na leira com ponteiras horizontais.

**TABELA 45 – Índice térmico e o respectivo valor de  $\text{NH}_4^+$  para o dia de referência.**

tempo	Ponteiras Horizontais		Ponteiras Verticais	
	dias	$\Sigma \text{ } ^\circ\text{C}$	$\Sigma \text{ } ^\circ\text{C}$	
		Média $\text{NH}_4^+$ ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )		Média $\text{NH}_4^+$ ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
<b>1</b>	20,8	354,73	20,60	332,97
<b>9</b>	170,5	549,85	164,00	582,75
<b>16</b>	316,1	379,98	314,60	605,15
<b>22</b>	450,8	753,55	451,90	521,15
<b>53</b>	1379,9	887,95	1362,80	988,87
<b>64</b>	1675	321,42	1649,20	884,10
<b>68</b>	1817	343,12	1786,00	472,03

Para filtros biológicos aerados a remoção de nitrogênio amoniacal sob forma de amônia pode chegar a 75% em trabalho de Chagas (2006), fazendo uma correlação a compostagem com sistema horizontal em camadas, é possível inferir que frações de  $\text{NH}_4^+$  devem ser perdidas sob a forma gasosa de  $\text{NH}_3$  quando a leira é submetida a aeração.

Como em Florêncio *et al.* (2009) verificaram uma relação entre menores cargas orgânicas para o estabelecimento de bactérias nitrificantes, na leira de compostagem há tendência ao inverso, já que ocorrem maiores cargas orgânicas disponíveis, portanto tendências na redução das bactérias nitrificantes, conseqüentemente prejuízos na transformação do  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NO}_3$ , o que seria normal pela maior quantidade de carga orgânica disponível, por exemplo, em relação a um filtro biológico de esgotos.

Pela relação entre as médias semanais do  $\text{NH}_4^+$  em relação ao índice térmico, o crescimento das concentrações do  $\text{NH}_4^+$  foram superiores na leira com ponteiras verticais (possivelmente pelo menor arejamento), por isso é possível que tenha ocorrido menor perda em forma de amônia ( $\text{NH}_3$ ).

### 3.2.6. Os custos de implantação da leira com ponteiras horizontais proposta

O custo total de implantação da leira experimental com ponteiras horizontais foi de R\$ 4.156,35, que equivale a aproximadamente USD 2,309.09, tendo como referência o valor do dólar em outubro de 2011. Como a leira experimental com ponteiras horizontais possuía aproximadamente 54 m de tubulações, o custo unitário seria R\$ 76,97 m<sup>-1</sup> ou USD 42,76 m<sup>-1</sup>.

Para a implantação em escala real, poderiam ser utilizados valores de materiais alternativos como as tubulações e que ofereceriam resistência mecânica e à temperatura adequados a um custo de 35% do valor dos que foram utilizados no experimento. Além disso, a utilização ou não de geomembrana em PEAD poderia ser revista, pois os volumes em escala real são muito maiores, portanto, propiciam perdas de calor inferiores as pequenas leiras.

O custo unitário para a implantação em escala real seria de R\$ 38,20 m<sup>-1</sup>, que equivale a USD 21,22 m<sup>-1</sup>. Para uma metragem aproximada de 7.700 m de tubos para um projeto em escala real, seriam necessários investimentos em tubulações na ordem R\$ 294.140,00 ou USD 163.411,11. Cabe salientar que a depreciação, tomados os devidos cuidados, é mínima pela resistência das tubulações.

Na situação atual, em escala real existente, o conjunto motor/compressor trifásico de 50 CV, consome durante 12 horas.dia<sup>-1</sup>, em 22 dias, que é a frequência de uso mensal do mesmo, 9.768,00 kWh. A tarifa cobrada pela prestadora do serviço de fornecimento de energia elétrica é de R\$ 280,66 MW.h<sup>-1</sup>, com isso, os custos aproximados com energia elétrica são de R\$ 2.741,49 (USD 1,523.05) por mês.

Além do sistema de aeração com ponteiras verticais convencionais existentes, e que é remanejado diariamente para um local diferente das leiras, utiliza-se pá-carregadeira hidráulica que contribui no processo de aeração, revirando cerca de 300 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>, com um custo de operação de R\$ 140 hora<sup>-1</sup>, totalizando um valor mensal de R\$ 24.640,00 (USD 13.688,89). Assim sendo, o custo mensal de operação atual do sistema é de R\$ 27.381,49 (USD 15,211.94).

### 3.2.7. Simulação de dimensionamento para sistemas extensos de compostagem

Para a simulação em escala real de cada pavilhão de compostagem considerou-se uma taxa de aeração de 0,557 m<sup>3</sup> ar.d<sup>-1</sup> .kg<sup>-1</sup> de MO (valor de aeração próximo da média entre as taxas 0,15 e 1,30 m<sup>3</sup> ar.d<sup>-1</sup> .kg<sup>-1</sup> de MO, registradas na bibliografia), pela matéria orgânica

(MO) em peso seco (PS) e descontando a umidade característica do resíduo de 62% do resíduo agroindustrial da uva. A densidade do resíduo é de  $607 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Na Tabela 46 são mostrados os resultados para a aeração do sistema proposto para uma escala real com 50 m de comprimento e na Tabela 47 para 2 leiras de 25 m de comprimento.

**TABELA 46: Vazão de ar estimada com dados bibliográficos em função da massa de matéria orgânica (MO) para uma leira de 50 m de comprimento.**

Leiras	Volume Resíduos ( $\text{m}^3$ )	Percentuais (%) de Resíduos em relação aos volumes totais	MO (kg) (PS)	Aeração	
				$(\text{kg} - \text{MO}) \times (0,557 \text{ m}^3\text{-ar}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ MO})$	
				$(\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\text{-ar})$	$(\text{L}\cdot\text{s}^{-1}\text{-ar})$
Leira Escala Real - Nível 1	414,25	27,6%	95.498,64	2.216,36	615,66
Leira Escala Real - Nível 2	385,29	25,7%	88.822,97	2.061,43	572,62
Leira Escala Real - Nível 3	356,87	23,8%	82.271,23	1.909,38	530,38
Leira Escala Real - Nível 4	341,95	22,8%	78.831,06	1.829,54	508,20
<b>Total</b>	<b>1.498,37</b>		<b>345.423,90</b>	<b>8.016,71</b>	<b>2.226,86</b>

**TABELA 47: Vazão de ar estimada com dados bibliográficos em função da massa de matéria orgânica (MO) para duas leiras de 25 m de comprimento.**

Leiras	Volume Resíduos ( $\text{m}^3$ )	Percentuais (%) de Resíduos em relação aos volumes totais	MO (kg) (PS)	Aeração	
				$(\text{kg} - \text{MO}) \times (0,557 \text{ m}^3\text{-ar}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ MO})$	
				$(\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\text{-ar})$	$(\text{L}\cdot\text{s}^{-1}\text{-ar})$
Leira Escala Real - Nível 1	206,00	27,9%	47.490,07	1.102,17	306,16
Leira Escala Real - Nível 2	190,54	25,8%	43.926,61	1.019,46	283,18
Leira Escala Real - Nível 3	175,50	23,7%	40.458,24	938,97	260,82
Leira Escala Real - Nível 4	167,20	22,6%	38.545,36	894,57	248,49
<b>Total</b>	<b>739,24</b>		<b>170.420,28</b>	<b>3.955,17</b>	<b>1.098,66</b>

As rotinas de determinação da vazão de entrada em cada ponteira, abertura das válvulas de esfera foram determinadas de acordo com o item 3.2.1 a respeito dos parâmetros para o dimensionamento de tubulações de aeração com saídas laterais em Veranópolis – RS e com número de saídas laterais determinadas empiricamente com espaçamentos de 0,50 e 0,25 m entre um orifício e outro.

Na Tabela 48, verifica-se uma síntese dos dados de entrada para a obtenção dos diâmetros dos orifícios laterais das ponteiras horizontais e o espaçamento dos mesmos.

**TABELA 48:** Dados de entrada para a modelagem do diâmetro dos orifícios de saída lateral dos dutos principais.

Simulação de sistema de aeração em leira em Escala Real	Parâmetro	Diâmetro dos dutos (D), em mm	Vazão de ar comprimido (Q), em L.s <sup>-1</sup>	Área da seção transversal do duto (A), em m <sup>2</sup>	Quantidade de saídas laterais (N. saídas)	Massa específica do ar ( $\rho_{ar}$ ), em kg.m <sup>-3</sup>	Temperatura média do ar, ( $T_{ar}$ ), em °C	Viscosidade cinemática ( $\nu_{ar}$ ), em m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>	Rugosidade das paredes do duto ( $\xi$ ), em mm	Comprimento do duto (L), em m	Coefficiente de perda de carga (K) em bordos delgados
Uma leira de 50 m (0,5 m de espaçamento entre orifícios de saída)	Nível 1	63	87,95	0,00312	96	1,2	21	0,0000151	0,01	48	1,778
	Nível 2	63	95,44	0,00312	94	1,2	21	0,0000151	0,01	47	1,778
	Nível 3	63	106,08	0,00312	92	1,2	21	0,0000151	0,01	46	1,778
	Nível 4	63	127,05	0,00312	92	1,2	21	0,0000151	0,01	46	1,778
Duas leiras de 25 m (0,25 m de espaçamento entre orifícios de saída)	Nível 1	63	43,74	0,00312	92	1,2	21	0,0000151	0,01	23	1,778
	Nível 2	63	47,20	0,00312	90	1,2	21	0,0000151	0,01	22,5	1,778
	Nível 3	63	52,16	0,00312	88	1,2	21	0,0000151	0,01	22	1,778
	Nível 4	63	62,12	0,00312	86	1,2	21	0,0000151	0,01	21,5	1,778

Ainda que não ocorram variações significativas com a escolha do coeficiente de rugosidade absoluta entre 0,01 e 0,0015 para materiais plásticos, optou-se pelo valor de 0,01 que tende a maior perda de carga, por conseguinte maior fator de segurança para os dimensionamentos.

Nas Figura 68 e 69 são apresentadas às proposições para a escala real em cada pavilhão de compostagem e nas Tabelas 49 a 56, o resultado dos dimensionamentos para o diâmetro dos orifícios de saídas laterais das propostas em escala real.

Em comparação com a leira de 50 m de comprimento, o espaçamento entre orifícios de saídas laterais para duas leiras de 25 m pode ser mais próximo devido a menor perda de carga ao longo dos tubos. Conforme os cálculos das Tabelas 49 a 56 para perdas de carga aceitáveis e inferiores a 5%, o espaçamento entre os orifícios nas duas leiras de 25 m foi de 0,25 m, enquanto na leira de 50 m de comprimento o espaçamento foi de 0,5 m.

Espaçamentos menores levam a melhor distribuição do fluxo de ar na leira, reduzindo a possibilidade de anaerobioses, por isso seria recomendável a instalação do sistema em duas leiras de 25 m ao invés de apenas uma leira de 50 m. Para reduzir o espaçamento entre orifícios

de saídas laterais nas ponteiras horizontais da leira de 50 m seria necessário aumentar o diâmetro principal das ponteiras horizontais para 100 mm.

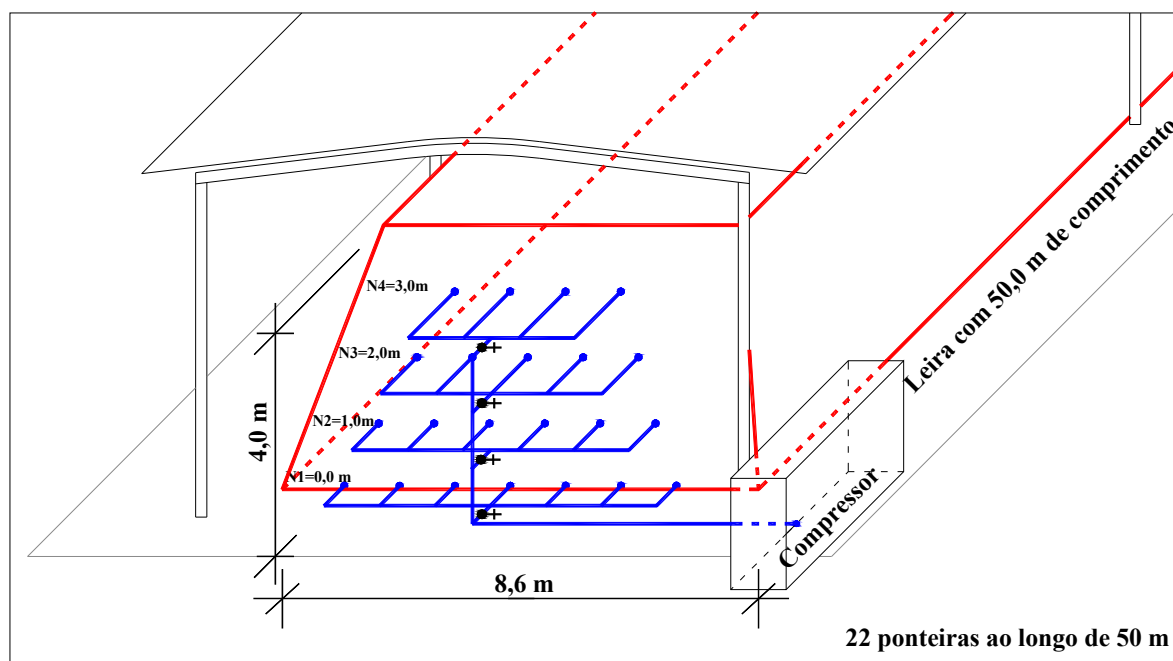


FIGURA 68: Exemplo de sistema de aeração proposto para uma leira de 50 m de comprimento, 4,0 m de altura, com orifícios de saídas laterais das ponteiras no interior das leiras espaçados em 0,5 m.

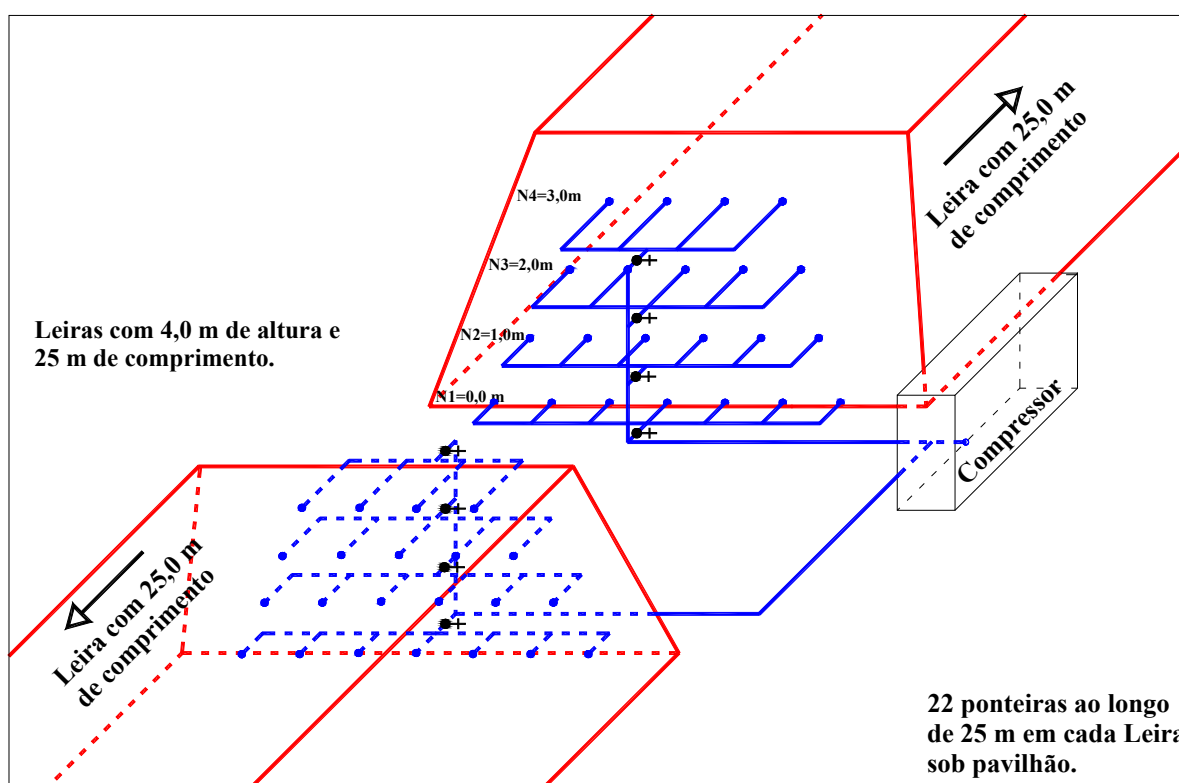


FIGURA 69: Exemplo de sistema de aeração proposto para duas leiras de 25 m de comprimento, 4,0 m de altura, com orifícios de saídas laterais das ponteiras no interior das leiras espaçados em 0,25 m.

**TABELA 49: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiros horizontais do Nível 1 da leira de compostagem de 50 m em escala real proposta.**

Iter. N.	qi (l/s)	(U <sub>i</sub> ) = q <sub>i</sub> /A <sub>i</sub> (m/s)	(Q <sub>m</sub> ) (l/s)	D (mm)	A (m²)	A <sub>i</sub> (m²)	(U <sub>m</sub> ) (m/s)	Pv-D (Pa)	ΔP/L (Pa/m)	L-D (m)	ΔPc (Pa)	ΔPe (Pa)	ΔPT-D (Pa)	Pv-R (Pa)	ΔP/L-R (Pa/m)	L-R (m)	ΔPc-R (Pa)	ΔPe-R (Pa)	ΔPT-R (Pa)	D (%)
1	0,916	72,905	87,951	4	0,00312	0,0000126	28,21	477,63	140,80	0,250	35,20	444,19	479,39	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	91,72%
2	0,916	72,905	87,035	4	0,00312	0,0000126	27,92	467,73	138,09	0,500	69,05	434,99	504,03	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	91,30%
3	0,916	72,905	86,119	4	0,00312	0,0000126	27,63	457,93	135,41	0,500	67,71	425,88	493,58	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	91,48%
4	0,916	72,905	85,202	4	0,00312	0,0000126	27,33	448,24	132,75	0,500	66,38	416,86	483,24	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	91,66%
5	0,916	72,905	84,286	4	0,00312	0,0000126	27,04	438,65	130,12	0,500	65,06	407,95	473,01	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	91,83%
6	0,916	72,905	83,370	4	0,00312	0,0000126	26,74	429,17	127,51	0,500	63,75	399,13	462,88	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	92,01%
7	0,916	72,905	82,454	4	0,00312	0,0000126	26,45	419,79	124,93	0,500	62,46	390,40	452,87	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	92,18%
8	0,916	72,905	81,538	4	0,00312	0,0000126	26,16	410,51	122,37	0,500	61,18	381,78	442,96	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	92,35%
9	0,916	72,905	80,622	4	0,00312	0,0000126	25,86	401,34	119,84	0,500	59,92	373,25	433,16	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	92,52%
10	0,916	72,905	79,706	4	0,00312	0,0000126	25,57	392,27	117,33	0,500	58,66	364,81	423,47	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	92,69%
11	0,916	72,905	78,789	4	0,00312	0,0000126	25,28	383,30	114,85	0,500	57,42	356,47	413,90	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	92,85%
12	0,916	72,905	77,873	4	0,00312	0,0000126	24,98	374,44	112,39	0,500	56,19	348,23	404,42	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	93,02%
13	0,916	72,905	76,957	4	0,00312	0,0000126	24,69	365,68	109,96	0,500	54,98	340,09	395,06	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	93,18%
14	0,916	72,905	76,041	4	0,00312	0,0000126	24,39	357,03	107,55	0,500	53,77	332,04	385,81	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	93,34%
15	0,916	72,905	75,125	4	0,00312	0,0000126	24,10	348,48	105,17	0,500	52,58	324,08	376,67	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	93,50%
16	0,916	72,905	74,209	4	0,00312	0,0000126	23,81	340,03	102,81	0,500	51,41	316,23	367,63	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	93,65%
17	0,916	72,905	73,292	4	0,00312	0,0000126	23,51	331,69	100,48	0,500	50,24	308,47	358,71	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	93,81%
18	0,916	72,905	72,376	4	0,00312	0,0000126	23,22	323,44	98,18	0,500	49,09	300,80	349,89	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	93,96%
19	0,916	72,905	71,460	4	0,00312	0,0000126	22,92	315,31	95,90	0,500	47,95	293,24	341,18	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	94,11%
20	0,916	72,905	70,544	4	0,00312	0,0000126	22,63	307,28	93,64	0,500	46,82	285,77	332,59	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	94,26%
21	0,916	72,905	69,628	4	0,00312	0,0000126	22,34	299,35	91,41	0,500	45,71	278,39	324,10	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	94,40%
22	0,916	72,905	68,712	4	0,00312	0,0000126	22,04	291,52	89,21	0,500	44,60	271,11	315,72	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	94,55%
23	0,916	72,905	67,796	4	0,00312	0,0000126	21,75	283,80	87,03	0,500	43,51	263,93	307,45	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	94,69%
24	0,916	72,905	66,879	4	0,00312	0,0000126	21,45	276,18	84,88	0,500	42,44	256,85	299,29	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	94,83%
25	0,916	72,905	65,963	4	0,00312	0,0000126	21,16	268,66	82,75	0,500	41,37	249,86	291,23	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	94,97%
26	0,916	72,905	65,047	4	0,00312	0,0000126	20,87	261,25	80,65	0,500	40,32	242,97	283,29	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	95,11%
27	0,916	72,905	64,131	4	0,00312	0,0000126	20,57	253,95	78,57	0,500	39,29	236,17	275,46	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	95,24%
28	0,916	72,905	63,215	4	0,00312	0,0000126	20,28	246,74	76,52	0,500	38,26	229,47	267,73	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	95,38%
29	0,916	72,905	62,299	4	0,00312	0,0000126	19,99	239,64	74,49	0,500	37,25	222,87	260,11	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	95,51%
30	0,916	72,905	61,382	4	0,00312	0,0000126	19,69	232,65	72,49	0,500	36,25	216,36	252,61	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	95,64%
31	0,916	72,905	60,466	4	0,00312	0,0000126	19,40	225,75	70,52	0,500	35,26	209,95	245,21	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	95,77%
32	0,916	72,905	59,550	4	0,00312	0,0000126	19,10	218,96	68,57	0,500	34,29	203,64	237,92	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	95,89%
33	0,916	72,905	58,634	4	0,00312	0,0000126	18,81	212,28	66,65	0,500	33,33	197,42	230,74	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	96,02%
34	0,916	72,905	57,718	4	0,00312	0,0000126	18,52	205,70	64,75	0,500	32,38	191,30	223,67	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	96,14%
35	0,916	72,905	56,802	4	0,00312	0,0000126	18,22	199,22	62,88	0,500	31,44	185,27	216,71	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	96,26%
36	0,916	72,905	55,886	4	0,00312	0,0000126	17,93	192,84	61,04	0,500	30,52	179,34	209,86	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	96,38%
37	0,916	72,905	54,969	4	0,00312	0,0000126	17,63	186,57	59,22	0,500	29,61	173,51	203,12	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	96,49%
38	0,916	72,905	54,053	4	0,00312	0,0000126	17,34	180,41	57,43	0,500	28,71	167,78	196,49	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	96,61%
39	0,916	72,905	53,137	4	0,00312	0,0000126	17,05	174,34	55,66	0,500	27,83	162,14	189,97	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	96,72%
40	0,916	72,905	52,221	4	0,00312	0,0000126	16,75	168,38	53,92	0,500	26,96	156,60	183,55	3189,10	24415,91	0,0050	122,080	5669,51	5791,6	96,83%
41	0,916	46,659	51,305	5	0,00312	0,0000196	16,46	162,53	52,20	0,500	26,10	151,15	177,25	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	92,50%
42	0,916	46,659	50,389	5	0,00312	0,0000196	16,16	156,77	50,51	0,500	25,26	145,80	171,06	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	92,76%
43	0,916	46,659	49,472	5	0,00312	0,0000196	15,87	151,12	48,85	0,500	24,43	140,55	164,97	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	93,02%
44	0,916	46,659	48,556	5	0,00312	0,0000196	15,58	145,58	47,21	0,500	23,61	135,39	159,00	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	93,27%
45	0,916	46,659	47,640	5	0,00312	0,0000196	15,28	140,14	45,60	0,500	22,80	130,33	153,13	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	93,52%
46	0,916	46,659	46,724	5	0,00312	0,0000196	14,99	134,80	44,02	0,500	22,01	125,36	147,37	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	93,76%
47	0,916	46,659	45,808	5	0,00312	0,0000196	14,69	129,56	42,46	0,500	21,23	120,49	141,73	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	94,00%
48	0,916	46,659	44,892	5	0,00312	0,0000196	14,40	124,43	40,93	0,500	20,46	115,72	136,19	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	94,24%
49	0,916	46,659	43,975	5	0,00312	0,0000196	14,11	119,41	39,42	0,500	19,71	111,05	130,76	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	94,47%
50	0,916	46,659	43,059	5	0,00312	0,0000196	13,81	114,48	37,94	0,500	18,97	106,47	125,44	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	94,69%
51	0,916	46,659	42,143	5	0,00312	0,0000196	13,52	109,66	36,49	0,500	18,25	101,99	120,23	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	94,91%
52	0,916	46,659	41,227	5	0,00312	0,0000196	13,23	104,95	35,07	0,500	17,53	97,60	115,13	306,26	8107,13	0,0050	40,536	2322,23	2362,8	95,13%
53	0,916	46,6																		

**TABELA 50: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 2 da leira de compostagem de 50 m em escala real proposta.**

Iter. N.	qi (l/s)	(U <sub>l</sub> ) = qi/AL (m/s)	(Q <sub>l</sub> /L) (l/s)	D (mm)	A (m²)	AL (m²)	(U <sub>m</sub> ) (m/s)	Pv-D (Pa)	ΔP/L (Pa/m)	L-D (m)	ΔPc (Pa)	ΔPe (Pa)	ΔPT-D (Pa)	Pv-R (Pa)	ΔP/L-R (Pa/m)	L-R (m)	ΔPc-R (Pa)	ΔPe-R (Pa)	ΔPT-R (Pa)	D (%)
1	1,015	80,794	95,437	4	0,00312	0,0000126	30,62	562,39	163,87	0,250	40,97	523,02	563,99	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	92,07%
2	1,015	80,794	94,421	4	0,00312	0,0000126	30,29	550,49	160,64	0,500	80,32	511,95	592,28	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	91,67%
3	1,015	80,794	93,406	4	0,00312	0,0000126	29,96	538,71	157,45	0,500	77,72	501,00	579,73	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	91,85%
4	1,015	80,794	92,391	4	0,00312	0,0000126	29,64	527,07	154,28	0,500	77,14	490,17	567,31	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	92,02%
5	1,015	80,794	91,376	4	0,00312	0,0000126	29,31	515,55	151,15	0,500	75,57	479,46	555,03	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	92,19%
6	1,015	80,794	90,360	4	0,00312	0,0000126	28,99	504,15	148,04	0,500	74,02	468,86	542,88	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	92,37%
7	1,015	80,794	89,345	4	0,00312	0,0000126	28,66	492,89	144,97	0,500	72,49	458,39	530,87	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	92,53%
8	1,015	80,794	88,330	4	0,00312	0,0000126	28,34	481,75	141,93	0,500	70,96	448,03	518,99	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	92,70%
9	1,015	80,794	87,314	4	0,00312	0,0000126	28,01	470,74	138,92	0,500	69,46	437,79	507,25	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	92,87%
10	1,015	80,794	86,299	4	0,00312	0,0000126	27,68	459,85	135,94	0,500	67,97	427,66	495,63	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	93,03%
11	1,015	80,794	85,284	4	0,00312	0,0000126	27,36	449,10	132,99	0,500	66,49	417,66	484,15	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	93,19%
12	1,015	80,794	84,269	4	0,00312	0,0000126	27,03	438,47	130,07	0,500	65,03	407,78	472,81	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	93,35%
13	1,015	80,794	83,253	4	0,00312	0,0000126	26,71	427,97	127,18	0,500	63,59	398,01	461,60	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	93,51%
14	1,015	80,794	82,238	4	0,00312	0,0000126	26,38	417,59	124,32	0,500	62,16	388,36	450,52	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	93,66%
15	1,015	80,794	81,223	4	0,00312	0,0000126	26,06	407,35	121,49	0,500	60,75	378,83	439,58	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	93,82%
16	1,015	80,794	80,207	4	0,00312	0,0000126	25,73	397,23	118,70	0,500	59,35	369,42	428,77	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	93,97%
17	1,015	80,794	79,192	4	0,00312	0,0000126	25,40	387,23	115,93	0,500	57,97	360,13	418,09	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	94,12%
18	1,015	80,794	78,177	4	0,00312	0,0000126	25,08	377,37	113,20	0,500	56,60	350,95	407,55	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	94,27%
19	1,015	80,794	77,162	4	0,00312	0,0000126	24,75	367,63	110,50	0,500	55,25	341,99	397,14	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	94,42%
20	1,015	80,794	76,146	4	0,00312	0,0000126	24,43	358,02	107,83	0,500	53,91	332,96	386,87	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	94,56%
21	1,015	80,794	75,131	4	0,00312	0,0000126	24,10	348,53	105,18	0,500	52,59	324,14	376,73	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	94,70%
22	1,015	80,794	74,116	4	0,00312	0,0000126	23,78	339,18	102,57	0,500	51,29	315,44	366,72	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	94,84%
23	1,015	80,794	73,100	4	0,00312	0,0000126	23,45	329,95	100,00	0,500	50,00	306,85	356,85	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	94,98%
24	1,015	80,794	72,085	4	0,00312	0,0000126	23,12	320,85	97,45	0,500	48,72	298,39	347,11	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	95,12%
25	1,015	80,794	71,070	4	0,00312	0,0000126	22,80	311,87	94,93	0,500	47,47	290,04	337,51	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	95,25%
26	1,015	80,794	70,055	4	0,00312	0,0000126	22,47	303,03	92,45	0,500	46,22	281,81	328,04	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	95,39%
27	1,015	80,794	69,039	4	0,00312	0,0000126	22,15	294,31	89,99	0,500	45,00	273,71	318,70	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	95,52%
28	1,015	80,794	68,024	4	0,00312	0,0000126	21,82	285,71	87,57	0,500	43,78	265,71	309,50	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	95,65%
29	1,015	80,794	67,009	4	0,00312	0,0000126	21,50	277,25	85,18	0,500	42,59	257,84	300,43	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	95,78%
30	1,015	80,794	65,993	4	0,00312	0,0000126	21,17	268,91	82,82	0,500	41,41	250,09	291,50	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	95,90%
31	1,015	80,794	64,978	4	0,00312	0,0000126	20,84	260,70	80,49	0,500	40,24	242,45	282,70	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,02%
32	1,015	80,794	63,963	4	0,00312	0,0000126	20,52	252,62	78,19	0,500	39,10	234,93	274,03	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,15%
33	1,015	80,794	62,948	4	0,00312	0,0000126	20,19	244,66	75,93	0,500	37,96	227,52	265,50	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,27%
34	1,015	80,794	61,932	4	0,00312	0,0000126	19,87	236,83	73,69	0,500	36,85	220,25	257,10	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,38%
35	1,015	80,794	60,917	4	0,00312	0,0000126	19,54	229,13	71,49	0,500	35,74	213,09	248,84	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,50%
36	1,015	80,794	59,902	4	0,00312	0,0000126	19,22	221,56	69,32	0,500	34,66	206,05	240,71	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,61%
37	1,015	80,794	58,886	4	0,00312	0,0000126	18,89	214,11	67,18	0,500	33,59	199,12	232,71	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,73%
38	1,015	80,794	57,871	4	0,00312	0,0000126	18,56	206,79	65,07	0,500	32,54	192,32	224,85	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,84%
39	1,015	80,794	56,856	4	0,00312	0,0000126	18,24	199,60	62,99	0,500	31,50	185,63	217,12	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	96,95%
40	1,015	80,794	55,841	4	0,00312	0,0000126	17,91	192,53	60,95	0,500	30,47	179,06	209,53	3916,56	29641,76	0,0050	148,209	6962,77	7111,0	97,05%
41	1,015	51,708	54,825	5	0,00312	0,0000196	17,59	185,60	58,94	0,500	29,47	172,60	202,07	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	93,03%
42	1,015	51,708	53,810	5	0,00312	0,0000196	17,26	178,79	56,96	0,500	28,48	166,27	194,75	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	93,29%
43	1,015	51,708	52,795	5	0,00312	0,0000196	16,94	172,10	55,01	0,500	27,50	160,06	187,56	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	93,53%
44	1,015	51,708	51,779	5	0,00312	0,0000196	16,61	165,55	53,09	0,500	26,54	153,96	180,50	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	93,78%
45	1,015	51,708	50,764	5	0,00312	0,0000196	16,28	159,12	51,20	0,500	25,60	147,98	173,58	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	94,02%
46	1,015	51,708	49,749	5	0,00312	0,0000196	15,96	152,82	49,35	0,500	24,68	142,12	166,80	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	94,25%
47	1,015	51,708	48,734	5	0,00312	0,0000196	15,63	146,64	47,53	0,500	23,76	136,38	160,14	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	94,48%
48	1,015	51,708	47,718	5	0,00312	0,0000196	15,31	140,60	45,74	0,500	22,87	130,76	153,63	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	94,70%
49	1,015	51,708	46,703	5	0,00312	0,0000196	14,98	134,68	43,98	0,500	21,99	125,25	147,24	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	94,92%
50	1,015	51,708	45,688	5	0,00312	0,0000196	14,66	128,89	42,26	0,500	21,13	119,86	140,99	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	95,14%
51	1,015	51,708	44,673	5	0,00312	0,0000196	14,33	123,22	40,57	0,500	20,28	114,60	134,88	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	95,35%
52	1,015	51,708	43,657	5	0,00312	0,0000196	14,01	117,68	38,91	0,500	19,45	109,45	128,90	1604,22	9800,75	0,0050	49,004	2851,95	2901,0	95,56%
53	1,015	51,																		

**TABELA 51: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 3 da leira de compostagem de 50 m em escala real proposta.**

Iter. N.	qi (l/s)	(U <sub>q</sub> ) = q <sub>i</sub> /A <sub>L</sub> (m/s)	(Q <sub>m</sub> ) (l/s)	D (mm)	A (m <sup>2</sup> )	A <sub>L</sub> (m <sup>2</sup> )	(U <sub>m</sub> ) (m/s)	Pv-D (Pa)	ΔP/L (Pa/m)	L-D (m)	ΔPc (Pa)	ΔPe (Pa)	ΔPT-D (Pa)	Pv-R (Pa)	ΔP/L-R (Pa/m)	L-R (m)	ΔPc-R (Pa)	ΔPe-R (Pa)	ΔPT-R (Pa)	D (%)
1	1,153	91,753	106,077	4	0,00312	0,0000126	34,03	694,78	199,52	0,250	49,88	646,14	696,02	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	92,41%
2	1,153	91,753	104,924	4	0,00312	0,0000126	33,66	679,76	195,49	0,500	97,75	632,17	729,92	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	92,04%
3	1,153	91,753	103,771	4	0,00312	0,0000126	33,29	664,90	191,51	0,500	95,75	618,36	714,11	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	92,21%
4	1,153	91,753	102,618	4	0,00312	0,0000126	32,92	650,21	187,56	0,500	93,78	604,69	698,47	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	92,38%
5	1,153	91,753	101,465	4	0,00312	0,0000126	32,55	635,68	183,65	0,500	91,83	591,18	683,01	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	92,55%
6	1,153	91,753	100,312	4	0,00312	0,0000126	32,18	621,31	179,79	0,500	89,89	577,82	667,71	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	92,72%
7	1,153	91,753	99,159	4	0,00312	0,0000126	31,81	607,11	175,96	0,500	87,98	564,61	652,59	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	92,89%
8	1,153	91,753	98,006	4	0,00312	0,0000126	31,44	593,07	172,17	0,500	86,08	551,56	637,64	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	93,05%
9	1,153	91,753	96,853	4	0,00312	0,0000126	31,07	579,20	168,42	0,500	84,21	538,66	622,87	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	93,21%
10	1,153	91,753	95,700	4	0,00312	0,0000126	30,70	565,49	164,71	0,500	82,36	525,91	608,26	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	93,37%
11	1,153	91,753	94,546	4	0,00312	0,0000126	30,33	551,95	161,04	0,500	80,52	513,31	593,83	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	93,52%
12	1,153	91,753	93,393	4	0,00312	0,0000126	29,96	538,57	157,41	0,500	78,70	500,87	579,57	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	93,68%
13	1,153	91,753	92,240	4	0,00312	0,0000126	29,59	525,35	153,82	0,500	76,91	488,58	565,49	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	93,83%
14	1,153	91,753	91,087	4	0,00312	0,0000126	29,22	512,30	150,26	0,500	75,13	476,44	551,57	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	93,98%
15	1,153	91,753	89,934	4	0,00312	0,0000126	28,85	499,41	146,75	0,500	73,38	464,45	537,83	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	94,13%
16	1,153	91,753	88,781	4	0,00312	0,0000126	28,48	486,69	143,28	0,500	71,64	452,62	524,26	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	94,29%
17	1,153	91,753	87,628	4	0,00312	0,0000126	28,11	474,13	139,85	0,500	69,92	440,94	510,86	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	94,43%
18	1,153	91,753	86,475	4	0,00312	0,0000126	27,74	461,74	136,45	0,500	68,23	429,41	497,64	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	94,58%
19	1,153	91,753	85,322	4	0,00312	0,0000126	27,37	449,50	133,10	0,500	66,55	418,04	484,59	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	94,71%
20	1,153	91,753	84,169	4	0,00312	0,0000126	27,00	437,44	129,78	0,500	64,89	406,82	471,71	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	94,86%
21	1,153	91,753	83,016	4	0,00312	0,0000126	26,63	425,54	126,51	0,500	63,25	395,75	459,00	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	94,99%
22	1,153	91,753	81,863	4	0,00312	0,0000126	26,26	413,80	123,27	0,500	61,64	384,83	446,47	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	95,13%
23	1,153	91,753	80,710	4	0,00312	0,0000126	25,89	402,22	120,08	0,500	60,04	374,07	434,11	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	95,27%
24	1,153	91,753	79,557	4	0,00312	0,0000126	25,52	390,81	116,92	0,500	58,46	363,46	421,92	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	95,40%
25	1,153	91,753	78,404	4	0,00312	0,0000126	25,15	379,57	113,81	0,500	56,90	353,00	409,90	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	95,53%
26	1,153	91,753	77,251	4	0,00312	0,0000126	24,78	368,49	110,73	0,500	55,37	342,69	398,06	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	95,66%
27	1,153	91,753	76,098	4	0,00312	0,0000126	24,41	357,57	107,70	0,500	53,85	332,54	386,39	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	95,79%
28	1,153	91,753	74,945	4	0,00312	0,0000126	24,04	346,81	104,70	0,500	52,35	322,54	374,89	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	95,91%
29	1,153	91,753	73,792	4	0,00312	0,0000126	23,67	336,23	101,75	0,500	50,87	312,69	363,56	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,03%
30	1,153	91,753	72,639	4	0,00312	0,0000126	23,30	325,80	98,83	0,500	49,42	302,99	352,41	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,16%
31	1,153	91,753	71,486	4	0,00312	0,0000126	22,93	315,54	95,96	0,500	47,98	293,45	341,43	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,28%
32	1,153	91,753	70,333	4	0,00312	0,0000126	22,56	305,44	93,13	0,500	46,56	284,06	330,62	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,39%
33	1,153	91,753	69,180	4	0,00312	0,0000126	22,19	295,51	90,33	0,500	45,17	274,82	319,99	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,51%
34	1,153	91,753	68,027	4	0,00312	0,0000126	21,82	285,74	87,58	0,500	43,79	265,74	309,53	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,62%
35	1,153	91,753	66,874	4	0,00312	0,0000126	21,45	276,14	84,86	0,500	42,43	256,81	299,24	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,74%
36	1,153	91,753	65,721	4	0,00312	0,0000126	21,08	266,70	82,19	0,500	41,10	248,03	289,12	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,85%
37	1,153	91,753	64,568	4	0,00312	0,0000126	20,71	257,42	79,56	0,500	39,78	239,40	279,18	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	96,95%
38	1,153	91,753	63,415	4	0,00312	0,0000126	20,34	248,31	76,97	0,500	38,48	230,93	269,41	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	97,06%
39	1,153	91,753	62,262	4	0,00312	0,0000126	19,97	239,36	74,41	0,500	37,21	222,61	259,82	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	97,17%
40	1,153	91,753	61,109	4	0,00312	0,0000126	19,60	230,58	71,90	0,500	35,95	214,44	250,39	5051,18	37724,07	0,0050	188,620	8979,87	9168,5	97,27%
41	1,153	58,722	59,956	5	0,00312	0,0000196	19,23	221,96	69,43	0,500	34,72	206,42	241,14	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	93,55%
42	1,153	58,722	58,803	5	0,00312	0,0000196	18,86	213,51	67,00	0,500	33,50	198,56	232,06	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	93,80%
43	1,153	58,722	57,650	5	0,00312	0,0000196	18,49	205,22	64,62	0,500	32,31	190,85	223,16	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	94,03%
44	1,153	58,722	56,497	5	0,00312	0,0000196	18,12	197,09	62,27	0,500	31,13	183,29	214,43	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	94,27%
45	1,153	58,722	55,344	5	0,00312	0,0000196	17,75	189,13	59,96	0,500	29,98	175,89	205,87	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	94,50%
46	1,153	58,722	54,191	5	0,00312	0,0000196	17,38	181,33	57,70	0,500	28,85	168,64	197,48	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	94,72%
47	1,153	58,722	53,038	5	0,00312	0,0000196	17,01	173,69	55,47	0,500	27,74	161,54	189,27	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	94,94%
48	1,153	58,722	51,885	5	0,00312	0,0000196	16,64	166,22	53,29	0,500	26,64	154,59	181,23	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	95,15%
49	1,153	58,722	50,732	5	0,00312	0,0000196	16,27	158,92	51,14	0,500	25,57	147,79	173,37	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	95,36%
50	1,153	58,722	49,579	5	0,00312	0,0000196	15,90	151,78	49,04	0,500	24,52	141,15	165,67	2068,96	12411,30	0,0050	62,057	3678,16	3740,2	95,57%
51	1,153	40,779	48,426	6	0,00312	0,0000283	15,53	144,80	46,98	0,500	23,49	134,66	158,16	997,76	5091,17	0,0050	25,456	1773,80	1799,3	91,21%
52	1,153	40,779	47,273	6	0,00312	0,0000283	15,17	137,99	44,97	0,500	22,48	128,33	150,81	997,76	5091,17	0,0050	25,456	1773,8		





TABELA 53: Dimensionamento dos diâmetros de saídas laterais de ar das ponteiras horizontais do Nível 1 das duas leiras de compostagem de 25 m em escala real proposta.

Table with 20 columns: Iter. N., q\_i (l/s), (U\_L)\_m = q\_i/A\_L (m/s), (Q\_m)\_i (l/s), D (mm), A (m²), A\_L (m²), (U\_m)\_i (m/s), Pv-D (Pa), ΔP/L (Pa/m), L-D (m), ΔPc (Pa), ΔPe (Pa), ΔPT-D (Pa), Pv-R (Pa), ΔP/L-R (Pa/m), L-R (m), ΔPc-R (Pa), ΔPe-R (Pa), ΔPT-R (Pa), D (%). The table lists 92 rows of data for different lateral air outlets, ending with a summary row (Soma 21,868) and a total sum row (Soma/A 0,821366).

Média = 0,95305  
Máx. = 0,99961  
Dif. Máx. e Média = 104,89  
% Dif. Máx. e Média = 4,89%  
Mín. = 0,91426  
Dif. Mín. e Média = 95,93  
% Dif. Mín. e Média = 4,07%  
**OK, Diferença inferior a 5%**







### 3.3. As conclusões do sistema de aeração com ponteiros horizontais em Veranópolis - RS

O dimensionamento dos orifícios pela diferença da perda de carga é importante para a implantação em escala real, onde centenas de metros de tubulações geram perdas de carga significativas que podem ser superiores a 5% entre a perda de carga média e as respectivas mínima e máxima para o sistema.

Estas são recomendações de Anwar (1999), Clezar e Nogueira (1999) e Johnson (2001) para cada ponteira nos diversos orifícios com saídas laterais de ar, com altas vazões contrastando com baixas vazões. Caso fossem encontradas variações de perda de carga superiores a 5%, a qualidade do composto final poderia ser prejudicada pela ineficiência dos orifícios de saída.

No experimento de Fernandes *et al.* (1994) apresentado na Figura 31, verifica-se que as temperaturas mais altas nos primeiros dias são encontradas nas regiões mais altas da leira, sujeita ao caminho preferencial do ar a partir da tubulação de base, já que os orifícios foram voltados para cima. Como a leira possui 1,0 m de altura há maior facilidade no escape do ar pelos lados, portanto há uma perda de calor pelas laterais. A homogeneização da aeração pelas ponteiros da base também é deficiente, já que a densidade dos resíduos é maior devido ao peso de compactação, reduzindo a porosidade o que contribui para a não elevação da temperatura pela dificuldade de propagação do ar em diversas regiões como verificado na Figura 32.

O estudo de Fernandes *et al.* (1994) não leva em consideração o que seriam as taxas de aeração e nem a distribuição equitativa do ar dentro da leira, diferentemente do presente trabalho, onde ocorre homogeneidade na temperatura na leira experimental com ponteiros horizontais proposta. O sistema de aeração estática passiva na base também cabe por limitar a altura da leira, como na escala real da Adubare as alturas chegam a aproximadamente 4,0 m, portanto aeração somente na base seria insuficiente, dificultado pelo reduzido índice de vazios pela compactação dos resíduos na parte inferior o que mostra vantagem no uso das ponteiros horizontais em camadas.

Como a massa específica do ar é  $1,2 \text{ kg.m}^{-3}$  no experimento de Barrington *et al.* (2003) equivale a dizer que  $4,0 \text{ mg-air.s}^{-1}\text{kg}^{-1}$  de matéria orgânica seriam  $0,288 \text{ m}^3\text{-ar.dia}^{-1}.\text{kg}^{-1}$  de matéria orgânica seca. No presente experimento a taxa de aeração utilizada foi de  $0,577 \text{ m}^3\text{-ar.dia}^{-1}.\text{kg}^{-1}$ . O resíduos de Barrington *et al.* (2003) possuem maior índice de vazios pelas características da madeira, palha e feno, o que possui vantagens no emprego da aeração passiva que não necessita soprador ou compressor de aeração, diferentemente dos resíduos

agroindustriais da uva com densidade na ordem de  $602 \text{ kg.m}^{-3}$  e com tendência de compactação na base.

No trabalho com aeração passiva de Ogunwand e Osunade (2011), as maiores temperaturas em leiras aeradas por ponteiras horizontais obtiveram temperaturas mais altas do que as leiras aeradas por tubulações verticais. A explicação estaria na difusão de ar que tende a ser deficiente em ponteiras verticais, já que nas ponteiras horizontais o deslocamento de ar possui um caminho a percorrer de baixo até em cima.

No experimento em Veranópolis como a aeração foi ativa, houve a possibilidade de regular a vazão de ar, por isso, independia o diâmetro dos orifícios, desde que os mesmos possuíssem variações semelhantes de perda de carga, o que pode mostrar a importância sanitária das tubulações horizontais em camadas que são capazes de elevar com mais intensidade a temperatura das leiras do que com aeração passiva, ainda que a mesma tenha orifícios de maior diâmetro.

É possível observar no experimento de Sylla *et al.* (2006) que a maior densidade de ponteiras verticais, considerando o parâmetro temperatura, acelerou a estabilização dos resíduos, o que é mostrado pela Figura 36-d. Os mesmos autores não apresentaram dados quanto ao espaçamento e as dimensões das perfurações de saídas laterais. Para o experimento em Veranópolis, com aeração ativa, considerou-se uma densidade significativa de ponteiras horizontais que conduziram a estabilizações mais rápidas do composto e semelhante ao apresentado por Sylla *et al.* (2006), entretanto com um critério mais claro quanto aos diâmetros de saídas laterais.

A leira experimental com ponteiras horizontais proposta atingiu a temperatura superior a  $70^{\circ}\text{C}$ , diferentemente da leira com o sistema de ponteiras verticais, que atingiu aproximadamente  $50^{\circ}\text{C}$ , confirmando as recomendações de Rasapoor *et al.* (2009) e Riffaldi *et al.* (1992) quanto à melhor eficiência do sistema de aeração com ponteiras horizontais em camadas.

A temperatura nesta faixa é importante para a eliminação de agentes patogênicos. Mesmo com amplitude térmica significativa ou temperaturas ambientes mínimas e máximas, bastante diferentes, não se observou a interferência da temperatura externa no comportamento das temperaturas internas das leiras. Isto mostra um sistema adequado por não ocorrerem perdas significativas de calor e dissipação de ar comprimido para o meio externo.

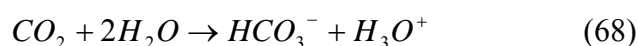
Os pequenos valores encontrados para  $R^2$  na Figura 62B podem confirmar a eficiência superior da leira com ponteiras horizontais proposta em relação à leira com ponteiras verticais, uma vez que ambas as leiras tiveram a mesma disponibilidade de ar por unidade de

massa e, ainda assim, nenhuma correlação. A taxa de aeração utilizada foi de  $0,557 \text{ m}^3 \text{ ar} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  de Matéria Orgânica (MO) e semelhante às vazões utilizadas em experimentos de Rasapoor *et al.* (2009) e Kulcu e Yaldiz (2004).

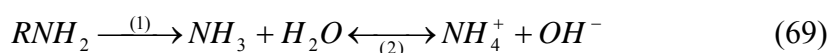
A leira experimental com ponteiros horizontais proposta tende a completar primeiro a queda do  $\text{NH}_4^+$  para a posterior elevação do  $\text{NO}_3^-$ , o que mostra a maior eficiência em relação à leira com ponteiros verticais quanto à estabilização do composto. O  $\text{NH}_4^+$  inicialmente cresce para após decrescer, entretanto, as temperaturas superiores a  $40^\circ\text{C}$  podem ter inibido a atividade microbológica, por isso o tempo de 60 dias para o início da queda. Um menor tempo de detenção de pátio implica em uma maior capacidade de armazenamento por ano, portanto, maior potencial de tratamento dos resíduos agroindustriais.

Para o bagaço da uva da Adubare o pH varia entre 3,5 a 8,5, no início e fim do processo de compostagem, respectivamente, onde se compreende que a maior parte da  $\text{NH}_3$  encontra-se sobe a forma de  $\text{NH}_4^+$ , assim, pode-se verificar que na faixa usual de pH, próxima à neutralidade, a amônia apresenta-se praticamente na forma ionizada, o que levaria a pouca ocorrência de  $\text{NH}_3$  na forma livre.

Caso o resíduo inicialmente possuísse característica tendendo a neutralidade ou alcalina, possivelmente ocorreria o efeito acidificante motivado pela dissociação do  $\text{CO}_2$  produzido pelo metabolismo microbiano (Neto e Mesquita, 1993), conforme a equação 68.



Na fase termofílica Neto e Mesquita (1993) citam que o pH eleva-se de 7,5 a 8,5 pela à metabolização dos organismos termofílicos dos ácidos orgânicos. O desprendimento de bases constituintes das macromoléculas, entretanto, metabolizadas também podem colaborar para este pH agora elevado, bem como a produção de amoníaco a partir da degradação microbiana de proteínas ou bases nitrogenadas que pode ser demonstrado de acordo com a equação 69:



Tal fato pode explicar a elevação do pH na fase termofílica a valores próximos a 8,5 na compostagem da Adubare.

A variação do nitrato para o período estudado foi pouco perceptível. Com uma menor produção de nitrato teve-se a nitrificação reduzida devido uma menor oxidação do nitrogênio



amoniaco a nitrito e nitrato, provavelmente pela observação de apenas 68 dias, compreendendo materiais não estabilizados.

Ao 68º dia do experimento percebem-se valores médios de  $\text{NH}_4^+$  de  $343 \text{ mg.kg}^{-1}$  para a leira experimental com ponteiros horizontais e  $472 \text{ mg.kg}^{-1}$  para a leira com ponteiros verticais, porém, não ocorreu a elevação do  $\text{NO}_3$  a qual manteve-se inferior a  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$ , mostrando que há necessidade de mais tempo de detenção em pátio para a estabilização. Provavelmente, ocorreu a presença de lignina, que reduz a superfície disponível para a atividade enzimática de degradação, portanto fazendo-se necessária a adição de carbono orgânico, segundo Marques (2008).

Uma recomendação seria um estudo mais aprofundado do valor agronômico com uma diversidade de parâmetros para o composto, com ênfase em maximizar a produção do  $\text{NO}_3$  com a taxa ideal de oxigenação e acréscimos de outros elementos para a elevação do carbono orgânico (engaco, serragem, etc). Pela relação entre as médias semanais do  $\text{NH}_4^+$  em relação ao índice térmico, o crescimento das concentrações do  $\text{NH}_4^+$  foram superiores na leira com ponteiros verticais (possivelmente pelo menor arejamento), com isso a mesma foi capaz de imobilizar maiores concentrações de nitrogênio, acrescendo o valor agronômico do substrato, devido à menor perda em forma de amônia ( $\text{NH}_3$ ).

Para a utilização de ponteiros horizontais em camadas na escala real, há de se planejar a continuidade das pesquisas para facilitar a mobilidade das mesmas, a fim de prevenir danos quando do seu manejo. Assim, evitar-se-ão danos pela pá-carregadeira hidráulica na constituição e desmontagem das leiras.

Sugere-se avaliar a quantidade de motores/compressores e a potência dos mesmos, a fim de suprir a necessidade de ar em escala real. Com estas informações obter-se-ia um comparativo da escala real usando o método experimental proposto com ponteiros horizontais em camadas e o método atualmente utilizado com ponteiros verticais. Há de se planejar também o avanço da investigação pela caracterização qualitativa dos resíduos, antes, durante e após a compostagem acelerada com ponteiros horizontais.

O trabalho servirá para aplicações em estudos e sistemas ambientais de aeração para a compostagem acelerada de resíduos sólidos.

#### 4. PUBLICAÇÕES EM REVISTAS CIENTÍFICAS

Conforme a resolução nº 93/2007 da câmara de pós-graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, definiu-se que o modelo apresentado para a Tese de Doutorado será na forma descrita a seguir:

Art. 3º - A publicação de Tese de Doutorado, de Dissertação de Mestrado ou Trabalho de Conclusão de Curso poderá ser na forma de:

- a) Tese, Dissertação tradicional ou Trabalho de Conclusão de Curso;
- b) Tese, Dissertação ou Trabalho de Conclusão de Curso que contenham artigo(s) prontos para submissão a publicação;
- c) Tese, Dissertação ou Trabalho de Conclusão de Curso que contenham artigo(s) já publicado(s);

Parágrafo Único – Nas alternativas (b) e (c) a Tese, Dissertação ou Trabalho de Conclusão de Curso deverá conter, além do(s) artigo(s), os elementos identificatórios normatizados pelo Sistema de Bibliotecas da UFRGS, Introdução ao tema ou problema, contendo descrição geral dos objetivos e uma ampla revisão bibliográfica, bem como Considerações Finais, contendo síntese dos resultados gerais que serviram de base para as conclusões, e mais Referências Bibliográficas pertinentes à Introdução e ao capítulo final, além dos Anexos, sendo todos estes elementos redigidos em Português.

Com isso, há 02 (duas) publicações em revistas científicas que seguem no corpo do texto e intituladas:

- O Aterro da Caturrita em Santa Maria – RS: uma atualização quanto aos potenciais da digestão anaeróbia;
- *Determination of orifice diameter for horizontal pipelines in layers for composing windrows via variation of pressure losses.*

#### **4.1. O Aterro da Caturrita em Santa Maria – RS: uma atualização quanto aos potenciais da digestão anaeróbia**

## O ATERRO DA CATURRITA EM SANTA MARIA – RS: UMA ATUALIZAÇÃO QUANTO AOS POTENCIAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Tiago Luis Gomes\*, Gino Roberto Gehling

Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 91501-970, Porto Alegre - RS, Brasil.

\*E-mail: [tiago.gomes@ufrgs.br](mailto:tiago.gomes@ufrgs.br)

Recebido em 22 de junho de 2009

Aceito em 14 de dezembro de 2009

### RESUMO

As oportunidades do processo de digestão anaeróbia, em aterros sanitários e controlados, são ligadas à formação de biogás através da biodegradação da matéria orgânica em ambiente predominantemente anaeróbio. Com isso, através de um ajuste de capacidade do aterro da Caturrita em Santa Maria-RS, que consiste no produto entre a massa de resíduos (467.929 toneladas) que comporta a célula e o fator de recuperação do gás metano (RF=0,7), sendo o mesmo relacionado, principalmente ao percentual de resíduos domésticos que chegam ao aterro (alto teor de matéria orgânica de fácil degradação), obteve-se um aproveitamento potencial de 327.550 toneladas de resíduos depositados, resultando num aterro com baixa capacidade de produção de biogás. A recuperação total do metano entre 2013 e 2033, considerando um rendimento na captação de gases de 70%, resultou 17.529.657m<sup>3</sup>, através da utilização do método Scholl Canyon. O total da receita estimada para o mesmo período, admitindo uma comercialização conservadora (aterro Bandeirantes em São Paulo que é de € 19,20) de créditos de carbono em € 10,00 por tonelada equivalente de CQ (eCO<sub>2</sub>), e energia elétrica em um valor de € 0,0326/kWh que é referência para o projeto NovaGerar no Rio de Janeiro, seria de € 3.604.650, ou em torno de R\$ 11.030.229, isto é, um faturamento mensal de R\$ 45.960,00.

**Palavras-chave:** metano, biogás, créditos de carbono, geração de energia.

### 1 Introdução

Entre os anos de 2003 e 2005, foram realizadas avaliações quali-quantitativas a respeito dos líquidos percolados no aterro controlado da Caturrita do município de Santa Maria – RS. Estas pesquisas culminaram em publicações em congressos e uma dissertação de mestrado. Devido à significativa demanda de mecanismos de desenvolvimento limpo e de sustentabilidade, atualizou-se a pesquisa, inserindo no contexto os potenciais da digestão anaeróbia para possível exploração.

Através do levantamento de dados do aterro controlado da Caturrita pretendeu-se, com estimativas obtidas por meio de cálculos de geração do metano proveniente dos resíduos, obter a receita estimada devido ao processo da queima do metano - créditos de carbono - e do aproveitamento energético do composto calorífico que é gerado pelo aterro.

Trabalhos semelhantes também foram realizados por McBean et al. [1] e Machado et al. [2], os primeiros encontrando uma produção de metano na ordem de 167 m<sup>3</sup> por tonelada de resíduo em aterro argentino e os segundos em experimentos de laboratório obtiveram geração do metano de 70 m<sup>3</sup> por tonelada de resíduos em aterro brasileiro na Bahia, contudo, os últimos fazem referência que são valores inferiores ao que se encontra na bibliografia, devido provavelmente a alta umidade presente em relação a disponibilidade de matéria orgânica biodegradável.

### 2 Revisão Bibliográfica

#### 2.1 O biogás, suas variáveis e potenciais

Os gases que compõem o biogás são o amoníaco (NH<sub>3</sub>), o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO),

hidrogênio (H<sub>2</sub>), gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), metano (CH<sub>4</sub>), nitrogênio (N<sub>2</sub>) e oxigênio (O<sub>2</sub>), sendo o metano e o dióxido de carbono os principais gases encontrados. O CH<sub>4</sub>, por sua vez é uma importante fonte de energia e, ao mesmo tempo, é um dos gases que contribuem significativamente para o efeito estufa, sendo 21 vezes mais agressivo que o CO<sub>2</sub>. Na Tabela 1, conforme Tchobanoglous *et al.* [3] são mostradas as distribuições percentuais mais comuns em aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU).

De maneira geral a presença de CH<sub>4</sub> deve-se ao percentual de material orgânico de fácil degradação na massa de resíduos. Gomes [4] verificou que em alguns municípios brasileiros, a composição dos RSU gerados é semelhante, devido à presença elevada de matéria orgânica, enquanto em cidades como Davis (EUA) e Osaka (Japão) ocorrem baixos percentuais de matéria orgânica e elevadas gerações de descartáveis. A Tabela 2 apresenta a composição gravimétrica dos RSU em algumas cidades do Brasil e do mundo [5].

O potencial preliminar de produção do biogás segundo o Banco Mundial [6], pode ser estimado através do exemplo da Figura 1, onde é determinado o fator de ajuste a partir do diagrama triangular. Após, o aterro é classificado como seco ou molhado, sendo que no primeiro caso a decomposição será mais lenta e conseqüentemente a geração do biogás mais demorada. Esta classificação é função principalmente da quantidade de chuvas da região. A baixa permeabilidade do material de cobertura, ou ainda, a incidência de precipitação inferior a 635mm por ano, determina um aterro seco.

Tabela 1: Composição do biogás presente em aterros de RSU

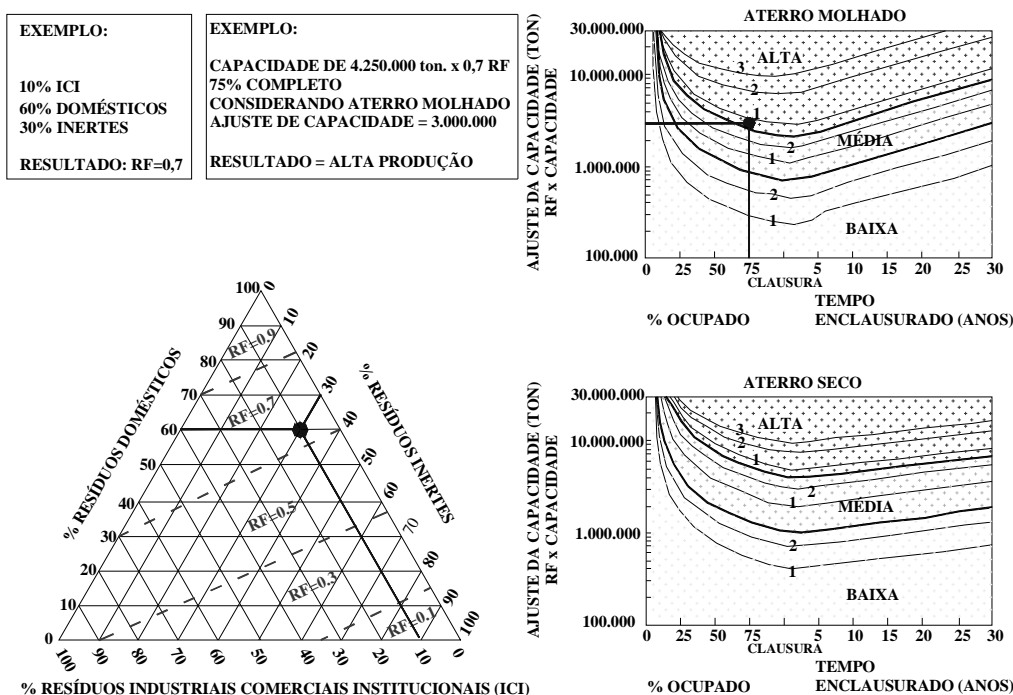
Componentes	Porcentagem (base volume seco)
CH <sub>4</sub>	45 – 60
CO <sub>2</sub>	40 – 60
N <sub>2</sub>	2 – 5
O <sub>2</sub>	0,1 – 1,0
CO	0 – 0,2
NH <sub>3</sub>	0,1 – 1,0
H <sub>2</sub>	0 – 0,2
Sulfetos, disulfetos, mercaptanos, etc.	0 – 1,0
Constituintes em quantidades traço	0,01 – 0,6

Fonte: Tchobanoglous *et al.*, 1994.

Tabela 2: Composição gravimétrica dos RSU

Resíduos (%)	Brasil (1999)	Santa Maria, RS (1999)	Porto Alegre, RS (1994)	São Carlos, SP (1989)	Caxias do Sul, RS (1991)	Davis, EUA (1990)	Osaka, Japão (1989)
<b>Matéria Orgânica</b>	67,0	57,0	58,6	56,7	53,4	6,4	11,7
<b>Papéis</b>	19,8	20,0	21,3	21,3	21,0	41,0	35,7
<b>Plásticos</b>	6,5	8,0	8,4	8,5	8,9	10,7	20,3
<b>Vidros</b>	3,0	2,0	1,3	1,4	2,6	5,8	7,1
<b>Metais</b>	3,7	5,0	4,4	5,4	5,4	7,9	5,3
<b>Outros</b>	-	8,0	6,0	6,7	8,7	28,2	19,9

Fonte: Revista Ciência & Meio Ambiente, 1999.



Fonte: Banco Mundial (2003).

Figura 1: Caracterização preliminar de aterros sanitários para projetos de geração de energia através do biogás, com fator de recuperação do gás "RF" igual a 0,7.

Em trabalho de Brito Filho [7] é elaborado um apanhado de várias referências que podem ser sintetizadas da seguinte forma: na composição dos resíduos, quanto maior o percentual de matéria orgânica de fácil degradação e menor o percentual de inertes, maior será a tendência de geração de biogás; quanto menor a umidade da massa de resíduos menor será a produção; partículas pequenas são propícias para a formação do gás de aterro devido a maior superfície específica, facilitando os mecanismos de degradação; o pH é um parâmetro importante, pois os organismos anaeróbios desenvolvem-se na faixa da neutralidade, isto é, entre 6 e 8; a temperatura é outro fator interveniente, porque deve oscilar numa faixa entre 30 e 60 °C para não limitar a atividade anaeróbia.

Há ainda, outros fatores que podem influenciar a produção do biogás, como a idade dos resíduos, os nutrientes, bactérias, potencial oxidação-redução, densidade da produção gás, compactação dos resíduos, dimensões do aterro (área e profundidade), operação do aterro.

Entre as justificativas para incentivo da utilização do CH<sub>4</sub> de aterros sanitários é que a queima do biogás, drenado do aterro, diminui as conseqüências indesejáveis à atmosfera - aumento do efeito estufa - pela transformação do CH<sub>4</sub> em CO<sub>2</sub> e em água no estado de vapor, além de, segundo Bancor, *apud* Barros e Lemme [8], ter um alto poder calorífico de 5.100 kcal por Nm<sup>3</sup>, maior do que o quilo de lenha (2.500 kcal) e do que o quilo de bagaço de cana (1.750 kcal), sendo superado apenas pelos combustíveis fósseis, como carvão vegetal, óleo diesel, gás natural e óleo combustível.

## 2.2 A estimativa de produção de biogás pelo método Scholl Canyon

Os modelos tornam-se ferramentas úteis para se avaliar as produções de gás de aterro, pois se estima a viabilidade de implantação de unidades que explorem tanto a comercialização de créditos de carbono quanto a geração de energia elétrica proveniente dos resíduos sólidos urbanos.

Entre os modelos existentes na bibliografia e sugeridos por Brito Filho [7] e Ham [9] um dos mais consagrados e aceito pelo Banco Mundial para estimar a vazão de gás de um aterro é o Scholl Canyon. A heterogeneidade dos RSU determina uma série de fatores complexos para a medição real do potencial de biogás que pode ser produzido, embutindo igualmente aos modelos matemáticos erros da mesma ordem, com isso, a importância de utilização dos modelos simplificados, que oferecem vantagens em sua aplicação.

Baseado no critério de que há frações biodegradáveis constantes de primeira ordem por unidade de tempo no aterro, a equação que descreve o modelo é a seguinte:

$$Q_{(CH_4)}i = k.L_0.m_i.e^{-k.t_i}$$

onde:

$Q_{(CH_4)}i$  = CH<sub>4</sub> produzido no ano “i” a partir da seção “i”;

k = Constante da geração de CH<sub>4</sub>;

L<sub>0</sub> = Potencial da geração de CH<sub>4</sub>;

m<sub>i</sub> = Massa de resíduo despejada no ano “i”;

t<sub>i</sub> = tempo em anos após o fechamento do aterro.

A aplicação do modelo requer conhecimento das características do aterro para que não ocorra distorção dos resultados. O emprego deste instrumento por instituições que elaboram projetos para agências financiadoras é corriqueiro nos países da América Latina e Caribe. Na Tabela 3 são apresentados os valores de “k” recomendados, em função da precipitação.

Para os valores de “L<sub>0</sub>”, que são estimados com base no conteúdo de carbono dos resíduos, segundo o Banco Mundial [6], recomenda-se utilizar o valor de 170m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> por tonelada de resíduo (a favor da segurança de projeto), alterando estes status quando houver conhecimento pleno das entradas de inertes e relativamente inertes. Na Tabela 4 são mostrados os valores de “L<sub>0</sub>” sugeridos.

## 2.3 O potencial da comercialização de créditos de carbono e recuperação de energia

Com a intenção de implantar um modelo de aterro sanitário no Brasil, foi elaborado o Projeto NovaGerar [10], pela companhia S.A. Paulista. Segundo Barros e Lemme [8], o projeto contempla o aterro de Marambaia e o de Adrianópolis, situados no município de Nova Iguaçu – RJ. O primeiro é um lixão com etapas definidas para sua recuperação. O segundo é um aterro sanitário moderno com potenciais energéticos superiores ao de Marambaia.

O acordo inicial estimava a venda de 2,5 milhões de toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub> entre os anos de 2004 e 2012, perfazendo € 8,5 milhões em certificados de redução de emissões, através da energia contida no biogás ou da sua queima controlada. O negócio é amparado num contrato que previa um valor de € 3,35 por tonelada equivalente de CO<sub>2</sub> no início da operação, contudo atualmente está majorado no mercado internacional.

Semelhante ao município de Nova Iguaçu, em Setembro de 2008, a prefeitura de São Paulo [11] realizou leilão público para comercialização das reduções de crédito de carbono dos aterros Bandeirantes e São João. O valor final de venda situou-se em € 19,20 por crédito de carbono, em leilão vencido pela Mercuria Energy Trading de Genebra (Suíça).

Barros e Lemme [8], apresentaram dados específicos a respeito dos valores projetados para os aterros de Marambaia e Adrianópolis. Considerando os € 3,35 por crédito de carbono, devido à queima de 7.914.603 toneladas do CH<sub>4</sub>, a arrecadação total com os créditos de carbono seria de € 26.513.920 até 2022. Já os custos estimados estariam na

ordem de € 15.741.444 para o mesmo período, considerando a implantação, operação e recuperação dos aterros sanitários de Marambaia e Adrianópolis.

Brito Filho [7], faz referência à recuperação dos gases em instalações pequenas (até 5 MW), onde é comum utilizar motores de combustão interna que usam combustíveis ou turbinas de gás. Em motores tipo êmbolo, é necessário processar o gás de aterro para separar toda a umidade possível, de forma que sejam minimizados os danos para as cabeças dos

cilindros. Se o gás contiver H<sub>2</sub>S, a temperatura de combustão deve ser controlada cuidadosamente a fim de evitar problemas de corrosão, passando o gás de aterro através de uma depuradora que contenha limalha de ferro. Na Tabela 5 é possível verificar o custo comparativo entre tecnologias de recuperação de biogás para a transformação de energia

Tabela 3: Valores de “k”

Precipitação Anual	Valores de k		
	Relativamente Inerte	Moderadamente Degradável	Altamente Degradável
<250 mm	0,01	0,02	0,03
>250 e <500 mm	0,01	0,03	0,05
>500 e <1000 mm	0,02	0,05	0,08
> 1000 mm	0,02	0,06	0,09

Fonte: adaptado de Banco mundial (2003).

Tabela 4: Valores de “L<sub>0</sub>”

Categoria do Resíduo	L <sub>0</sub> mínimo (m <sup>3</sup> /t)	L <sub>0</sub> máximo (m <sup>3</sup> /t)
Resíduo relativamente inerte	5	25
Resíduo moderadamente degradável	140	200
Resíduo altamente degradável	225	300

Fonte: adaptado de Banco mundial (2003).

Tabela 5: Custo comparativo entre diferentes sistemas de recuperação de biogás

Tecnologia/Uso	Custo Capital (\$/kW)	Custo de operação e manutenção (\$/kWh)
Máquina de combustão interna/Geração elétrica	900 a 1200	0,013 a 0,020
Turbina a gás/Geração elétrica	1000 a 1500	0,01 a 0,015
Turbina a vapor/Geração elétrica	900*	0,001*
Aquecedor/Calor direto	1000 a 1500	0,005 a 0,018
Classificação orgânica/Recuperação calorífica	1000 a 1500	0,005
Célula de combustível/Geração elétrica	+3000**	ND***

Fonte: adaptado de Brito Filho (2005).

\*dólares de 1993. \*\*dólares de 1995 - dólares, usando tecnologia de 1995. \*\*\*Não disponível

As temperaturas de combustão, para recuperação do gás de aterro e conversão em energia também são importantes, uma vez que ocorra a presença de carbonos orgânicos voláteis que podem contaminar o ar. As instalações modernas são aptas a operar com incineração dos gases em 815°C durante um tempo de residência entre 0,3 e 0,5 segundos.

Em trabalho de Brito Filho [7], são apresentadas características de aproveitamento do biogás para geração de energia, onde os motores de combustão interna são mais econômicos, permitindo produzir de 1 a 3 MWh com o suprimento de biogás. Acima deste valor, as turbinas a gás são mais interessantes do ponto de vista financeiro, contudo apresentam perdas na ordem de 17% quando subalimentadas. Como mostrado na Tabela 5, os motores de combustão interna são competitivos financeiramente. Além disso, são eficientes

apresentando alto grau de padronização e facilidade de transporte para outro aterro. Quanto às desvantagens, pode-se citar a emissão de óxidos de nitrogênio (NOx).

#### 2.4 Área em estudo: o aterro em Santa Maria – RS

O Aterro Controlado da Caturrita insere-se no contexto da sub-bacia hidrográfica do Arroio Ferreira, fazendo parte do município de Santa Maria – RS. O local onde está instalado o aterro, encontra-se posicionado entre as coordenadas 29°39'43" de latitude Sul e 53°52'30" de longitude Oeste do meridiano de Greenwich, com cotas altimétricas entre 76 e 98m, segundo a empresa TOPOGRAPHIA & PLANEJAMENTO RURAL S/C LTDA [12]. Esta área está situada no Bairro Caturrita, aproximadamente 7 km do centro

da cidade de Santa Maria - RS. O aterro controlado possui 374.435,72 m<sup>2</sup> e sua área recente de disposição final de resíduos sólidos urbanos corresponde a 37.429 m<sup>2</sup>. Esta última está representada na Figura 2, onde foi realizado um balanço hídrico em trabalho anterior. Contudo no presente trabalho o objetivo é avaliar, na mesma área, os potenciais de geração de biogás.

Conforme dados da Secretaria Municipal de Gestão Ambiental de Santa Maria [13], a área de disposição de RSU foi utilizada durante aproximadamente 24 anos e recentemente enclausurada. Inicialmente, a Prefeitura Municipal operava o sistema de coleta e disposição dos resíduos com ausência de técnicas de engenharia para seu tratamento. Nos últimos anos o serviço foi terceirizado, culminado em melhores técnicas de tratamento e disposição final, entretanto insuficientes para transformar o local em um Aterro Sanitário. Nos últimos anos de operação, o aterro recebia cerca de 150 t/dia de RSU.

Nos aspectos climáticos, trata-se de uma região subtropical de chuvas durante quase todo o ano. Os dados de precipitação entre 1970 e 2004 e cedidos pela Fepagro-RS [14] são apresentados na Tabela 6.

### 3 Materiais e Métodos

#### 3.1 O potencial preliminar da produção de biogás do aterro da Caturrita

Ainda que a operação do aterro venha desde a década de 80, na época em que a área era um lixão, o potencial preliminar do biogás foi obtido a partir da quantidade de resíduos que foram dispostos entre 1998 e 2008 na sua última célula. Segundo dados da prefeitura municipal de Santa Maria [13], os RSU totalizaram 467.929 toneladas, conforme mostrado na Tabela 7.

Tabela 6: Precipitação para o Município de Santa Maria - RS

Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Médias	Totais
Precipitação 1970 – 2004	145	123	142	149	120	143	148	117	133	153	127	125	135,3	1.623

Fonte: adaptado de Gomes, 2005.

Tabela 7: Estimativa populacional e de geração de RSU para o município de Santa Maria-RS

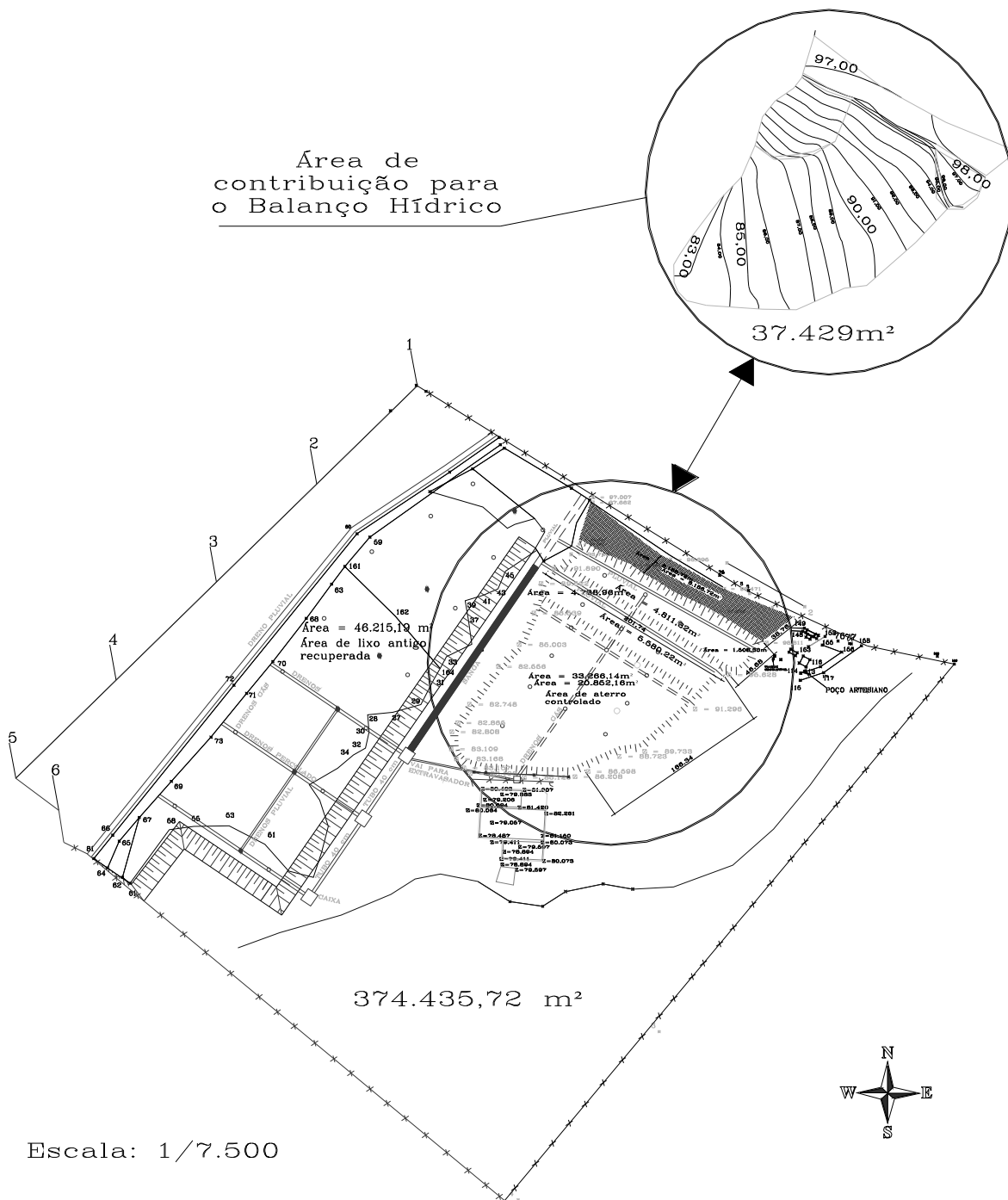
Ano	População	RSU (t/d)	RSU (t/ano)
2008	265.939	155	49.064
2007	263.203	153	48.559
2006	260.467	152	48.055
2005	257.732	150	47.550
2004	254.996	148	47.045
2003	252.260	147	46.541
2002	249.525	145	46.036
2001	246.789	144	45.531
2000	244.053	142	45.026
1999	241.318	140	44.522
<b>Total Estimado de Resíduos Sólidos Urbanos (toneladas)</b>			<b>467.929</b>

#### 3.2 A Estimativa de Produção de biogás no aterro da Caturrita pelo método Scholl Canyon

As referências do Banco Mundial [6], Brito Filho [7] e Ham [9], McBean *et al.* [1] e Machado *et al.* [2], utilizaram o modelo Scholl Canyon para a obtenção da estimativa de geração do biogás e descrevem que é um dos métodos mais aceitos em projetos de mecanismos de desenvolvimento limpo

pela sua praticidade e facilidade na utilização. Portanto, definiu-se este para simular a produção de metano no aterro da Caturrita em Santa Maria – RS, onde foram definidos alguns parâmetros de entrada de maneira conservadora, e recomendados conforme os autores. A Tabela 8 mostra os parâmetros utilizados no modelo.





Fonte: Topographia & Planejamento Rural S/C Ltda, 1999.

Figura 2: Planta baixa do Aterro da Caturrita com sua área total e recente de disposição final de RSU.

Tabela 8: Parâmetros considerados para estimar a produção e recuperação do biogás no aterro da Caturrita em Santa Maria –RS.

Modelo Scholl Canyon	
Parâmetros de Entrada	Aterro da Caturrita
Quantidade de Resíduos 1999-2008 (t)	467.929
Constante da geração de CH <sub>4</sub> (ano <sup>-1</sup> )	0,05
Potencial de geração do CH <sub>4</sub> (m <sup>3</sup> /t)	170
Ano de abertura da célula do aterro	1999
Ano de encerramento da célula do aterro	2008
Fator de recuperação do biogás assumido (%)	70

A constante e o potencial de geração do CH<sub>4</sub> foram definidos, conforme recomendações do Banco Mundial [6] e Ham [9], por se tratarem de coeficientes a favor da segurança de projeto em relação à viabilidade técnico-financeira. De forma semelhante ocorre com o fator de recuperação do biogás, onde se houvesse uma consideração de 50% seria demasiadamente conservadora, enquanto 70%, segundo Banco Mundial [6] e Ham [9], é plenamente alcançável.

Com a definição dos coeficientes da Tabela 8, é possível modelar a produção e a recuperação estimada para o CH<sub>4</sub>, baseando-se na equação que descreve o modelo Scholl Canyon.

$$Q_{(CH_4)_i} = k \cdot L_0 \cdot m_i \cdot e^{-k \cdot t_i}$$

onde:

$Q_{(CH_4)_i}$  = CH<sub>4</sub> produzido no ano “i”;

k = Constante da geração de CH<sub>4</sub>;

L<sub>0</sub> = Potencial da geração de CH<sub>4</sub>;

m<sub>i</sub> = Massa de resíduo despejada no ano “i”; e

t<sub>i</sub> = tempo em anos após o fechamento do aterro.

### 3.3 A comercialização de créditos de carbono e recuperação de energia

Com base na experiência de projetos elaborados para o Banco Mundial [6], avaliou-se o potencial existente na demanda por créditos de carbono no mercado internacional e na exploração da geração de energia a partir dos RSU do aterro.

Para o potencial de comercialização dos créditos de carbono, calculou-se os equivalentes de CO<sub>2</sub>, a partir da densidade de 0,72 kg/m<sup>3</sup> do CH<sub>4</sub>, multiplicando a mesma pelo volume disponível de CH<sub>4</sub> num ano (m<sup>3</sup>/ano) e por 21 que é a quantidade de vezes que o CH<sub>4</sub> é mais poluidor do que o CO<sub>2</sub>. Considerando ainda os anos de operação do sistema entre 2013 e 2033, onde a unidade obtida em quilogramas deve ser expressa em toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub>, que equivale a um crédito de carbono.

Para obter o potencial elétrico, a metodologia utilizada foi o equacionamento do produto entre vazão do CH<sub>4</sub> recuperado em m<sup>3</sup>/dia, pelo poder calorífico inferior do biogás

em kcal/m<sup>3</sup>, pelo percentual de rendimento elétrico da tecnologia em %, parâmetros expressados na equação a seguir:

$$PE = Q_{\text{biogás}} \times PCI_{\text{biogás}} \times \eta_{\text{gerador}} \times 4,1868 / 86.400$$

Os coeficientes da equação são fatores de conversão de unidades para que o potencial elétrico “PE” seja expresso em quilowatts “kW”.

## 4 Resultados e Discussões

### 4.1 Os resultados do potencial preliminar da produção de biogás do aterro da Caturrita

Sabe-se que entre 1999 e 2008, como apresentado na Tabela 7, produziu-se em Santa Maria – RS aproximadamente 467.929 toneladas de RSU. Logo, o potencial preliminar de produção do biogás no aterro da Caturrita pode ser estimado, inicialmente, seguindo os passos identificados na Figura 1, recomendada pelo Banco Mundial.

Então, conforme a Tabela 2, verificou-se a composição gravimétrica dos RSU, sendo que 57% dos mesmos eram constituídos de matéria orgânica facilmente degradável, sendo classificado como resíduo doméstico. Portanto os percentuais de inertes e resíduos industriais comerciais e institucionais constituem os restantes 43%. Com isso, subentende-se que o fator de ajuste “RF” será de 0,7, devido a uma improvável combinação aproximada de 0% de ICI 43% de inertes, ou vice-versa, que remeteria a um RF = 0,5.

Como a região de Santa Maria recebe uma incidência média de 1.623 mm de precipitação por ano, como mostrado na Tabela 6, o aterro da Caturrita será considerado molhado. Em seguida, a capacidade estimada do aterro de 467.929 toneladas, calculada na Tabela 7, é multiplicada pelo fator RF=0,7, obtendo um ajuste de capacidade de 327.550 toneladas.

### 4.2 Os resultados da estimativa de produção de biogás no aterro da Caturrita pelo método Scholl Canyon

A Tabela 9, mostra a produção e a recuperação estimada para o CH<sub>4</sub> entre os anos de 1999 e 2043, baseando-se na equação que descreve o modelo Scholl Canyon.

De posse dos resultados da Tabela 9, é possível construir o gráfico da produção anual de CH<sub>4</sub> da Figura 3,

considerando um possível aproveitamento energético a partir de 2013.

Tabela 9: Aplicação do modelo *Scholl Canyon* para a produção e recuperação do CH<sub>4</sub> no aterro da Caturrita em Santa Maria - RS

Ano	RSU acumulado (t/ano)	Q CH <sub>4</sub> (m <sup>3</sup> /ano)	Recuperação CH <sub>4</sub> 70% (m <sup>3</sup> /ano)	Ano	RSU acumulado (t/ano)	Q CH <sub>4</sub> (m <sup>3</sup> /ano)	Recuperação CH <sub>4</sub> 70% (m <sup>3</sup> /ano)
1999	44522	359.978	251.985	2022	467929	1.197.970	838.579
2000	89548	688.725	482.108	2023	467929	1.139.544	797.681
2001	135079	988.243	691.770	2024	467929	1.083.968	758.777
2002	181115	1.260.419	882.293	2025	467929	1.031.102	721.771
2003	227656	1.507.037	1.054.926	2026	467929	980.815	686.570
2004	274701	1.729.780	1.210.846	2027	467929	932.980	653.086
2005	322251	1.930.235	1.351.164	2028	467929	887.478	621.234
2006	370306	2.109.899	1.476.929	2029	467929	844.195	590.936
2007	418865	2.270.182	1.589.127	2030	467929	803.023	562.116
2008	467929	2.412.414	1.688.690	2031	467929	763.859	534.701
2009	467929	2.294.760	1.606.332	2032	467929	726.605	508.624
2010	467929	2.182.843	1.527.990	2033	467929	691.168	483.818
2011	467929	2.076.384	1.453.469	2034	467929	657.460	460.222
2012	467929	1.975.118	1.382.583	2035	467929	625.395	437.776
2013	467929	1.878.790	1.315.153	2036	467929	594.894	416.426
2014	467929	1.787.161	1.251.012	2037	467929	565.881	396.117
2015	467929	1.700.000	1.190.000	2038	467929	538.282	376.798
2016	467929	1.617.090	1.131.963	2039	467929	512.030	358.421
2017	467929	1.538.223	1.076.756	2040	467929	487.058	340.941
2018	467929	1.463.203	1.024.242	2041	467929	463.304	324.313
2019	467929	1.391.842	974.289	2042	467929	440.708	308.496
2020	467929	1.323.961	926.773	2043	467929	419.215	293.450
2021	467929	1.259.391	881.574	-	-	-	-

Com isso, considerando um aproveitamento energético de 20 anos, iniciando em 2013 e encerrando as atividades em 2033, o aterro disponibilizaria, segundo a curva de recuperação de 70% para o CH<sub>4</sub>, os valores apresentados na Tabela 10.

A recuperação total do CH<sub>4</sub> entre 2013 e 2033, considerando uma disponibilidade de 70%, resultou em 17.529.657 m<sup>3</sup>.

4.3 Os resultados quanto ao potencial de comercialização dos créditos de carbono e recuperação de energia para o aterro da Caturrita

Na Tabela 11, podem ser verificados os equivalentes de CO<sub>2</sub> que deixariam de ser emitidos com a queima do CH<sub>4</sub> entre 2013 e 2033, juntamente com a receita estimada para cada ano.

Como em leilão público, em setembro de 2008, a prefeitura de São Paulo [11], obteve € 19,20 por crédito de carbono deixado de emitir a atmosfera nos aterros Bandeirantes e São João. Portanto é conveniente estimar um valor de € 10,00 por tonelada equivalente de CO<sub>2</sub> para o aterro

da Caturrita, o que poderia gerar uma receita em 20 anos de € 2.650.484 que equivale em Janeiro de 2009 a R\$ 8.110.481.

Quanto a recuperação da energia, considerou-se o poder calorífico inferior de 5100 kcal/Nm<sup>3</sup>, conforme estudos de Bancor *apud* Barros e Lemme [8], com rendimento elétrico de 30%, valor este usado para motores de combustão interna em Costa [15]. O potencial elétrico em kW pode ser visto na Tabela 12.

A receita total estimada em 20 anos, considerando a utilização de 8 motores de combustão interna de 30 kW, tarifa mínima ao consumidor de € 0,0326/kWh (valor admitido no Projeto NovaGerar [10], como US\$ 0,043/kWh e convertido a Euros), conforme a tabela anterior, situaria-se em € 954.166, equivalente a R\$ 2.919.747, conforme cotação do Euro para Real em janeiro de 2009.

O total de receita estimada entre 2013 e 2033, admitindo a comercialização de créditos de carbono e energia elétrica, seria de € 3.604.650, ou R\$ 11.030.229, isto é, um faturamento mensal de R\$ 45.960,00.

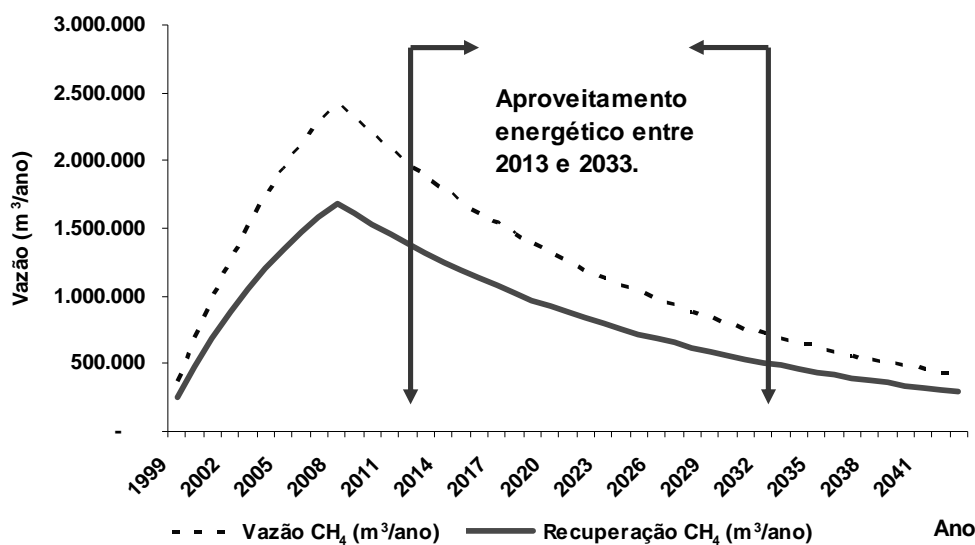


Figura 3: Curva teórica e presumida para geração do CH<sub>4</sub> no aterro da Caturrita

Tabela 10: Estimativa de recuperação do CH<sub>4</sub> para o aterro da caturrita

	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
<b>CH<sub>4</sub> disponível (m<sup>3</sup>/ano)</b>	834.746	256.612	483.818	1.315.153

Tabela 11: Estimativa de geração de créditos de carbono e receita para o aterro da Caturrita

Ano	Equivalente de CO <sub>2</sub> (eCO <sub>2</sub> - t/ano)	Receita estimada com Créditos de Carbono (€/ano)
2013	19.885	198.851
2014	18.915	189.153
2015	17.993	179.928
2016	17.115	171.153
2017	16.281	162.806
2018	15.487	154.865
2019	14.731	147.313
2020	14.013	140.128
2021	13.329	133.294
2022	12.679	126.793
2023	12.061	120.609
2024	11.473	114.727
2025	10.913	109.132
2026	10.381	103.809
2027	9.875	98.747
2028	9.393	93.931
2029	8.935	89.350
2030	8.499	84.992
2031	8.085	80.847
2032	7.690	76.904
2033	7.315	73.153

Tabela 12: Potencial elétrico e a receita, estimados para a exploração no aterro da Caturrita.

Ano	PE (kW)	Receita estimada com 8 motores de combustão interna (€/ano)
2013	267	57.117
2014	254	57.117
2015	242	57.117
2016	230	57.117
2017	219	57.117
2018	208	57.117
2019	198	56.519
2020	188	53.762
2021	179	51.140
2022	170	48.646
2023	162	46.274
2024	154	44.017
2025	147	41.870
2026	139	39.828
2027	133	37.886
2028	126	36.038
2029	120	34.280
2030	114	32.609
2031	109	31.018
2032	103	29.505
2033	98	28.066

## 5 Conclusões

O potencial preliminar, da última célula enclausurada do aterro da Caturrita em Santa Maria – RS, apresentou um ajuste de capacidade de 327.550 toneladas, resultando num aterro com baixa capacidade de produção de biogás, contudo, previsível, visto que a disposição diária encontrou-se em torno de 150 toneladas de RSU.

O modelo Scholl Canyon é extensamente utilizado para projetos de mecanismos de desenvolvimento limpo na América Latina e Caribe e recomendável devido a facilidade de obtenção dos dados. Através do mesmo, calculou-se a curva teórica presumida, onde se estimou a vazão com o uso de variáveis conservadoras  $k = 0,05$  e  $L_0 = 170 \text{ m}^3$  e recomendadas pelo Banco Mundial [6] e utilizadas por outros autores como Brito Filho [7], Ham [9], McBean et al. [1] e Machado et al. [2]. A recuperação energética do  $\text{CH}_4$  foi de 70%, valor considerado plenamente atingível. Com estas estimativas conservadoras, as vazões presumidas de  $\text{CH}_4$  oferecem boas perspectivas para avaliações e dimensionamentos.

Quanto aos resultados estimados, do potencial de comercialização de créditos de carbono e de geração de energia elétrica, entre 2013 e 2033, os primeiros mostram que se poderia deixar de emitir à atmosfera no aterro da Caturrita 265.048 toneladas equivalentes de carbono, resultando em

aproximadamente R\$ 8.110.481 de receita, caso o valor do crédito estivesse na casa dos € 10,00 a tonelada equivalente de  $\text{CO}_2$ .

Para a estimativa de geração de energia elétrica, significaria uma receita de R\$ 2.919.747 para o mesmo período anterior, com utilização de 8 motores de combustão interna de 30kW, cobrando uma tarifa mínima de US\$ 0,043/kWh, equivalente a aproximadamente R\$ 0,10/kWh em janeiro de 2009, valor este praticado no mercado internacional e citado no Projeto NovaGerar [10]. Cabe ressaltar que a potência real demandada para a rede de distribuição, pelos motores de combustão interna, está na ordem de 25kW, isto é, há uma perda em torno de 17%, no entanto, a mesma foi respeitada no cálculo da receita da energia.

No ápice do funcionamento da usina, a energia elétrica demandada poderia suprir a necessidade estimada de 1300 residências com consumo de 150kWh e após 20 anos, 478 residências.

Em função dos custos, os motores de combustão interna são os que se mostram mais viáveis para pequenas instalações. Contudo, as microturbinas são menos poluidoras quanto aos  $\text{NO}_x$ , como descrito por Costa [15]. A utilização de microturbinas será avaliada num próximo trabalho, que se encontra em elaboração, onde serão estimados os seguintes custos: projeto, instalação, captação e transformação do biogás, operação e manutenção do sistema, interconexão com

a rede elétrica para distribuição, impostos, percentuais destinados à municipalidade e taxa do Banco Mundial.

Após os estudos acima referidos, ter-se-ia a resposta para viabilidade financeira da possível instalação, através da subtração entre as receitas e despesas.

### Agradecimentos

Ao CNPq por contribuir à pesquisa, concedendo bolsa de doutorado, e a PROPESQ-UFRGS pela concessão de bolsa de iniciação científica para a aluna do curso de Engenharia Civil Cinthia Carolina da Costa Seidler.

### THE CATURRITA LANDFILL IN SANTA MARIA - RS: AN ATUALIZATION DUE TO THE POTENTIALS OF ANAEROBIC DIGESTION

**ABSTRACT:** The anaerobic digestion process opportunities, about sanitary and controlled landfills, are related to a biogas formation process through the biodegradation of organic substances in a predominantly anaerobic environment. Thus, through capacity adjustment of the Caturrita's landfill in Santa Maria-RS reached an exploitation potential of 327,550 tons of deposited residues, resulting in a landfill, which has a low biogas production capacity. The methane recovered between 2013 and 2033, considering an availability of 70%, came to be 17,529,657m<sup>3</sup>. Admitting the carbon credits and electric energy commercialization, during the same period, the esteemed revenue would result in € 3,604,650, or amount around R\$ 11,030,229, that is, a monthly profits of R\$ 45,960.00.

**Keywords:** methane, biogas, carbon credits, energy generation.

### Referências

- [1] MCBEAN, E.A.; SYED-RITCHIE, S.; ROVERS, F.A.; Waste Management, vol. 27, p.1783-1791, 2007.
- [2] MACHADO, S.L.; CARVALHO, M.F.; GOURC, J.P.; VILAR, O.M.; NASCIMENTO, J.C.F.; Waste Management, vol. 29, p.153-161, 2009.
- [3] TCHOBANOGLIOUS, G., THESSEN, H., VIGIL, S. A. *Composicion y Caracteristicas, Generacion, Movimiento y Control de los Gases de Vertedero*. Gestion Integral de Resíduos Sólidos, 1994, v. 1, capítulo 11.4, Mc Graw Hill.
- [4] GOMES, T. L. *Avaliação Quali-Quantitativa do Percolado Gerado no Aterro Controlado de Santa Maria - RS*. 2005. 94f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS, 2005.
- [5] PEREIRA NETO, J.T. Revista Ciência e Meio Ambiente, vol 1, n.1, p. 41-52, 1999.
- [6] BANCO MUNDIAL. *Manual para a Preparação de Gás de Aterro Sanitário para Projetos de Energia na América Latina e Caribe*. Setembro de 2003. Disponível em: <[http://www.bancomundial.org.ar/lfg/gas\\_access\\_008\\_po.htm](http://www.bancomundial.org.ar/lfg/gas_access_008_po.htm)>. Acesso em 29 out. 2008.

[7] BRITO FILHO, L. F. de. *Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*. 2005. 222p. Dissertação (Mestrado de Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ, 2005.

[8] BARROS, D. D. de; LEMME, C.F. *Avaliação da Viabilidade Financeira de Projetos de Aterros Sanitários no Brasil, no Âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, do Protocolo de Quioto: O Caso do Projeto NovaGerar*. In: IX ENGEMA – ENCONTRO NACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE – Anais..., Curitiba, 19 a 21, Novembro de 2007.

[9] HAM, R. K.; BARLAZ, M. A. *Measurement and Prediction of Landfill Gas Quality and Quantity in Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. ed. Thomas H. Chistensen, Raffaello Cossu, and Rainer Stegmann (Academic Press, New York, 1989) p.155-158

[10] NOVAGERAR. *Projeto NovaGerar de conversão de gases de aterro em energia dentro do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)*. 13 de outubro de 2004. Disponível em <[http://www.bayer.com.br/byee/home.nsf/04bbd938b0f97149c1256ac500564711/83256e850068df8283256f2e003d38c8/\\$FILE/projeto%20Pablo%20Fernaandez.pdf](http://www.bayer.com.br/byee/home.nsf/04bbd938b0f97149c1256ac500564711/83256e850068df8283256f2e003d38c8/$FILE/projeto%20Pablo%20Fernaandez.pdf)>. Acesso em: 17 out 2008.

[11] SECRETARIA MUNICIPAL DE FINANÇAS. *Prefeitura arrecada R\$ 37 milhões no 2º Leilão de Créditos de Carbono*. Prefeitura Municipal de São Paulo, São Paulo, 26 set. 2008. Disponível em: <<http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/financas/noticias/?p=5293>>. Acesso em: 5 dez. 2008.

[12] TOPOGRAPHIA & PLANEJAMENTO RURAL S/C LTDA. *Levantamento Topográfico Plani-Altimétrico do Aterro da Caturrita, elaborado para a Prefeitura Municipal de Santa Maria/RS – 1999*.

[13] PREFEITURA MUNICIPAL DE SANTA MARIA. *Projeto Executivo de Aterro Controlado para Resíduos Sólidos Domésticos – Elaborado por PRT – Prestação de Serviços Ltda, Janeiro de 2003*.

[14] FEPAGRO FLORESTAS. Unidade de Apoio, Fundação Estadual de Pesquisas Agropecuárias (Santa Maria, RS). Roberto Trevisan. Medidor pluviográfico de superfície convencional. Dados de precipitação entre os anos de 1970 e 2004.

[15] COSTA, D. F. da. *Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás do Tratamento de Esgotos*. 2006. 194f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 2006.

***4.2. Determination of orifice diameter for horizontal pipelines in layers for composing windrows via variation of pressure losses***



## International Journal of Environmental Studies

Publication details, including instructions for authors and subscription information:

<http://www.tandfonline.com/loi/genv20>

### Determination of orifice diameter for horizontal pipelines in layers for composing windrows via variation of pressure losses

Tiago Luis Gomes<sup>a</sup> & Gino Roberto Gehling<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Institute of Hydraulic Research, Federal University of Rio Grande do Sul, Avenue Bento Gonçalves, 9500, CEP 91501-970, Caixa Postal 15029, Porto Alegre, RS, Brazil

Version of record first published: 14 May 2012.

To cite this article: Tiago Luis Gomes & Gino Roberto Gehling (2012): Determination of orifice diameter for horizontal pipelines in layers for composing windrows via variation of pressure losses, *International Journal of Environmental Studies*, 69:5, 757-769

To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/00207233.2012.684443>

PLEASE SCROLL DOWN FOR ARTICLE

Full terms and conditions of use: <http://www.tandfonline.com/page/terms-and-conditions>

This article may be used for research, teaching, and private study purposes. Any substantial or systematic reproduction, redistribution, reselling, loan, sub-licensing, systematic supply, or distribution in any form to anyone is expressly forbidden.

The publisher does not give any warranty express or implied or make any representation that the contents will be complete or accurate or up to date. The accuracy of any instructions, formulae, and drug doses should be independently verified with primary sources. The publisher shall not be liable for any loss, actions, claims, proceedings, demand, or costs or damages whatsoever or howsoever caused arising directly or indirectly in connection with or arising out of the use of this material.



# Determination of orifice diameter for horizontal pipelines in layers for composting windrows via variation of pressure losses

TIAGO LUIS GOMES\* AND GINO ROBERTO GEHLING

Institute of Hydraulic Research, Federal University of Rio Grande do Sul, Avenue Bento Gonçalves, 9500, CEP 91501-970, Caixa Postal 15029, Porto Alegre, RS, Brazil

Compressed air plays an important role in forced aeration composting systems; the lateral outlet orifices on the main pipeline must be properly sized to maintain a pressure drop of less than 5% at the output of each orifice. Organic matter (OM) was aerated at a rate of  $0.557 \text{ m}^3 \text{ air} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$ , as determined by dry weight (DW), and the internal temperature and humidity of the windrows were monitored. The calculated variation of the pressure loss for the pipelines in the experimental windrow was between 1.53% and 2.56% at a maximum internal temperature of  $70.8^\circ\text{C}$ , unlike the conventional windrow, which reached a maximum temperature of  $47.1^\circ\text{C}$ . In both systems, the humidity was greater than 50%. The cost per metre for commercial scale implementation is equivalent to US\$21.22, considering the use of alternative materials with the necessary mechanical and thermal resistance values.

*Keywords:* Orifice diameter; Composting; Pressure loss; Temperature

## Introduction

Compressed air is a power source with diverse applications that include air tools, air motors, control systems, control, regulation, measurement instrumentation and process automation [1–4].

Macintyre [1] indicates the advantages for using compressed air, which does not require insulation against heat loss through the system and does not present risks of fire or explosion. Moreover, compressed air is used in a flexible, compact, and efficient manner. These characteristics have led to compressed air use on ever-increasing scales. For secondary compressed air lines as long as 10 m, losses are not considered because they are negligible for such short runs.

An important parameter influencing the final quality of the compost and the sizing of the systems is the aeration rate. A study by Basnayake [5] showed that the use of average aeration levels between  $0.56$  and  $1.58 \text{ m}^3 \text{ air} \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  of volatile solids (VS) achieved maximum temperature in four days. Bidone and Povinelli [6] reported similar results for aeration rates between  $0.3$  and  $0.6 \text{ m}^3 \text{ air} \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  VS, as did Rasapoor *et al.* [7] for levels of  $0.9 \text{ m}^3 \text{ air} \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  organic matter (OM). Kulcu and Yaldiz [8] used mathematical

---

\*Corresponding address. Email: tiago.gomes@ufrgs.br or tgomes@unisc.br

models with rates of  $0.40 \text{ m}^3 \text{ air}\cdot\text{day}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$  OM. Keener *et al.* [9] used a rate of 0.3 and  $0.9 \text{ m}^3 \text{ air}\cdot\text{day}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$  OM, and Vining [10] used a rate of  $0.69 \text{ air}\cdot\text{day}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$  OM. Such rates led to satisfactory results for solid organic waste composting.

Therefore, the main measurement for the verification of efficiency and comparison of the experimental horizontal aeration system with a conventional vertical aeration system is the temperature. In a study by Rasapoor *et al.* [7], the temperature reached a maximum value of  $74^\circ\text{C}$ . In Cegarra *et al.* [11], a temperature of  $55^\circ\text{C}$  was achieved with a five-minute cycle of forced aeration every 20 minutes. Riffaldi *et al.* [12] suggested that the composting temperature should reach a value of  $65^\circ\text{C}$  or greater at greater than 40% humidity for at least six days (or two periods of three consecutive days) to ensure the removal of pathogenic organisms and the inactivation of weed seeds. In experiments with municipal solid waste, Basnayake [5] recommended the following durations for a series of temperatures: two to three weeks at  $55^\circ\text{C}$ , one week at  $65^\circ\text{C}$ , or one day to a few hours at  $70^\circ\text{C}$ .

Because of the need for proper sizing of the pipelines in aeration composting systems, the present study aimed at appropriate treatment and disposal of waste (composting), to show an efficiently sanitary function and an efficient use of energy by determining the diameter of the lateral orifices on horizontal pipes. This determination was performed by varying the pressure loss and comparing the system efficiency to that of the conventional method (with vertical aeration lines) by monitoring the internal temperatures of the windrows and estimating the cost of full-scale deployment. The results can be used for applications in environmental studies of the aeration systems for accelerated composting of solid waste. Even better, they can be applied in actual composting work in the agricultural industry.

## Material and methods

### *Input parameters*

Residue of agro-industrial origin (specifically, viniculture waste) was used to test the aeration system. Two experimental pilot-scale windrows were constructed, one with horizontal aeration lines and scaling of the aeration system and the other a conventional pile with vertical aeration lines, using the same features as those of full-scale aeration. In the present study, as shown in Figure 1, the maximum pressure was estimated to be in the order of  $2000 \text{ mmH}_2\text{O}$  at the base of the windrow.

Clezar and Nogueira [13] and Johnson [3] reported that the flow velocities in compressed air systems may be relatively high, but the flow can be treated as incompressible. Macintyre [14] reported that the speed in the pipes might exceed  $10 \text{ m/s}$  for static pressures greater than  $250 \text{ mmH}_2\text{O}$ , which was confirmed by Wypych [15]. For pressure losses less than 5%, the system can be considered to be balanced, that is, the flow rates determined for each orifice or line are a function of the adjustment of the pressure drop.

The purpose of this practical application is to distribute compressed air evenly through the orifices that make up the horizontal pipelines used for aeration in the pilot composting windrow. Although the pipeline of the present experiment is short, with a negligible pressure drop according to Macintyre [1], it is necessary to determine the ideal diameter and number of orifices for different lengths and different flow rates of compressed air. Therefore, this work may contribute to the definition of these parameters in other projects on a commercial scale.

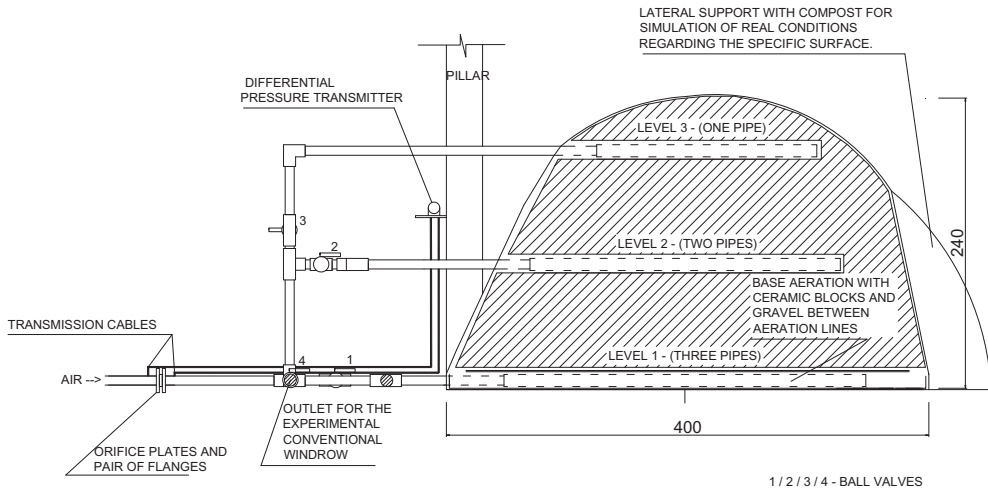


Figure 1. Cross-section of the experimental windrow with horizontal aeration lines (units in centimetres).

In some water treatment systems, situations similar to the ramification of compressed air occur, although the fluids have different characteristics. According to Vianna [16], the best way to achieve this equitable distribution in water treatment plants is to maintain constant velocity in the canals by decreasing the cross-section of the floodgates, with access to decanters from upstream to downstream, thereby approximating negligible pressure losses in the distribution channel. Losses occur, however, in passing from one orifice interconnection to the next (Figure 2). Similar results have been reported by Hudson [17], Richter and Netto [18], and Di Bernardo [19].

The lateral orifice outlets on the horizontal pipelines are small (in the range of 8.00 to 10 mm for low flow rates and pressures), which hinders the use of different diameters or different sections of the main pipe, as studied by Chen and Sparrow (2009) and cited in the preceding paragraph by Vianna [16]. A similar situation was observed in a study by Macintyre [14], where the author used these sizing techniques for the design of air-conditioning ducts.

In the case of a gaseous fluid, such as in the compressed air pipeline shown in Figure 3, which consists of a main pipeline with several orifices, the sequence of size calculations is presented below.

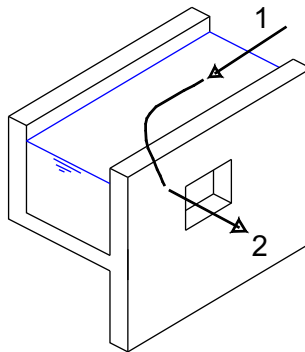


Figure 2. Diversion of water from 1 to 2.

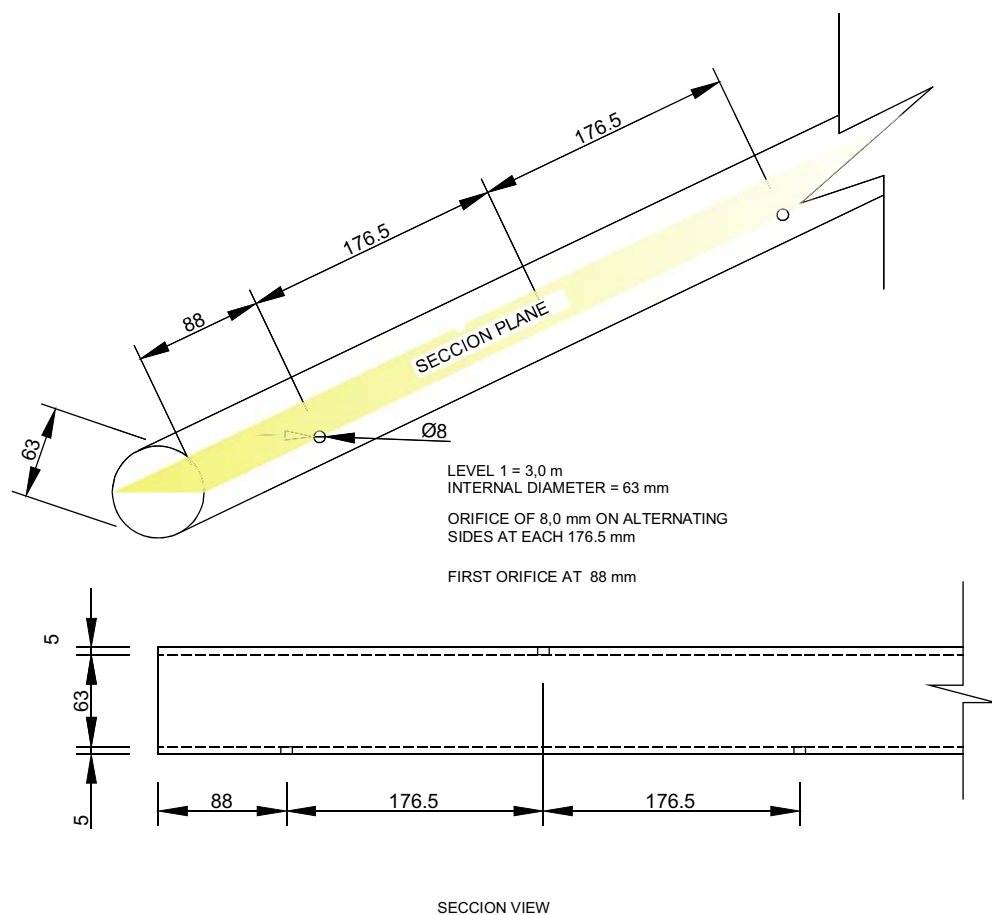


Figure 3. Lateral exits of compressed air with orifices measuring 8 mm from the principal pipe, which has an internal diameter of 63 mm at level 1.

The material used in the pipes for industrial applications was chlorinated polyvinyl chloride (CPVC). This material supports temperatures above 90°C and exposure to various acids, making it suitable for testing in compost piles, which may potentially be acidic (pH<7) and present temperatures greater than 70°C during the thermophilic phase.

Iterative calculations are necessary to solve the practical problem of proper orifice diameter. These calculations can be performed using an electronic spreadsheet.

Initial input parameters are required to verify the difference in the variation of pressure loss. In our experiment, a total of six horizontal pipes were used: three in the bottom layer near the ground, between the ceramic blocks and crushed stone, measuring 32 mm; two in the intermediate layer, approximately 1.0 m from the ground; and one in the upper level, 2.0 m above the soil. The three horizontal levels had geotextiles just below the distribution lines to facilitate the propagation of air.

The necessary amount of air was estimated by the product between  $0.557 \text{ m}^3 \text{ air} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{Kg}^{-1}$  OM (a value close to the average of the  $0.15$  and  $1.30 \text{ m}^3 \text{ air} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{Kg}^{-1}$  OM aeration rates cited in the bibliography) and the dry weight (DW) of OM (which was determined by

subtracting a humidity of 62% from the compost piles of the pilot windrows, in which the density of the compost was  $607 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Table 1 shows the aeration results for the mounted system.

The averages flows at each level were obtained; the following are the maximum values: 7.28 L/s for each of the three distribution lines in level one, 6.78 L/s for each of the two lines in level two, and 2.90 L/s for the single line in level three.

The number of lateral outlets was empirically determined as a function of spacing and did not exceed 20 cm between one orifice and the next, ensuring that the agro-industrial waste mass received the most even aeration possible. Therefore, there were 17 lateral orifice outlets for each horizontal distribution line, alternately spaced at 0.176 m with the exception of the first and last orifices, which were 0.088 m from the edges of the line. For level two, the number of lateral outlets was also 17, with a spacing of 0.151 m, and the orifices at the extremities were 0.076 m from the ends. At level three, there were 10 lateral outlets, with orifices spaced 0.165 m apart and 0.083 m from the extremities.

Furthermore, the other parameters must be matched to the fluid density ( $\rho_{\text{air}}$ ), which is  $1.2 \text{ kg m}^{-3}$  in the case of air. Consequently, the temperature ( $T$ ) of the air inside the pipe is  $21^\circ\text{C}$ , the roughness of the pipe walls ranges between 0.0015 and 0.01 mm for plastics in general (for the present work, the worst case was considered,  $\xi = 0.0015 \text{ mm}$ ), and the kinematic viscosity ( $\nu_{\text{air}}$ ) of the air is calculated as a function of the air temperature (which was  $0.0000151 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$  according to equation (1) presented by Clezar and Nogueira [13]). The pipes in each of the levels had the following lengths ( $L$ ): level 1 = 3.0 m; level 2 = 2.57 m; and level 3 = 1.82 m. The pressure loss coefficient  $K$  for the thin walls of the lateral orifice outlets was 1.778.

$$\nu_{\text{air}} = (13 + 0.1 \cdot T) \cdot 10^{-6} \quad (1)$$

$\nu_{\text{air}}$ : Kinematic viscosity, in  $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$T$ : Air temperature, in  $^\circ\text{C}$ ;

Table 2 presents a summary of the input data used to determine the diameters of the lateral outlet orifices on the horizontal distribution lines and the spacing between them.

The only input data that can be changed from one level to another, as shown in Table 2, are the flow rates, the number of lateral outlets, and pipe lengths of each level.

Table 1. Estimated airflow with published data as a function of the Organic Matter (OM) mass.

Windrows	Compost volume ( $\text{m}^3$ )	Compost (%)	OM (kg) (DM)	Aeration	
				$(\text{kg} - \text{OM}) \times (0.557 \text{ m}^3\text{-air}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ OM})$	
				$(\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\text{-air})$	$(\text{L}\cdot\text{s}^{-1}\text{-air})$
Experimental windrow – Level 1	14.69	57.0	3386.07	78.59	21.83
Experimental windrow – Level 2	9.12	35.4	2102.46	48.79	13.55
Experimental windrow – Level 3	1.95	7.6	449.54	10.43	2.90
Conventional windrow	20.00	100.0	4610.67	107.01	29.72
Total	45.76		10548.74	244.82	68.01

Table 2. Input data for modelling of the diameter of lateral orifice outlets on the principal pipes.

Parameter	Level 1	Level 2	Level 3
Diameter of the pipe (D), in mm	63	63	63
Compressed air flow (Q), in L.s <sup>-1</sup>	7.28	6.78	2.90
Cross-sectional area of the pipe (A), in m <sup>2</sup>	0.0031172	0.0031172	0.0031172
Number of lateral outlets (N. outlets)	17	17	11
Density of air ( $\rho_{\text{air}}$ ), in kg.m <sup>-3</sup>	1.2	1.2	1.2
Average temperature of the air, ( $T_{\text{ar}}$ ), in °C	21	21	21
Kinematic viscosity ( $\nu_{\text{air}}$ ), in m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>	0.0000151	0.0000151	0.0000151
Roughness of the pipe walls ( $\xi$ ), in mm	0.0015	0.0015	0.0015
Pipe length (L), in m	3	2.57	1.82
Pressure loss coefficient (K) for thin walls	1.778	1.778	1.778

### Calculation of variation of pressure loss for the project

Calculations for obtaining the variation of pressure loss are optimised such that the difference between the mean and minimum or between the mean and the maximum was not greater than 5%, according to Johnson [3], Clezar and Nogueira [13], and Anwar [20]. These authors established similar methodologies for flow through lateral outlets. A differential pressure transmitter was set to operate at a maximum airflow in the range of 245 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> with no read errors.

Initially, the flow of each distribution line (Q) at each level was divided by the number of lateral orifice outlets (N outlets) to determine the theoretical flow ( $q_i$ ), as shown in equation (2), for each lateral orifice.

$$q_i = Q/(N.outlets) \quad (2)$$

Next, the diameter (D) is determined; it must be the same for each lateral outlet to prevent any sudden changes in the pressure drop. The sum of the cross-sectional areas of the lateral outlets (LO) should be less than 50% of the cross-sectional area of the main pipeline (A) such that there is always positive pressure, which facilitates the homogeneous dispersion of air through the compost mass, avoiding anaerobic regions.

After calculating the flow rates ( $q_i$ ), these values are divided by the cross-sectional area of the lateral outlet (LO) to find the lateral outlet velocity ( $U_L$ )<sub>i</sub> according to equation (3) for each of the orifices.

$$(U_L)_i = q_i/A_L \quad (3)$$

In the next step, the theoretical behaviour of the flow ( $Q_m$ )<sub>i</sub> is evaluated along the main pipe, where the primary air flow ( $Q_m$ )<sub>1</sub> is the total flow for the pipe and ( $Q_m$ )<sub>2</sub> is equal to ( $Q_m$ )<sub>1</sub> with the lateral outlet flow ( $q_1$ ) subtracted, as shown in equation (4).

$$(Q_m)_{i+1} = (Q_m)_i - q_i \quad (4)$$

Given the air flow ( $Q_m$ )<sub>i</sub> between orifices in the main pipe, the velocity in the principal pipeline ( $U_m$ )<sub>i</sub> is calculated as the ratio between the flow ( $Q_m$ )<sub>i</sub> and the respective cross-section of the principal pipe (A), which depends on its diameter (D) (equal to 63 mm), according to equation (5). The units should be similar, so that the equations may be simplified; for example, the velocity ( $U_m$ )<sub>i</sub> can be expressed in m.s<sup>-1</sup>.

$$(U_m)_i = (Q_m)_i/A \quad (5)$$

After calculating the velocity along the pipe  $(U_m)_i$ , the dynamic pressure  $(P_v-D)$  is determined in the principal pipe between each orifice (equation 6).

$$P_v - D = \frac{1}{2} \cdot \rho_{air} \cdot (U_m)_i^2 \quad (6)$$

where

$P_v-D$  is the dynamic pressure in Pa;

$\rho_{air}$  is the density of the air in  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ; and

$(U_m)_i$  is the velocity along the principal pipe in  $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ .

In the next step, the unit pressure drop  $(\Delta P/L)$  is calculated for each stretch between orifices according to equation (7), which is adapted from [13]:

$$\frac{\Delta P}{L} = \left[ 0.53 \cdot \frac{\xi}{D} + 0.094 \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0.225} + 88 \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0.44} \cdot \frac{(U_m)_i \cdot D^{-1.62} \cdot \left( \frac{\xi}{D} \right)^{0.134}}{\nu_{air}} \right] \cdot \frac{1}{D} \cdot \frac{(U_m)_i^2}{2} \cdot \rho_{air} \quad (7)$$

where

$\Delta P/L$  is the unit pressure loss in  $\text{Pa} \cdot \text{m}^{-1}$ ;

$\xi$  is the roughness of the pipe walls in m;

$D$  is the pipe diameter (D) in m;

$(U_m)_i$  is the velocity along the pipe between each orifice in  $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$\rho_{air}$  is the density of the air in  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ; and

$\nu_{air}$  is the kinematic viscosity of the air in  $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Some works in the literature, such as those of Wang [4], Chen and Sparrow [21], and El Moueddeb *et al.* [22], consider only turbulent fluid flow; therefore they propose equations that are independent of roughness losses ( $\xi$ ). Those equations differ from the equations proposed by the present work, which addresses both laminar and turbulent flow regimes.

Below, we give the product of the unit pressure loss  $(\Delta P/L)$  and the length of each section  $(L-D)$  between holes. This product allows for the continuous pressure loss  $(\Delta P_c)$  between each orifice to be determined, as shown in equation (8):

$$\Delta P_c = \frac{\Delta P}{L} \cdot (L - D) \quad (8)$$

where

$\Delta P_c$  is the continuous pressure loss in Pa;

$\Delta P/L$  is the unit pressure loss in  $\text{Pa} \cdot \text{m}^{-1}$ ; and

$(L-D)$  is the length of each segment between orifices in m.

The pressure loss as the air passes each orifice  $(\Delta P_e)$  is given by equation (9):

$$\Delta P_e = K_1 \cdot (P_v - D) \quad (9)$$

where

$\Delta P_e$  is the pressure loss as the air passes each orifice in Pa;

$K_1$  is the entrance coefficient for flat openings, which is equal to 0.93 [23]; and

$(P_v-D)$  is the dynamic pressure in Pa.

Obtaining these values from the equations above, the total pressure drop is determined in the stretch between holes in the main pipe  $(\Delta P_{T-D})$ . This value is the sum of  $\Delta P_c$  and  $\Delta P_e$ , with units of Pa.

So far, only the main pipe pressures have been considered. Next, the methodology for analysis of the pressure when the compressed air is displaced to the lateral orifice outlets will be analysed.

After calculating the velocity at the lateral orifice outlet  $(U_L)_i$ , the dynamic pressure  $(P_v - R)$  in each orifice is calculated using equation (10):

$$P_v - R = \frac{1}{2} \cdot \rho_{air} \cdot (U_L)_i^2 \quad (10)$$

where

$P_v - R$  is the dynamic pressure in Pa;  $\rho_{air}$  is the density of the air in  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ; and  $(U_L)_i$  is the velocity along the main pipe in  $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

The next step is the calculation of the unit pressure loss  $(\Delta P/L - R)$  for each orifice according to equation (11), which was adapted from Clezar and Nogueira [13].

$$\left( \frac{\Delta P}{L} - R \right) = \left[ 0.53 \cdot \frac{\xi}{D'} + 0.094 \cdot \left( \frac{\xi}{D'} \right)^{0.225} + 88 \cdot \left( \frac{\xi}{D'} \right)^{0.44} \cdot \frac{(U_L)_i \cdot D'^{-1.62} \cdot \left( \frac{\xi}{D'} \right)^{0.134}}{\nu_{air}} \right] \cdot \frac{1}{D'} \cdot \frac{(U_L)_i^2}{2} \cdot \rho_{air} \quad (11)$$

where

$(\Delta P/L - R)$  is the unit pressure loss in each orifice in  $\text{Pa} \cdot \text{m}^{-1}$ ;

$\xi$  is the roughness of the pipe walls in m;

$D'$  is the previously determined diameter of the orifice in m;

$(U_L)_i$  is the velocity along the length of the pipe between orifices, in  $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$\rho_{air}$  is the density of the air in  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ; and

$\nu_{air}$  is the kinematic viscosity of the air in  $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ;

In equation (12), the product of the unit pressure loss  $(\Delta P/L - R)$  in each orifice and the length of the pipe between each orifice  $(L - R)$  is used to determine the continuous pressure  $(\Delta P_c - R)$  in each orifice, as follows:

$$\Delta P_c - R = \left( \frac{\Delta P}{L} - R \right) \cdot (L - R) \quad (12)$$

where

$\Delta P_c - R$  is the continuous pressure loss in each orifice in Pa;

$\Delta P/L - R$  is the unit pressure loss in each orifice in  $\text{Pa} \cdot \text{m}^{-1}$ ; and

$(L - R)$  is the length of the pipe between each orifice in m.

The pressure loss at the outlet of each orifice  $(\Delta P_e - R)$  is given by equation (13):

$$\Delta P_e - R = K \cdot (P_v - R) \quad (13)$$

where

$\Delta P_e$  is the pressure loss upon passing each orifice in Pa;

$K$  is the pressure loss coefficient for thin walls, equal to 1.778 (Table 2); and

$(P_v - R)$  is the dynamic pressure at the exit of each orifice in Pa.



After determining the values of the expressions above, the total pressure loss in each of the lateral orifice outlets is determined ( $\Delta PT-R$ ), which is the sum of  $\Delta Pc-R$  and  $\Delta Pe-R$ , with units of Pa.

The last step is the determination of the difference ( $D$ ) in the variation of the total pressure losses between the orifice of the main pipe ( $\Delta PT-D$ ) and the respective orifices of the lateral pipes ( $\Delta PT-R$ ), which is given by equation (14):

$$D = \frac{(\Delta PT - R) - (\Delta PT - D)}{(\Delta PT - R)} \quad (14)$$

where

$D$  is the difference in the variation of the pressure losses in%;

$(\Delta PT-R)$  is the variation of the total pressure loss in each lateral orifice outlet in Pa; and

$(\Delta PT-D)$  is the variation of the total pressure loss in each orifice on the main pipe, in Pa;

## Results and discussion

### *Sizing of orifices by the difference in pressure drop*

Figure 4 shows the values calculated for orifice sizes. Tubes of 3.0 m (from the base of the windrow, in the lower level with three tubes) presented pressure loss variation differences ( $D$ ) between 1.56% and 2.56% for the 17 orifices of 8.0 mm spaced 0.176 m apart. The two 2.57 m tubes (from the intermediate level) had  $D$  values equal to 1.53% and 2.55% for 17 orifices of 8.0 mm spaced 0.151 m apart. Finally, the single 1.82 m pipe from the upper level had a  $D$  value between 1.67% and 2.56% for 11 orifices of 10 mm spaced 0.165 m apart.

The similarity of the pressure drop variation differences between the mean and minimum and between the mean and maximum of each of the pipes was a result of the experimental scale. Because the combined lengths of the pipes in the experiment were short and equal to 15.96 m, the losses were small, and the air flows at the lateral orifice outlets were similar.

### *Variation of temperature*

The experimental windrow with horizontal aeration lines presented a temperature of 70.8°C in the first six days of measurement, while the conventional windrow did not exceed 47.1°C. The maximum ambient temperature range in a single day out of the 66 days analysed was 18.8°C, and a minimum of 2.0°C was registered (Figure 5).

The minimum ambient temperature observed was 5.0°C degrees below zero, corresponding to internal temperatures of 51°C and 31.8°C for the experimental and conventional windrows, respectively. The observed maximum ambient temperature was 32.1°C, corresponding to internal temperatures for the experimental and conventional windrows of 47.3°C and 41.3°C, respectively. The humidity was tested weekly to verify that it remained above 50%, which is important for microbial activity because lower humidity may reduce the activity and affect the final quality of the compost. Figure 5A shows the correlations between ambient temperatures during the morning and afternoon as well as the internal temperatures of the experimental and conventional windrows.

Figure 5B shows the correlation between the internal temperatures of the experimental and conventional windrows; the coefficient of determination or chi-squared ( $R^2$ ) for the

Iter. N.	qi (L/s)	(U <sub>i</sub> ) = qi/AL (m/s)	(Qm <sub>i</sub> ) (L/s)	D (mm)	A (m <sup>2</sup> )	AL (m <sup>2</sup> )	(Um <sub>i</sub> ) (m/s)	Pv-D (Pa)	ΔP/L (Pa/m)	L-D (m)	ΔPc (Pa)	ΔPe (Pa)	ΔPT-D (Pa)	Pv-R (Pa)	ΔP/L-R (Pa/m)	L-R (m)	ΔPc-R (Pa)	ΔPe-R (Pa)	ΔPT-R (Pa)	D (%)	
1	0.428	8.515	7.276	8	0.00312	0.000503	2.33	3.27	1.63	0.088	0.14	3.04	3.18	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	95.94	
2	0.428	8.515	6.848	8	0.00312	0.000503	2.20	2.90	1.47	0.176	0.26	2.69	2.95	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	96.24	
3	0.428	8.515	6.420	8	0.00312	0.000503	2.06	2.55	1.32	0.176	0.23	2.37	2.60	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	96.69	
4	0.428	8.515	5.992	8	0.00312	0.000503	1.92	2.22	1.17	0.176	0.21	2.06	2.27	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	97.11	
5	0.428	8.515	5.564	8	0.00312	0.000503	1.79	1.91	1.03	0.176	0.18	1.78	1.96	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	97.50	
6	0.428	8.515	5.136	8	0.00312	0.000503	1.65	1.63	0.90	0.176	0.16	1.51	1.67	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	97.87	
7	0.428	8.515	4.708	8	0.00312	0.000503	1.51	1.37	0.77	0.176	0.14	1.27	1.41	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	98.20	
8	0.428	8.515	4.280	8	0.00312	0.000503	1.37	1.13	0.66	0.176	0.12	1.05	1.17	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	98.51	
9	0.428	8.515	3.852	8	0.00312	0.000503	1.24	0.92	0.55	0.176	0.10	0.85	0.95	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	98.79	
10	0.428	8.515	3.424	8	0.00312	0.000503	1.10	0.72	0.45	0.176	0.08	0.67	0.75	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	98.94	
11	0.428	8.515	2.996	8	0.00312	0.000503	0.96	0.55	0.36	0.176	0.06	0.52	0.58	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	99.26	
12	0.428	8.515	2.568	8	0.00312	0.000503	0.82	0.41	0.28	0.176	0.05	0.38	0.43	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	99.45	
13	0.428	8.515	2.140	8	0.00312	0.000503	0.69	0.28	0.20	0.176	0.04	0.26	0.30	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	99.62	
14	0.428	8.515	1.712	8	0.00312	0.000503	0.55	0.18	0.14	0.176	0.02	0.17	0.19	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	99.75	
15	0.428	8.515	1.284	8	0.00312	0.000503	0.41	0.10	0.09	0.176	0.02	0.09	0.11	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	99.86	
16	0.428	8.515	0.856	8	0.00312	0.000503	0.27	0.05	0.04	0.176	0.01	0.04	0.05	43.51	221.05	0.0050	1.105	77.34	78.4	99.94	
17	0.428	8.515	0.428	8	0.00312	0.000503	0.14	0.01	0.01	0.088	0.00	0.01	0.01	43.51	221.05	222.159	77.34	299.5		100.00	
																					Dif. between Max and Mean = 1.56%
																					Dif. between Min and Mean = 2.56%
1	0.399	7.931	6.777	8	0.00312	0.000503	2.17	2.84	1.44	0.076	0.11	2.64	2.75	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	95.97	
2	0.399	7.931	6.378	8	0.00312	0.000503	2.05	2.51	1.30	0.151	0.20	2.34	2.53	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	96.28	
3	0.399	7.931	5.980	8	0.00312	0.000503	1.92	2.21	1.16	0.151	0.18	2.05	2.23	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	96.73	
4	0.399	7.931	5.581	8	0.00312	0.000503	1.79	1.92	1.03	0.151	0.16	1.79	1.95	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	97.14	
5	0.399	7.931	5.182	8	0.00312	0.000503	1.66	1.66	0.91	0.151	0.14	1.54	1.68	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	97.53	
6	0.399	7.931	4.784	8	0.00312	0.000503	1.53	1.41	0.80	0.151	0.12	1.31	1.43	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	97.89	
7	0.399	7.931	4.385	8	0.00312	0.000503	1.41	1.19	0.69	0.151	0.10	1.10	1.21	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	98.23	
8	0.399	7.931	3.986	8	0.00312	0.000503	1.28	0.98	0.58	0.151	0.09	0.91	1.00	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	98.53	
9	0.399	7.931	3.588	8	0.00312	0.000503	1.15	0.79	0.49	0.151	0.07	0.74	0.81	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	98.81	
10	0.399	7.931	3.189	8	0.00312	0.000503	1.02	0.63	0.40	0.151	0.06	0.58	0.64	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	99.05	
11	0.399	7.931	2.791	8	0.00312	0.000503	0.90	0.48	0.32	0.151	0.05	0.45	0.50	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	99.27	
12	0.399	7.931	2.392	8	0.00312	0.000503	0.77	0.35	0.25	0.151	0.04	0.33	0.37	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	99.46	
13	0.399	7.931	1.993	8	0.00312	0.000503	0.64	0.25	0.18	0.151	0.03	0.23	0.26	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	99.62	
14	0.399	7.931	1.595	8	0.00312	0.000503	0.51	0.16	0.12	0.151	0.02	0.15	0.16	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	99.76	
15	0.399	7.931	1.196	8	0.00312	0.000503	0.38	0.09	0.08	0.151	0.01	0.08	0.09	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	99.86	
16	0.399	7.931	0.797	8	0.00312	0.000503	0.26	0.04	0.04	0.151	0.01	0.04	0.04	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	99.94	
17	0.399	7.931	0.399	8	0.00312	0.000503	0.13	0.01	0.01	0.076	0.00	0.01	0.01	37.74	196.47	0.005	0.982	67.09	68.07	99.99	
																					Dif. between Max and Mean = 1.53%
																					Dif. between Min and Mean = 2.55%
1	0.263	3.354	2.898	10	0.00312	0.000785	0.93	0.52	0.34	0.083	0.03	0.48	0.51	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	95.81	
2	0.263	3.354	2.635	10	0.00312	0.000785	0.85	0.43	0.29	0.165	0.05	0.40	0.45	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	96.33	
3	0.263	3.354	2.371	10	0.00312	0.000785	0.76	0.35	0.24	0.165	0.04	0.32	0.36	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	97.02	
4	0.263	3.354	2.108	10	0.00312	0.000785	0.68	0.27	0.20	0.165	0.03	0.26	0.29	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	97.64	
5	0.263	3.354	1.844	10	0.00312	0.000785	0.59	0.21	0.16	0.165	0.03	0.20	0.22	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	98.18	
6	0.263	3.354	1.581	10	0.00312	0.000785	0.51	0.15	0.12	0.165	0.02	0.14	0.16	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	98.66	
7	0.263	3.354	1.317	10	0.00312	0.000785	0.42	0.11	0.09	0.165	0.01	0.10	0.11	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	99.06	
8	0.263	3.354	1.054	10	0.00312	0.000785	0.34	0.07	0.06	0.165	0.01	0.06	0.07	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	99.39	
9	0.263	3.354	0.790	10	0.00312	0.000785	0.25	0.04	0.04	0.165	0.01	0.04	0.04	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	99.65	
10	0.263	3.354	0.527	10	0.00312	0.000785	0.17	0.02	0.02	0.165	0.00	0.02	0.02	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	99.84	
11	0.263	3.354	0.263	10	0.00312	0.000785	0.08	0.00	0.01	0.083	0.00	0.00	0.00	6.75	35.43	0.005	0.177	12.00	12.18	99.96	
																					Dif. between Max and Mean = 1.67%
																					Dif. between Min and Mean = 2.56%

Figure 4. Lateral air outlet diameters of the horizontal pipes in the experimental compost windrow.

period of 66 days was 1.46%. The same correlations were performed for the windrow temperatures and for the morning and afternoon room temperatures, as shown in Figures 5C and 5D. The correlations obtained yielded  $R^2$  values of 0.09% and 1.97%, respectively (i.e. correlation near zero with negligible variance of the 'y' axis in comparison to the variance of the 'x' axis).

### Implementation costs

The total cost of implementing the experimental windrow was R\$4156.35, equivalent to approximately US\$2309.09, according to the exchange rate in October 2011. Because the experimental windrow with horizontal piping contained approximately 54 m of pipe, the unit cost would be R\$76.97 m<sup>-1</sup> or US\$42.76 m<sup>-1</sup>.

For full-scale deployment, alternative pipe materials may be used. These materials would offer suitable mechanical and temperature resistance, while decreasing the cost by 35% for all materials used in our experiment. Moreover, it would not be necessary to use the HDPE geomembrane because there are no major heat losses in windrows on a commercial scale. Therefore, the unit cost for full-scale deployment would be R\$ 38.20 m<sup>-1</sup> (US\$21.22 m<sup>-1</sup>). Approximately 7700 m of piping would be required for a full-scale project, with investments in piping in the order of R\$294,140.00 or US\$163,411.11. It should be noted that if proper care is taken, depreciation is minimal because of the resistance of the pipes.

In the current configuration on the existing scale, the 50 hp three-phase motor/compressor consumes 9768.00 kWh for an operational time of 12 hours·day<sup>-1</sup> for 22 days, which is the monthly usage frequency. The fee charged by the utility provider for electricity is R \$280.66 MWh<sup>-1</sup>; thus, the total approximate cost of electric power is R\$2741.49 (US \$1523.05) per month. In a conventional aeration system with vertical piping that is re-assigned to a different location of the windrow each day, a hydraulic tractor loader is used that provides approximately 300 m<sup>3</sup>·day<sup>-1</sup>, with an operating cost of R\$140 hour<sup>-1</sup>, for a monthly total of R\$24,640.00 (US\$13,688.89). Thus, the monthly cost of operating the current system is R\$27,381.49 (US\$15,211.94).

## Conclusions

The dimensioning of orifices by the difference in pressure drop is important for full-scale deployment in composting applications and involves hundreds of metres of piping that generate significant pressure losses. These losses can exceed 5% in terms of the difference between the average loss and the minimum and maximum losses for the system along each pipe and its orifices, causing some side ports to have high flows and others to have low flows, as observed by Johnson [3], Clezar and Nogueira [13], and Anwar [20]. If the variation in the pressure loss exceeds 5%, the quality of the final product may suffer from inefficiency of the orifice outlets.

The experimental windrow reached temperatures greater than 70°C, unlike the conventional windrow, which reached temperatures of approximately 50°C. These results confirmed the recommendations of Rasapoor *et al.* [7] and Riffaldi *et al.* [12]; they also confirmed the superior efficiency of the aeration system with horizontal layers of pipes. Temperatures in this range are important for the elimination of pathogens. Even with significant temperature variation or significantly different minimum and maximum ambient temperatures, the ambient temperature had no influence on the behaviour of the internal temperature of the windrow, showing that the system was adequate for preventing significant heat losses and dissipation of compressed air to the atmosphere.

The small values of  $R^2$  in Figure 5B confirm the superior efficiency of the experimental windrow in relation to the conventional windrow because both had the same availability of air, but no correlation was observed. The aeration rate used was 0.557 m<sup>3</sup> air·d<sup>-1</sup>·kg<sup>-1</sup> OM, and the flow rates were similar to those used by Rasapoor *et al.* [7] and Kulcu and Yaldiz [8].

These results show that the orifice diameters for horizontal pipelines are sized correctly for aeration systems which accelerate the composting of solid waste.

Additional studies are necessary for the use of layers of horizontal pipelines at large scales. These studies should aim to facilitate pipeline mobility and prevention of damage

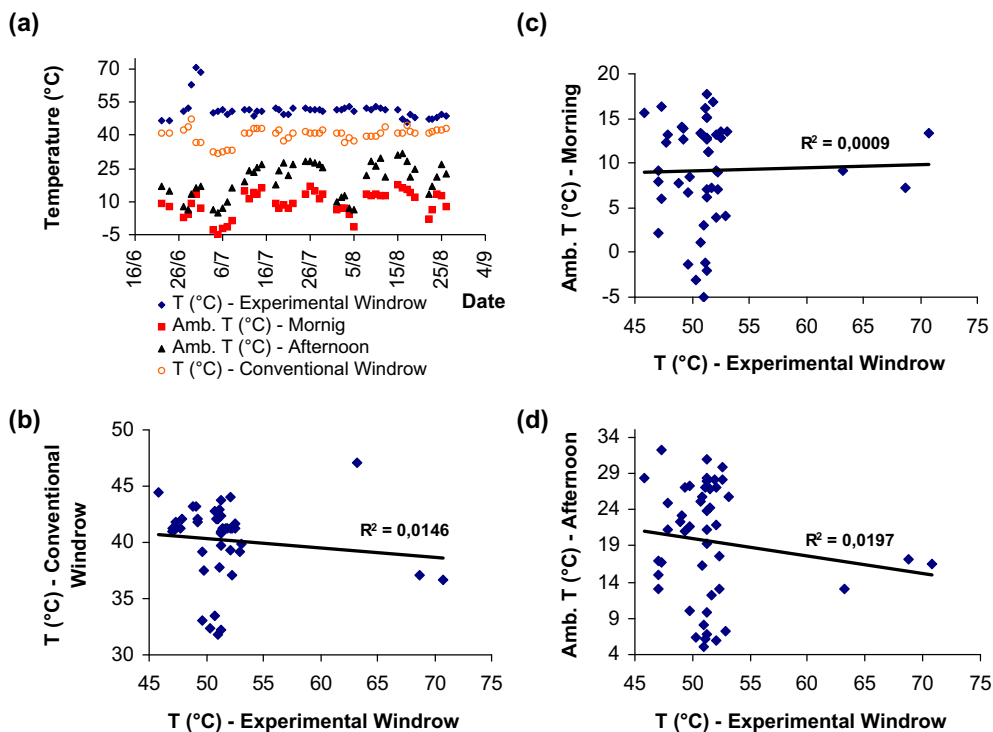


Figure 5. (A) Variation of the internal temperatures in the experimental and conventional windrows and ambient temperatures during the morning and afternoon for the 66 experimental days. (B) Correlation between the temperatures of the experimental and conventional windrows. (C) Correlation between the temperature of the experimental windrow and the morning ambient temperature. (D) Correlation between the temperature of the experimental windrow and the afternoon ambient temperature.

during their handling. Damages can be prevented by using a hydraulic loader for the mounting and removal of windrows. The number of motors and compressors, as well as their power, should be evaluated to meet the air demands on large scales. The results of future studies can be used to compare full-scale data using the proposed experimental method of horizontal pipelines and the conventional method currently used with vertical pipes. There should also be further research to make a qualitative characterisation of the waste, before, during and after the composting accelerated with horizontal pipelines. The importance of a sanitary quality as well as the agronomic value of the compost could be established by this proposed research.

### Acknowledgements

The Adubare™ is thanked for their financial and technical support of this study. The CNPq – National Council for Scientific and Technological Development – is thanked for promoting this study.

### References

- [1] Macyntire, A.J., 1996, *Instalações Hidráulicas – Prediais e Industriais* [Hydraulic Installations – Agricultural and Industrial], 3rd edn (Rio de Janeiro, Brazil: LTC).

- [2] Chen, A.W. and Sparrow, E.M., 2009, Effect of exit-port geometry on the performance of a flow distribution manifold. *Applied Thermal Engineering*, **29**, 2689–2692.
- [3] Johnson, S.T., 2001, Analysis of manifold fluid flow networks for air and liquid flow-through modular electronics. *Proceedings of the Seventeenth IEEE SEMI-THERM Symposium*, San Jose, USA, 20–22 March, pp. 233–234.
- [4] Wang, J., 2011, Theory of flow distribution in manifolds. *Chemical Engineering Journal*, **168**, 1331–1345.
- [5] Basnayake, B.F.A., 2001, Municipal Solid Waste (MSW) for organic agriculture. In: Annual Session of the National Agricultural Society of Sri Lanka. Peradeniya, 7 September.
- [6] Bidone, F.R.A. and Povinelli, J., 1999, *Conceitos básicos de resíduos sólidos* [Basic Concepts of Soil Residues] (São Carlos, Brazil: EESC/USP).
- [7] Rasapoor, M., Nasrabadi, T., Kamali, M. *et al.*, 2009, The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Management*, **29**, 570–573.
- [8] Kulcu, R. and Yaldiz, O., 2004, Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresource Technology*, **93**, 49–57.
- [9] Keener, H.M., Elwell, D.L., Ekinci, K. *et al.*, 2001, Composting and value-added utilization of manure from a high-rise swine finishing facility. *Compost Science and Utilization*, **9**, 312–321.
- [10] Vining, M.A., 2002, Bench-scale compost reactors system and the self heating capabilities (USA: MSC dissertation, Texas A&M University).
- [11] Cegarra, J., Albuquerque, J.A., González, J. *et al.*, 2006, Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product ('alperujo') managed by mechanical turning. *Waste Management*, **26**, 1377–1383.
- [12] Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., Saviozzi, A. and Capurro, M., 1992, Evaluation garbage compost. *Biocycle*, **33**, 66–69.
- [13] Clezar, C.A. and Nogueira, C.R., 1999, *Ventilação Industrial* [Industrial Ventilation] (Florianópolis, Brazil: Editor of the UFSC).
- [14] Macintyre, A.J., 1990, *Ventilação Industrial e Controle da Poluição* [Industrial Ventilation and Pollution Control], 2nd edn (Rio de Janeiro, Brazil: Guanabara Koogan S.A.).
- [15] Wypych, P.W., 1998, Design considerations of long-distance pneumatic transport and pipe branching. In: W. C. Yang (Ed.) *Fluidization, Solids Handling, and Processing: Industrial Applications* (Pittsburgh, PA: Elsevier), pp. 712–772.
- [16] Vianna, M.R., 2002, *Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água* [Applied Hydraulics to Water Treatment Facilities] (Belo Horizonte, Brazil: Imprimatur Artes).
- [17] Hudson, J.E. *et al.*, 1979, Diving-flow manifolds with square-edged laterals. *Journal Environmental Engineering Division, ASCE*, **105**, 745.
- [18] Richter, C.A. and Netto, J.M.A., 1991, *Tratamento de água – tecnologia atualizada* [Water Treatment – Current Technology] (São Paulo, Brazil: Edgard Blücher).
- [19] Di Bernardo, I., 1993, *Métodos e técnicas de tratamento de água* [Methods and Techniques of Water Treatment], v.1 (Rio de Janeiro, Brazil: ABES).
- [20] Anwar, A.A., 1999, Adjusted factor  $G_d$  for pipelines with multiple outlets and outflow. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **125**, 355–359.
- [21] Chen, A.W. and Sparrow, E.M., 2009, Turbulence modeling for flow in a distribution manifold. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, **52**, 1573–1581.
- [22] El Moueddeb, K., Barrington, S. and Barthakur, N., 1997, Perforated ventilation ducts: part 1, a model for air flow distribution. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **68**, 21–27.
- [23] Mesquita, A.L.S., Guimarães, F.A. and Nefussi, N., 1977, *Engenharia de ventilação industrial* [Engineering of Industrial Ventilation] (São Paulo, Brazil: Edgard Blücher).

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS DOS ARTIGOS PUBLICADOS E A TRANSVERSALIDADE DOS TEMAS**

O artigo intitulado “O Aterro da Caturrita em Santa Maria – RS: uma atualização quanto aos potenciais da digestão anaeróbia” apresenta resultados quanto às receitas estimadas para um aterro de cidade de médio porte. O trabalho considera um período de exploração de 20 anos, que deixaria de emitir à atmosfera 265.048 toneladas equivalentes de dióxido de carbono. Este valor resultaria em aproximadamente R\$ 8.110.481,00 de receita durante o período citado, caso o valor do crédito estivesse na faixa dos € 10,00 a tonelada equivalente de CO<sub>2</sub>.

De acordo com o jornal Valor econômico (2012), a tonelada equivalente de CO<sub>2</sub>, ou também conhecido como crédito de carbono, está na faixa de € 6,75. Com isso, a receita possível em dias atuais seria mais modesta e na ordem R\$ 4.863.713,00 (USD 2.338.823,00), também em virtude da valorização dos preços praticados entre 2008 e 2013 do Euro e do Dólar em relação Real.

Para a estimativa de geração de energia elétrica no primeiro artigo publicado em 2008, significaria uma receita de R\$ 2.919.747,00 que, considerando valores corrigidos atuais, seria R\$ 2.617.704,00 (USD 1.258.511) para o mesmo período de 20 anos, gerando energia para 1300 residências no ápice do funcionamento.

Para aterros sanitários de porte médio, discute-se a viabilidade do sistema supracitado. Porém, a viabilidade é algo que compete a investimentos que serão empregados pela iniciativa privada, que são dependentes de atividades lucrativas e que estejam acima das opções de ganhos disponíveis nos mercados.

Para empreendimentos deste gênero, não são os ganhos capitais que devem estar à frente de qualquer objetivo, mas sim também o ganho ambiental, que reverterá em benefícios à saúde das populações. Para tanto, se espera o apoio da coletividade através das entidades governamentais e que representam os interesses da população, para gerenciarem ou incentivarem sistemas corretos de disposição e tratamento de resíduos.

Ainda assim, em Portugal, no aterro sanitário de Urjais, com uma disposição anual de 56.349 t de resíduos, sistema este gerenciado pela empresa Resíduos do Nordeste (2010), ocorre a comercialização de créditos de carbono e a geração de energia. Enquanto o aterro da Caturrita, considerado de porte médio, produziu em média 46.793 t de resíduos por ano (Tabela 7 do artigo publicado), valor próximo ao aterro de Urjais, mostrando indícios de viabilidade, embora o mercado consumidor sul-americano possua diferenças significativas do

mercado europeu. Acrescenta-se a estes indícios que a matéria orgânica de fácil degradação, para o Urjais, corresponde a 37,09%, enquanto para o aterro da Caturrita tem-se 57%, o que potencializa a geração de biogás.

Quando se alega a ausência de tratamentos adequados, não são somente quanto aos líquidos, mas também aos gases, já que representam emissões atmosféricas antropogênicas significativas da ordem de 11 a 12% do CH<sub>4</sub> e que provém de aterros antigos e mal operados (Ritzkowski & Stegmann, 2010). Segundo Desideri *et al.* (2003) e Zamorano *et al.* (2007), ao invés de emanações, deveriam ocorrer recuperação ou, na pior das hipóteses, queima do CH<sub>4</sub>.

A escassez das reservas de petróleo para as próximas gerações é outro fator que deverá induzir ao aproveitamento de combustíveis alternativos para suprir a demanda, onde é possível a presença de atividades que envolvam a utilização de resíduos devido a sua vasta disponibilidade, o que é referendado pelos autores Themelis & Ulloa (2007).

Portanto, os programas de incentivo governamentais devem voltar-se aos municípios de médio porte, a fim de que lhes sejam oferecidas possibilidades semelhantes às instalações de grande porte, as quais contam com notória capacidade de retorno financeiro. Com isso, deve-se ter em vista o custo do passivo ambiental, pois há poucas referências de cálculos que levem em consideração os danos indiretos causados por atividades ininterruptas de degradação desde o início da revolução industrial. Miranda & Hale (2005) são uns dos poucos autores que tentam quantificar tal situação.

Os mesmos consideram que o custo ambiental poderia ser até nove vezes superior quando comparado ao uso de técnicas apropriadas, o que justificaria eventuais receitas que não pudessem cobrir, por exemplo, as despesas de um aterro sanitário com técnicas modernas de tratamento e disposição final em municípios médios.

Aplicando os valores encontrados na Tabela 17 adaptada de Miranda e Hale (2005), para o processamento de aproximadamente 50.000 toneladas de resíduos agroindustriais por ano e, considerando apenas a emanação de CH<sub>4</sub>, o custo ambiental danoso estimado da compostagem tradicional para a empresa Adubare poderia atingir valores em uma faixa entre USD 2.059,00 e USD 75.841,00 equivalente a R\$ 4.282,00 e R\$ 157.749,00 por ano, respectivamente.

O mesmo pode ser estimado com uma faixa de segurança entre valores mínimos e máximos para o aterro da Caturrita e extrapolado com a mesma metodologia para qualquer aterro sanitário. O custo ambiental à sociedade poderia ser estimado em valores entre USD 7.733,00 e USD 52.287,00, equivalente a R\$ 16.085,00 e R\$ 108.757,00 por ano, respectivamente, caso o CH<sub>4</sub> não fosse queimado e, portanto convertido a CO<sub>2</sub>.

Com a proposta do sistema de aeração alternativo para a compostagem, a emissão de CH<sub>4</sub> seria pouco significativa, pois o processo é aeróbio, dificultando anaerobioses e a formação do gás anteriormente citado. Para o aterro sanitário, o custo ambiental máximo anual estaria em R\$ 108.757,00 (USD 52.287,00), com uma recuperação de CH<sub>4</sub> de 70%, a qual é plenamente atingível, segundo o Banco Mundial (2003) e Ham (1989). O custo ambiental cairia para R\$ 32.627,10 (USD 15.686,00), pois haveria queima ou aproveitamento para geração de energia.

Na Tabela 57 podem ser observados os valores da pesquisa de Manios *et al.* (2007) para a leira experimental com ponteiras horizontais proposta e para o sistema em escala real, em caso de implantação na Adubare, e a aplicação do Modelo *Scholl Canyon* para as leiras em escala real e para o aterro da Caturrita.

**TABELA 57 – Custo ambiental anual estimado com a emissão de CH<sub>4</sub> à atmosfera.**

Item	Unidade	Manios <i>et al.</i> (2007)		Leira Experimental Inovadora segundo Manios <i>et al.</i> (2007)		Escala Real Adubare segundo Manios <i>et al.</i> (2007)		Escala Real Adubare segundo Modelo Scholl Canyon com coeficientes conservadores		Escala Real Adubare segundo Modelo Scholl Canyon com coeficientes arrojados		Aterro da Caturrita segundo modelo Scholl Canyon com coeficientes Moderados entre os anos de 1999 e 2043	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
<sup>(2)</sup> Emissão CH <sub>4</sub>	t. CH <sub>4</sub>	0,169		0,398		1274,63		233,95		881,29		878,78	
Custo Ambiental (Miranda e Hale, 2007)	USD/t. CH <sub>4</sub>	8,8	59,50	8,8	59,50	8,8	59,50	8,8	59,50	8,8	59,50	8,8	59,50
Custo Ambiental Total	USD	1,49	10,06	3,51	23,70	11,217	75,841	2,059	13,920	7,755	52,437	7,733	52,287
Custo Ambiental Total	R\$	3,09	20,92	7,29	49,31	23,331	157,749	4,282	28,953	16,131	109,069	16,085	108,757

O valor para a estimativa de geração anual de CH<sub>4</sub> no sistema de compostagem da Adubare foram correlações elaboradas a partir de Manios *et al.* (2007) e o Modelo *Scholl Canyon* para a geração de CH<sub>4</sub>, chegando a 1274,63 t.CH<sub>4</sub>/ano para o primeiro e uma faixa variando entre 233,95 e 881,29 t.CH<sub>4</sub>/ano para o segundo e 878,78 t.CH<sub>4</sub>/ano para o Aterro da Caturrita. Estes números, além de conferir um ganho ambiental pela sua não emissão, ainda poderiam ser comercializados na forma de créditos de carbono, sendo obtidas receitas entre R\$ 90.200,49 e R\$ 491.447,41 anuais (6,75 Euros para cada tonelada equivalente de CO<sub>2</sub>) equivalentes a USD 43.380,73 e USD 236.355,15 de acordo com a Tabela 58.

Como o valor do crédito de carbono possui uma oscilação significativa no mercado internacional, ocorre um desestímulo em investimentos neste setor. Cite-se que a prefeitura de São Paulo obteve valores da ordem de € 18,20/t.eCO<sub>2</sub> no ano de 2008, enquanto a Caixa Econômica Federal em dezembro de 2011 pagou € 6,75/t.eCO<sub>2</sub> em projetos para mecanismos de desenvolvimento limpo. Ainda que os preços atuais para os créditos de carbono estejam



com valores abaixo dos topos históricos destaca-se como ponto positivo os longos contratos que propiciam uma proteção ao investimento.

**TABELA 58 – Potencial de arrecadação com a comercialização de créditos de carbono em sistemas de compostagem.**

Item	Unidade	Manios <i>et al.</i> (2007)	Leira c/ Ponteiros Horizontais segundo Manios <i>et al.</i> (2007)	Escala Real Adubare segundo Manios <i>et al.</i> (2007)	Escala Real Adubare segundo Modelo Scholl Canyon com coeficientes conservadores	Escala Real Adubare segundo Modelo Scholl Canyon com coeficientes arrojados
Experimento/estimativa	dias	161	365	365	365	365
Volume de resíduos	m <sup>3</sup>	25	25,76	82.417,58	82.417,58	82.417,58
Peso úmido	t	16,25	15,63	50.000	50.000	50.000
<sup>(1)</sup> Emissão CO <sub>2</sub>	t	2,791	6,579	21.050,30	-	-
<sup>(2)</sup> Emissão CH <sub>4</sub>	t	0,169	0,398	1.274,63	233,95	881,29
eCO <sub>2</sub> do metano (CH <sub>4</sub> )	t	3,55	8,37	26.767,29	4.912,88	18.507,11
<sup>(3)</sup> Valor Estimado c/ a venda de créditos de carbono em Euros	€	23,96	56,47	180.679,19	33.161,94	124.922,97
<sup>(4)</sup> Valor Estimado c/ a venda de créditos de carbono em dólar	USD	31,34	73,87	236.355,15	43.380,73	163.417,75
<sup>(5)</sup> Valor Estimado c/ a venda de créditos de carbono em Reais	R\$	65,16	153,60	491.447,41	90.200,49	339.790,48

<sup>(1)</sup> Emissão de CO<sub>2</sub> estimada para a Adubare em função dos valores de Manios *et al.* (2007).

<sup>(2)</sup> Emissão de CH<sub>4</sub> estimada para a Adubare em função dos valores de Manios *et al.* (2007).

<sup>(3)</sup> Considerando um valor conservador de € 6,75/t eCO<sub>2</sub>.

<sup>(4)</sup> Considerando um valor conservador de USD 8,83/t eCO<sub>2</sub>.

<sup>(5)</sup> Considerando um valor conservador de R\$ 18,36/t eCO<sub>2</sub>.

Para a seqüência do trabalho recomenda-se uma avaliação da possibilidade de aproveitamento do CO<sub>2</sub>, visto que há um mercado emergente de empresas como *White Martins* e *Air liquide* que aproveitam o gás, após a passagem por sistema de purificação e que o valor comercial estimado seria na faixa de cinco vezes superior ao valor do CH<sub>4</sub>.

Uma aborgadem que vale relatar, mas que não foi objetivo principal do trabalho é a viabilidade financeira. Segundo Costa (2006), os custos com operação e manutenção de unidades de geração de energia a partir de resíduos estariam na ordem de 0,0148 USD/kWh gerados. Quanto à geração de energia elétrica, haveria incidência de impostos na ordem de 30% conforme o projeto NovaGerar (2004), elaborado pela empresa Paulista S.A. O mesmo projeto ainda cita impostos de 33% sobre a comercialização de créditos de carbono e custos de USD 20.000,00 de taxas anuais que devem ser pagas ao Banco Mundial, responsável pela gestão indireta dos sistemas.

A carga tributária brasileira, aliada à oscilação significativa no preço internacional do crédito de carbono, cria desconfortos para possíveis investidores privados no setor. Então, cabe aos governos o incentivo fiscal e também demandas financeiras a fundo perdido, para tornar os pequenos e médios projetos de mecanismos de desenvolvimento limpo viáveis economicamente.

As abordagens relatadas na pesquisa poderiam ser aplicadas em usinas de tratamento de resíduos, que compreenderiam triagem, compostagem e destinação final do rejeito. Poderia desta forma, ser reduzido o volume em aterro e a produção de líquidos percolados, menor emissão de gases de efeito estufa, controle adequado da matéria orgânica de fácil degradação, maximizando o ganho ambiental e abrindo possibilidades para a geração de energia e a comercialização de créditos de carbono.

## 6. REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos sólidos: classificação**. NBR - 10.004. Rio de Janeiro: 2004.

\_\_\_\_ – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos**. NBR - 10.006. Rio de Janeiro: 2004.

\_\_\_\_ – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Amostragem de resíduos**. NBR - 10.007. Rio de Janeiro: 2004.

\_\_\_\_ – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. NBR – 12.209. Rio de Janeiro: 2011.

\_\_\_\_ – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário**. NBR – 12.209. Rio de Janeiro: 1992.

\_\_\_\_ – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Coletânea de Normas Técnicas – Elaboração de TCC, Dissertação e Teses**. Rio de Janeiro: 2012. 85 p. Disponível em: <<http://www.abntcolegao.com.br/ufrs/>>. Acesso em: 13 de Fev. 2013.

ADANI, F.; TAMBONE, F.; GOTTI, A. Biostabilization of municipal solid waste. In: Waste Management, v.24, p.775–783, 2004. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 29 dez. 2009.

ADUBARE. Biosolos Compostos Orgânicos Ltda. Disponível em: <<http://www.adubare.com.br/>>. Acesso em: 12 mar. 2010.

ALFAYEZ, K. Biological Treatment of Municipal Solid Waste – Composting. In: Training – Biogas Project. (2003). Disponível em: <[www.jes.org.jo/BioGas/pdfs/k/english.pdf](http://www.jes.org.jo/BioGas/pdfs/k/english.pdf)>. Acesso em: 02 jul. 2010.

ANWAR, A. A. Adjusted Factor Ga for Pipelines With Multiple Outlets and Outflow. In: Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v.125, p.355-359, 1999. Disponível em: <<http://www.ascelibrary.org>>. Acesso em: 24 out. 2011.

AQUINO, A. M. de; ALMEIDA, D. L. de; GUERRA, J. G. M.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana, colóides orgânicos e nitrogênio inorgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos. In: Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.40, p. 1087-1093, 2005. Disponível em: <[www.scielo.br/pdf/pab/v40n11/a06v4011.pdf](http://www.scielo.br/pdf/pab/v40n11/a06v4011.pdf)>. Acesso em: 23 dez. 2011.

ARVANITTOYANNIS, I. S.; LADAS, D.; MAVROMATIS, A. Wine Waste Management: Treatment Methods and Potential Uses of Treated Waste. In: Waste Management for the Food Industries, p.413-452, 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 30 dez. 2009.

BANCO MUNDIAL. *Manual para a Preparação de Gás de Aterro Sanitário para Projetos de Energia na América Latina e Caribe*. Setembro de 2003. Disponível em: <[http://www.bancomundial.org.ar/lfg/gas\\_access\\_008\\_po.htm](http://www.bancomundial.org.ar/lfg/gas_access_008_po.htm)>. Acesso em 29 out. 2008.

BARROS, D. D. de; LEMME, C.F. *Avaliação da Viabilidade Financeira de Projetos de Aterros Sanitários no Brasil, no Âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, do Protocolo de Quioto: O Caso do Projeto NovaGerar*. In: IX ENGEMA – ENCONTRO NACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE – Anais..., Curitiba, 19 a 21, Novembro de 2007.

BARRINGTON, S; CHOINIÈRE, D.; TRIGUI, M.; KNIGHT, W. Compost Convective Airflow Under Passive Aeration. In: *Bioresource Technology*, p.259-266, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 17 jun. 2013.

BASNAYAKE, B. F. A. Municipal Solid Waste (MSW) for Organic Agriculture. In: Annual Session of the National Agricultural Society of Sri Lanka on "Organic Agriculture: Trends and Challenges and AGM. (2001). Disponível em: <<http://www.swlf.ait.ac.th/data/pdfs/MSW1.pdf>>. Acesso em: 25 jun. 2010.

BELTRAME, K. G. Compostagem de Resíduos Industriais, Comerciais e Agrícolas. IN: 11º AUDIÊNCIA DE SUSTENTABILIDADE – SABESP. **Anais...**, São José dos Campos - SP, 30 de setembro de 2008. Disponível em: <[http://www.sabesp.com.br/Sabesp/filesmng.nsf/EC30ECAD12257929832574DB005D04C5/\\$File/compostagem\\_res\\_ind\\_com\\_ag\\_11aud.pdf](http://www.sabesp.com.br/Sabesp/filesmng.nsf/EC30ECAD12257929832574DB005D04C5/$File/compostagem_res_ind_com_ag_11aud.pdf)>. Acesso em: 5 jul. 2010.

BERGE, N.D.; REINHART, D.R.; BATARSEH, E.S. An assessment of bioreactor landfill costs and benefits. In: *Waste Management*, v.29, p.1558–1567, 2009 Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 10 dez. 2009.

BERTRAN, E.; SORT, X.; SOLIVA, M.; TRILLAS, I. Composting winery waste: sludges and grape stalks. In: *Bioresource Technology*, v.95, p.203–208, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science>>. Acesso em: 18 mar. 2010.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. 1ª edição. EESC - São Carlos, SP, 1999, 120 p. ISBN: 858520527x.

BINGEMER, H. G.; CRUTZEN, P. J. *The production of methane from solid wastes*. *Journal of Geophysical Research*, 92 (D2), pp. 2181-2187. (1987).

BOOTHE, D. D. H.; SMITH, M. C.; GATTIE, D. K. Stability and quality of municipal solid waste compost from a landfill aerobic bioreduction process. In: *Advances environmental research*. v. 6, p. 401-09, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 15 mar. 2010.

BRASIL. Instrução Normativa do MINISTÉRIO DA AGRICULTURA nº 25/2009. Aprova as Definições e Normas Sobre as Especificações e as Garantias, as Tolerâncias, o Registro, a Embalagem e a Rotulagem dos Fertilizantes Orgânicos Simples, Mistos, Compostos, Organominerais e Biofertilizantes Destinados à Agricultura. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 19 jul. 2010.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Versão Preliminar para Consulta Pública. 2011. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/253/\\_publicacao/253\\_publicacao02022012041757.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf)>. Acesso em: 01 de julho de 2013.

BRITO FILHO, L. F. de. **Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2005. 222p. Dissertação (Mestrado de Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ, Outubro de **2005**.

BRITO, L. M. Dinâmica do azoto na compostagem e após a aplicação dos compostos ao solo. In: V Congresso Ibérico de Ciências Hortícolas e IV Congresso Ibero-americano de Ciências Hortícolas: [comunicações], V.3, p. 229-236, 2005. Disponível em: <<http://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=6472>>. Acesso em: 23 dez. 2011.

BRITO, L. M. **Manual de Compostagem**. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima. 2008. Disponível em: <[www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/](http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/)> . Acesso em: 11 mar. 2010.

BRITO, L. M.; MOURÃO, I.; TRINDADE, H.; COUTINHO, J. Produção de azoto mineral durante a compostagem de fracção sólida de chorume da pecuária leiteira intensiva. In: Revista de Ciências Agrárias, v.32, n.1, p.323-334, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.oces.mctes.pt/pdf/rca/v32n1/v32n1a29.pdf>>. Acesso em: 06 jan. 2012

BUARQUE DE HOLANDA, A. (2000). Dicionário da Língua Portuguesa.

BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C.; MORALES, J. MAYORAL, A. M.; MORAL, R. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. In: Bioresource Technology, v.100, p.4766–4772, 2009. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/biortech](http://www.elsevier.com/locate/biortech)>. Acesso em: 18 mar. 2010.

CADENA, E.; CÓLON, J.; SÁNCHEZ, A.; FONT, X.; ARTOLA, A. A methodology to determine gaseous emissions in a composting plant. In: Waste Management, v.29, p.2799–2807, 2009. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 18 mar. 2010.

CEGARRA, J.; ALBUQUERQUE, J. A.; GONZÁLVEZ, J.; TORTOSA, G.; CHAW, D. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product (“alperujo”) managed by mechanical turning. In: Waste Management, v.26, p.1377–1383, 2006. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 21 dez. 2010.

CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. Estudo do potencial da geração de energia renovável proveniente dos "aterros sanitários" nas regiões metropolitanas e grandes cidades do Brasil, Brasil. (2004). Disponível: <[www.cepea.esalq.usp.br/pdf/releaseaterro.pdf](http://www.cepea.esalq.usp.br/pdf/releaseaterro.pdf)>. Acesso: 17 nov. 2009.

CHADWICK, D.R. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. In: Atmospheric Environment, v.30, p.787-799, 2005. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/atmosenv](http://www.elsevier.com/locate/atmosenv)>. Acesso em: 01 fev. 2012.

CHAGAS, A. F. **Influência da taxa de recirculação de lodo no processo de nitrificação em sistema de FBAS precedido de reator UASB**. 2006. 152 p. Dissertação de Mestrado-Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CHEN, A W.; SPARROW, E. M. Effect of exit-port geometry on the performance of a flow distribution manifold. In: International Journal of Heat and Mass Transfer, v.29, p. 2689–2692, 2009a. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/apthermng](http://www.elsevier.com/locate/apthermng)>. Acesso em: 24 out. 2011.

CHEN, A. W.; SPARROW, E. M. Turbulence modeling for flow in a distribution manifold. In: International Journal of Heat and Mass Transfer, v52, p.1573-1581, 2009b. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/ijhmt](http://www.elsevier.com/locate/ijhmt)>. Acesso em: 24 out. 2011.

CLEZAR, C. A.; NOGUEIRA, C. R. **Ventilação Industrial**. Editora da UFSC – Florianópolis – SC, 1999. 298p.: il.

COELHO, S. T.; VELÁZQUEZ, S. M. S. G.; MARTINS, O. S.; ABREU, F. C. Sewage Biogas Conversion into Electricity. In: AGRENER - 6º CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIA NO MEIO RURAL – 6 a 8 de Junho de 2006 – Campinas, SP.

CONPET – Programa nacional da racionalização do uso dos derivados de petróleo e do gás natural. Gás natural. Disponível em: <[http://www.conpet.gov.br/comofazer/comofazer\\_int.php?segmento=&id\\_comofazer\\_serie=30](http://www.conpet.gov.br/comofazer/comofazer_int.php?segmento=&id_comofazer_serie=30)> . Acesso em: 28 out. 2009.

CONSEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Resolução nº 128 de 2006. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/>>. Acesso em: 13 fev. 2013.

\_\_\_\_\_. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Dispõe sobre critérios e padrões de efluentes líquidos a serem observados por todas as fontes poluidoras que lancem seus efluentes nos corpos d'água interiores do Estado do Rio Grande do Sul. Portaria nº 05 de 1989. Disponível em: <<http://www.mundoambiente.eng.br/>>. Acesso em: 14 fev. 2013.

COSTA, D. F. da. **Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás do Tratamento de Esgotos**. 2006. 194p. Dissertação (Mestrado em Energia) – Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 2006.

COSTA LEITE, L. E., MAHLER, C., BRITO FILHO, L. F. Avaliação do Potencial de Receitas Derivadas do Biogás de Aterros. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - 18 a 23 de Setembro de 2005 – Campo Grande, MS.

DARIVA, J. J. Arquivo de fotos da empresa Dariva Ambiental, responsável pela operação da unidade de tratamento de lixo do município de Estrela – RS. 2001.

DALPIAN, J. C. **Compostagem de Resíduos Sólidos Contendo Gordura e Celulose de Indústria de Produtos Cárneos**: Valoração de Resíduos à Sub-Produto. 2004. 162p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional, Área de Concentração em Desenvolvimento Técnico-Ambiental) – Universidade de Santa Cruz do Sul - RS, fevereiro de 2004.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água, Volume I**. Rio de Janeiro: ABES 1993. 496p. ISBN 85-7022-111-8

DESIDERI, U.; DI MARIA, F.; LEONARD, D.; PROIETTI, S. Sanitary landfill energetic potential analysis: a real case study. In: Energy Conversion and Management, v.44, p.1969–1981, 2003. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/enconman](http://www.elsevier.com/locate/enconman)>. Acesso em: 08 mar. 2010.

DIAZ, M.J.; MADEJÓN, E.; LÓPEZ, F.; LÓPEZ, R.; CABRERA, F. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. In: *Process Biochemistry*, v.37, p.1143–1150, 2002. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/procbio](http://www.elsevier.com/locate/procbio)>. Acesso em: 18 mar. 2010.

DMLU-PMPA. Departamento Municipal de Limpeza Urbana – Prefeitura Municipal de Porto Alegre. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Porto Alegre**. Fase de Diagnóstico. 2012. Disponível em: <[http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmlu/default.php?p\\_secao=154](http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmlu/default.php?p_secao=154)>. Acesso em: 01 de julho de 2013.

DOLABELLA, R. V. M. **A consolidação das competências organizacionais na vitivinicultura brasileira: um estudo de caso na vinícola miolo**. 2006. 172p. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos – São Leopoldo - RS, abril de 2006.

DUTRA, D. A. **Uso dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Arroio Ferreira Santa Maria/RS**. 2001. 127f. Monografia (Trabalho de Graduação A, apresentado ao Curso de Geografia, como requisito parcial para obtenção do grau de Licenciado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

EL MOUEDDEB, K.; BARRINGTON, S.; BARTHAKUR, N. Perforated Ventilation Ducts : Part 1, A Model for Air Flow Distribution. In: *Journal of Agricultural Engineering Research*, v68, p.21-27, 1997. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acesso em: 24 out. 2011.

ELEFTHERIOU, P. Energy from waste: a possible alternative energy source for large size municipalities. In: *Waste Management & Research*, v.25, p.483–486, 2007. Disponível em: <<http://wmr.sagepub.com/cgi/content/abstract/25/5/483>>. Acesso em: 20 nov. 2009.

ENSINAS, A. V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas - SP**. 2003. 145p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP, Dezembro de 2003.

EPA. Turning a Liability into an Asset: A Landfill Gas-to-Energy Project Development Handbook. EPA 430-B-96-004. (1996). Disponível em: <<http://www.epa.gov/lmop/res/pdf/handbook.pdf>>. Acesso em: 19 nov. 2009.

EPA. Technology Transfer Network Clean Air Technology Center (Software - executables & Manuals - Landfill Gas Emissions Model - LandGEM). (2005). Disponível: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/products.html#software>>. Acesso em: 22 out. 2009.

FENSTERSEIFER, J. E. Vinho brasileiro: más notícias e bons presságios. In: *Administração do Milênio*, ano 10, v.10. Outubro 2005. Disponível em: <<http://www.ea.ufrgs.br/publicacoes/Milenio/outono2005.pdf>>. Acesso em: 14 junho 2010.

FEPAGRO FLORESTAS. Unidade de Apoio, Fundação Estadual de Pesquisas Agropecuárias (Santa Maria, RS). Roberto Trevisan. Medidor pluviográfico de superfície convencional. Dados de precipitação entre os anos de 1970 e 2004.

FERREIRA, F. G. **Estratégias de produção das empresas vitivinícolas da serra gaúcha investidoras em vitivinicultura na metade Sul do Rio Grande do Sul**. 2005. 153p. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre - RS, 2005.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

FERNANDES, L.; ZHAN, W; PATNI, N. K.; JUI, P. Y. Temperature Distribution and Variation in Passively Aerated Static Compost Piles. In: Bioresource Technology, p.257-263, 1994. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 17 jun. 2013.

FERNANDES, P. A. L. **Estudo Comparativo e Avaliação de Diferentes Sistemas de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos**. 1999. 128f. Dissertação (Mestrado em engenharia civil). Universidade de Coimbra, Portugal Disponível em: <<http://iconline.ipleiria.pt/handle/10400.8/52>>. Acesso em: 6 jul. 2010.

FERRER, J.; PAEZ, G.; MARMOL, Z.; RAMONES, E.; CHANDLER, C.; MARÍN, M.; FERRER, A. Agronomic use of biotechnologically processed grape wastes. In: Bioresource Technology, v.76, p.39–44, 2001. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 18 mar. 2010.

FIGUEIREDO, N. J. V. **Utilização do Biogás de Aterro Sanitário para Geração de Energia Elétrica e Iluminação a Gás – Estudo de Caso**. 2007. 90p. Monografia (Trabalho de Graduação, apresentado ao Curso de Engenharia Mecânica, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Mecânica) – Escola de Engenharia da Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2007.

FLORENCIO, L; ALMEIDA, P. G. S; MENDONÇA, N. M; JUNIOR, I. V; ANDRADE NETO, C. O PIVELI, R. P; CHERNICHARO, C. A. L. **Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos d'água. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. In: MOTA, F. S. B. e VON SPERLING, M. (Coordenadores) Nitrificação em reatores aeróbios com biomassa aderida. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB 5, 2009. p. 263-293.

FNS - Fundo Nacional de Saúde – MINISTÉRIO DA SAÚDE. 1999. **Manual de Saneamento**. 3ª edição. Brasília/DF.

FURTADO, M. Fiscalização e ‘boa vizinhança’ incentivam combate ao mau cheiro. In: Revista Química e Derivados. Ed: QD Ltda, n. 478. São Paulo: **2008**. Disponível em: <<http://www.quimica.com.br/revista/qd478/odor/odor01.html>>. Acesso em: 09 mar. 2010.

GAZETA MERCANTIL. **Brasil perde fatia no mercado de crédito de carbono**. Disponível em: <<http://indexet.investmentosenoticias.com.br/arquivo/2007/05/15/178/Brasil-perde-fatiao-mercado-de-credito-de-carbono.html>>. Acesso em: 16 nov. 2009.

GALE, J.; SANKOVSKI, A.; CROOK, L. Abatement of emissions of other greenhouse gases. In: Proceedings of the Nitrous Oxide. GHGT-5 Greenhouse Gas Control Technologies Conference – 13 a 16 de agosto de 2000. Cairns, Austrália. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books>>. Acesso em: 10 mar. 2010.

GAO, M.; LI, B.; YU, A.; LIANG, F.; YANG, L.; SUN, Y. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. In: Bioresource Technology, v.101, p. 1899–1903, 2010. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/biortech](http://www.elsevier.com/locate/biortech)>. Acesso em: 22 dez. 2011.



GERMANO, P. C. C. *et al.* Relação DQO x DBO Em Sistema Aeróbio de Disposição de Resíduos Sólidos do Aterro Sanitário – Capão da Canoa / RS. In.: VI SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS – ABES – 22 a 25 de Setembro de 2002 – Gramado, RS.

GOHLKE, O.; UMWELT, M.G. Efficiency of energy recovery from municipal solid waste and the resultant effect on the greenhouse gas balance. In: Waste Management & Research., v. 27, n.9, p.894-906, 2009. Disponível em: <<http://www.sagepub.com>>. Acesso: 20 nov. 09.

GOMES, L. P. (coordenadora). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009, 360p.: il - Projeto PROSAB - ISBN: 978-85-7022-163-6.

GOMES, T. L. **Avaliação Quali-Quantitativa do Percolado Gerado no Aterro Controlado de Santa Maria - RS.** 2005. 94f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS, Maio de 2005.

GOMES, T. L.; GEHLING, G. R. O Aterro da Caturrita em Santa Maria – RS: Uma Atualização Quanto aos Potenciais da Digestão Anaeróbia. In: Tecno-Lógica. v.13, n.2, p. 75-85, 2009. Disponível em: <<http://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica>>.

GUARDIA, A. de; PETIOT, C.; ROGEAU, D. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. In: Waste Management, v.28, p.73–84, 2008. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 21 dez. 2009.

GUTIERREZ, M. J. F.; BAXTER, D.; HUNTER, C.; SVOBODA, K. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions from waste and biomass to energy plants. In: Waste Management & Research, v.23, p.133–147, 2005. Disponível em: <<http://wmr.sagepub.com/cgi/content/abstract/23/2/133>>. Acesso em: 10 mar. 2010.

HAM, R. K.; BARLAZ, M. A. *Measurement and Prediction of Landfill Gas Quality and Quantity in Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact.* ed. Thomas H. Chistensen, Raffaello Cossu, and Rainer Stegmann (Academic Press, New York, 1989) p.155-158

HANSEN, M.N, HENRIKSEN, K. & SOMMER, S.G. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. In: Atmospheric Environment, v.40, p.4172-4181, 2006. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/atmosenv](http://www.elsevier.com/locate/atmosenv)>. Acesso em: 01 fev. 2012.

HAO, X.; CHANG, C. Gaseous NO, NO<sub>2</sub>, and NH<sub>3</sub> loss during cattle feedlot manure composting. In: Phyton-annales Rei Botanicae, v.41, p.81-93, 2001. Disponível em: <[http://agrienvarchive.ca/bioenergy/download/Hao\\_compost.pdf](http://agrienvarchive.ca/bioenergy/download/Hao_compost.pdf)>. Acesso em: 14 fev. 2012.

HELLMANN, B.; ZELLES, L.; PALOJÄRVI, A.; BAI, Q. Emission of Climate-Relevant Trace Gases and Succession of Microbial Communities during Open-Windrow Composting. In: Applied and Environmental Microbiology, v.63, p. 1011-1018, 1997. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1389129/pdf/hw1011.pdf>>. Acesso em: 06 jan. 2012.

HUDSON, J. E. *et al.* Diving-flow manifolds with square-edged laterals. Journal Environmental Engineering Division, ASCE, n. 105, p.745, 1979.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Municípios com serviço de coleta de resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos, por quantidade diária coletada, segundo as Grandes Regiões e as Unidades da Federação – 2008. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoavedida/pnsb2008/defaulttabzip\\_man\\_res\\_sol.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoavedida/pnsb2008/defaulttabzip_man_res_sol.shtm)>. Acesso em: 09 nov.2012.

IBRAVIN – Instituto Brasileiro do Vinho. Demonstrativo da Elaboração de Vinhos e Derivados de 2004 até 2009 (RS). **(2010)**. Disponível em: <<http://www.ibravin.org.br/admin/UPLarquivos/200420101622592.pdf>>. Acesso em: 22 jun. 2010.

IPCC. **Desechos**. Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Cap.V,1996.Disponível:<[http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gp/spanish/gpgaum\\_es.htm](http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gp/spanish/gpgaum_es.htm)> . Acesso: 7 mar. 2005.

IPCC. **Desperdícios**. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, v. 2, módulo 6, p.1-20; 21-39, 1996. Disponível: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/wastspan.htm>>. Acesso: 24 mar. 2010.

JOHNSON, S. T. Analysis of Manifold Fluid Flow Networks for Air and Liquid Flow-Through Modular Electronics. In: Seventeenth IEEE SEMI-THERM **Symposium**. p.233-234, 2001.

KEENER, H. M.; ELWELL, D. L.; EKINCI, K.; HOITINK, H. A. J. Composting and value-added utilizasyon of manure from a highrise swine finishing facility. *Compost Science and Utilizasyon*. v.9, p.312–321, 2001.

KIEHL, Edmar José. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres Ltda, 1985.

KJELDSEN, P. *et al.* Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com> >. Acesso em: 9 set. 2008.

KROEZE, C. Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O) Emissions Inventory and Options for Control in the Netherlands. In: The National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Holanda 1994, registro n. 773001004. Disponível em: <<http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/10521/1/773001004.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2010.

KULCU, R; YALDIZ, O. Composting dynamics and optimum mixture ratio of chicken manure and vineyard wastes. In: *Waste Management & Research*, v.23, p.101–105, 2005. Disponível em: <<http://wmr.sagepub.com/content/23/2/101>>. Acesso em: 10 nov. 2010.

KULCU, R.; YALDIZ, O. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. In: *Bioresource Technology*, v.93, p.49-57, 2004. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acesso: 07 fev. 2011.

LAQUIDARA, M. J.; LEUSCHNER, A. P.; WISE, D. L. Procedure for Determining Potencial Gás Quantities in na Existing Sanitary Landfill, In: *Water Science and Technology*, v.18, n.12, p.151-162, 1986. Disponível em: <<http://www.iwaponline.com>>. Acesso em: 02 jan. 2009.

LEÃO, N. E. C.; SANTOS, M. S. E. **Programa “Nosso Lixo Tem Futuro”:** **Alternativas de Conciliação entre Desenvolvimento e Redução de Impactos Ambientais em Barcarena/Pa. Foco: Projeto Albrás S/A.** 2008. 50p. Monografia (Especialização em Educação Ambiental) – Faculdade de Ciências Sociais Aplicadas – Facisa, Belém - PA, 2008.

LEIVA, M. T. G. Estudi del compostatge de residus sòlids orgànics. Optimizació de la mescla inicial e seguiment de paràmetres de d’activitat biològica del procés. 2005. 146p. Tese (Doutorado pela Escola Politécnica de Meio Ambiente). Universidade Autônoma da Catalunha, Barcelona, 2005.

LEONARD, A. A história das coisas. Direção e edição Fábio Gavi; Locução Nina Garcia; Adaptação do texto Denise Zepter. Estúdios Gavi New Track - SP. Versão dublada em Português do documentário *The Story of Stuff* (2007). Disponível em: <<http://video.google.com/videoplay?docid=-7568664880564855303>>. Acesso em: 03 jun. 2009.

LIANG, C.; DAS, K. C.; McCLENDON, R. W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. In: *Bioresource technology*, v.86, p.131-137, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 17 mar. 2010.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: tratamento e biorremediação.** 3. ed. São Paulo: Editora Hemus Ltda, 1995.

LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E.; CORTE, A. Greenhouse effect reduction and energy recovery from waste landfill. In: *Science Direct*, v.31, p.3208–3219, 2006. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/energy](http://www.elsevier.com/locate/energy)>. Acesso em: 01 dez. 2009.

MACHADO, S.L.; CARVALHO, M.F.; GOURC, J.P.; VILAR, O.M.; NASCIMENTO, J.C.F. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. In: *Waste Management*, v.29, p.153–161, 2009. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 02 set. 2009.

MACINTYRE, A. J. **Ventilação Industrial e Controle da Poluição.** 2ª ed. – Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1990. 403p.

MACINTYRE, A. J. **Instalações Hidráulicas – Prediais e Industriais.** 3ª ed. – Rio de Janeiro: LTC - Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., 1996. 739p.: il. ISBN 85-216-1044-0.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M. e PARKER, J. **Microbiologia de Brock.** 10ª edição. São Paulo, SP: Editora Pearson Brasil, 2004. Parte III - Livro eletrônico (01 CD). ISBN: 8587918516.

MANIOS, T.; MANIADAKIS, K.; BOUTZAKIS, P.; NAZIRIDIS, Y.; LASARIDI, K.; MARKAKIS, G.; STENTIFORD, E. I. Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive oil mill sludge windrow pile during composting. In: Waste Management, v.27, p.1092–1098, 2007. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 21 dez. 2009.

MARQUES, A. S. M. L. da C. **Valorização Orgânica do Subproduto da Destilação do Bagaço de Uva**. 2008. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal, 2008. Disponível em: <<http://biblioteca.sinbad.ua.pt/teses/2009000602>>. Acesso em: 04 mai. 2009.

MCBEAN, E. A.; SYED-RITCHIE, S.; ROVERS, F. A. Performance results from the Tucumán solid waste bioreactor. In: Waste Management, v.27, p.1783–1791, 2007. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 02 set. 2009.

MELLO, L. M. R. *Produção e Comercialização de Uvas e Vinhos - Panorama 2009*. Disponível em <<http://www.cnpuv.embrapa.br/publica/artigos/prodvit2009vf.pdf>> Acesso em: 14 jun 2010.

MERAH, N; SAGHIR, F.; KAHN, Z.; BAZOUNE, A. A study of frequency and temperature effects on fatigue crack growth resistance of CPVC. In: Engineering Fracture Mechanics, v.72, p.1691-1701, 2005. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/engfracmech](http://www.elsevier.com/locate/engfracmech)>. Acesso em: 01 jul. 2011.

MESQUITA, A. L. S.; GUIMARÃES, F. A.; NEFUSSI, N. **Engenharia de ventilação industrial**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda., 1977.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. McGraw Hill, 4<sup>th</sup> edition, 1819p. 2003.

MIRANDA, M. L.; HALE, B. Paradise recovered: energy production and waste management in island environments. In: Energy Policy, v.33, p.1691–1702, 2005. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/enpol](http://www.elsevier.com/locate/enpol)>. Acesso em: 09 dez. 2009.

MONTEIRO, J. H. P. *et al.* **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. 15<sup>a</sup> edição. Rio de Janeiro: IBAM, 2001, 200 p.

NETO, J. T. P. Gerenciamento de Resíduos Sólidos em Municípios de Pequeno Porte. In: Revista Ciência e Meio Ambiente. Ed: UFSM, vol 1, n.1. Santa Maria: 1999.

NETO, J. T. P.; MESQUITA, M. M. Composting of Urban Solid Wastes: Theory, Operational and Epidemiological Aspects. (1993) Informação Técnica Hidráulica Sanitária, LNEC, Lisboa.

NORBU, T.; VISVANATHAN, C.; BASNAYAKE, B. Pretreatment of municipal solid waste prior to landfilling. In: Waste Management, v.25, p.997–1003, 2005. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 29 dez. 2009.

NOVAGERAR. *NovaGerar Landfill Gas to Energy Project. Project Design Document (PDD). Prepared for World Bank Carbon Finance Unit*. February 2004. Disponível em: <[www.retscreen.net/download.php/fi/498/3/CHP10-C.pdf](http://www.retscreen.net/download.php/fi/498/3/CHP10-C.pdf)>. Acesso: 16 nov. 2009.

NOVAGERAR. *Projeto NovaGerar de conversão de gases de aterro em energia dentro do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)*. 13 de outubro de 2004. Disponível em: <[http://www.bayer.com.br/byee/home.nsf/04bbd938b0f97149c1256ac500564711/83256e850068df8283256f2e003d38c8/\\$FILE/projeto%20Pablo%20Fernandez.pdf](http://www.bayer.com.br/byee/home.nsf/04bbd938b0f97149c1256ac500564711/83256e850068df8283256f2e003d38c8/$FILE/projeto%20Pablo%20Fernandez.pdf)>. Acesso em: 17 out 2008.

OGUNWANDE, G. A.; OSUNADE, J. A. Passive aeration composting of chicken litter: Effects of aeration pipe orientation and perforation size on losses of compost elements. In: *Journal of Environmental Management*, p.85-91, 2011. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/jenvman](http://www.elsevier.com/locate/jenvman)>. Acesso em: 19 jun. 2013.

OLIVEIRA, A. L. M. de. **Simulação da Codisposição de Resíduos de Manzate<sup>®</sup> 800 com Resíduos Sólidos Urbanos Durante a Fase Metanogênica**. 2002. 179f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Abril de 2002.

OLIVEIRA, L. D. **Avaliação do processo de nitrificação em um filtro biológico aerado submerso alimentado com efluente de RALF**. 2012. 100p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana – Linha de Pesquisa: Planejamento e Gestão dos Sistemas Urbanos) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2012.

PINHEIRO, R. J. B. *et al.* A importância da geologia nos problemas geotécnicos na região de Santa Maria, Rio Grande do Sul. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL. **Anais...**, Ouro Preto, 25 a 28 de Agosto de 2002.

PIRES, F. Resíduos vão produzir energia e material orgânico. **Mensageiro Notícias**, Bragança, Portugal, 04 mar. 2010. Disponível em: <<http://www.mdb.pt/noticia/2589>>. Acesso em: 04 mar. 2010.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SANTA MARIA. Projeto Executivo de Aterro Controlado para Resíduos Sólidos Domésticos – Elaborado por PRT – Prestação de Serviços Ltda, Janeiro de 2003.

PROMAN. Projetos de placa de orifício e instrumentação. 2011.

PROTAS, J. F. S. Uvas Viníferas para Processamento em Regiões de Clima Temperado. *Sistemas de Produção* 4. ISSN 1678-8761 Versão Eletrônica, Jul./2003. Disponível em: <<http://www.cnpuv.embrapa.br/publica/sprod/UvasViniferasRegioesClimaTemperado/indicacoes.htm>> Acesso em: 14 jul 2010.

PSOMOPOULOS, C. S.; BOURKA, A.; THEMELIS, N.J. Waste-to-energy: A review of the status and benefits in USA. In: *Waste Management*, v.29, p.1718–1724, 2009. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 10 dez. 2009.

RASAPOOR, M.; NASRABADI, T.; KAMALI, M.; HOVEIDI, H. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. In: *Waste Management*, v.29, p.570–573, 2009. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 21 dez. 2009.

RAVIV, M.; MEDINA, S.; KRASNOVSKY, A.; ZIADNA, H. Organic matter and nitrogen conservation in manure compost for organic agriculture. In: *Compost Science Utilization*, v.12, 6-10, 2004.

REIS, M. F. P. **Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 239f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Julho de 2005.

RESÍDUOS DO NORDESTE. **Aterro Sanitário de Urjais**. Terra Quente Transmontana, Bragança, Portugal, 2010. Disponível em: <<http://www.residuosdonordeste.pt/aterro.htm>>. Acesso em: 4 de mar. 2010.

RESÍDUOS DO NORDESTE. **Caracterização média dos resíduos do aterro sanitário de Urjais**. Terra Quente Transmontana, Bragança, Portugal, 2009. Disponível em: <<http://www.residuosdonordeste.pt/aterroSanitario/>>. Acesso em: 4 de nov. 2010.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de Água - Tecnologia Atualizada**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 1991. 332p.

RIFFALDI, R.; LEVI-MINZI, R.; SAVIOZZI, A.; CAPURRO, M. Evaluation garbage compost. In: *Biocycle*, v.33, p.66-69, 1992. Disponível em: <<http://vnweb.hwwilsonweb.com/hww/jumpstart.jhtml?recid=0bc05f7a67b1790ef409bfd03ef7308dc2a9d0c606bce69dfdfc9fdbcec96932d6f62bc1d7a163f2&fmt=C>> Acesso em: 16 mar. 2010.

RITZKOWSKI, M.; STEGMANN, R. Generating CO<sub>2</sub>-credits through landfill in situ aeration. In: *Waste Management*, v.30, p.702-706, 2010. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)>. Acesso em: 09 mar. 2010.

ROBAINA, L. E. S. *et al.* Áreas para Instalação de Aterro Sanitário – Santa Maria - RS. Projeto encomendado para a Prefeitura Municipal de Santa Maria, Agosto de 2001.

ROBAINA, L. E. S., OLIVEIRA, E. L. A., PIRES, C. A. F. Estudo para Instalação de um Aterro Sanitário no Município de Santa Maria – RS. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL. *Anais...*, Ouro Preto, 25 a 28 de Agosto de 2002.

RUGGERI, L.; CADENA, E.; MARTÍNEZ-BLAMCO, J.; GAZOL, C. M.; RIERADEVALL, J.; GABARRELL, X.; GEA, T.; SORT, X.; SÁNCHEZ, A. Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. In: *Journal of Cleaner Production*, v.17, p.830–838, 2009. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/jclepro](http://www.elsevier.com/locate/jclepro)>. Acesso em: 30 dez. 2009.

SANCHEZ, A. P. C. **Aplicação do processo de compostagem na estabilização de resíduo de aviário**. 2007. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Universidade de Aveiro, Portugal, 2007.

SCHNEIDER, L. **Dinâmica locacional da vitivinicultura: novas regiões do Rio Grande do Sul e Vale do São Francisco**. 2006. 117p. Dissertação (Mestrado em ciências, área de concentração em economia aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

SECRETARIA MUNICIPAL DE FINANÇAS. Prefeitura arrecada R\$ 37 milhões no 2º Leilão de Créditos de Carbono. Prefeitura Municipal de São Paulo, São Paulo, 26 set. 2008. Disponível em: <<http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/financas/noticias/?p=5293>>. Acesso em: 5 dez. 2008.

SILVEIRA, A. M. de M. **Estudo do Peso Específico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2004. 106p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, Março de 2004.

SINGH, K. S. **Municipal Wastewater Treatment By Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors**. 1999. 322p. Tese (Doutorado em Sistemas de Engenharia Ambiental) – Universidade de Regina, Canadá, 1999.

SYLLA, Y. B.; KURODA, M.; YAMADA, M.; MATSUMOTO, N. Feasibility study of a passive aeration reactor equipped with vertical pipes for compost stabilization of cow manure. In: Waste Management & Research, v.24, p.456–464, 2006. Disponível em: <<http://wmr.sagepub.com/cgi/content/abstract/24/5/456>>. Acesso em: 30 dez. 2009.

TANIKAWA, N.; TOSHITADA, I.; & URANO, K. Characteristics of continuous analyzers for nitrous oxide in flue gas from municipal incinerators. In: The Science of the Total Environment, v.175, p.189–198, 1995. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acesso em: 11 mar. 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G., THESSSEN, H., VIGIL, S. A. Composicion y Caracteristicas. Generacion, Movimento y Control de los Gases de Vertedoro. Gestion Integral de Resíduos Sólidos, v. 1, capítulo 11.4, Mc Graw Hill. 1994.

THEMELIS, N. J.; KIM, Y. H.; BRADY, M. H. Energy recovery from New York City municipal solid wastes. In: Waste Management Research, v.20, p.223–233, 2002. Disponível em: <<http://wmr.sagepub.com/cgi/content/abstract/20/3/223>>. Acesso em: 08 de mar. 2010.

THEMELIS, N. J.; ULLOA, P. A. Methane generation in landfills. In: Renewable Energy, v.32, p.1243–1257, 2007. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/renene](http://www.elsevier.com/locate/renene)>. Acesso em: 03 de dez. 2009.

TOPOGRAPHIA & PLANEJAMENTO RURAL S/C LTDA. Levantamento Topográfico Plani-Altimétrico do Aterro da Caturrita, elaborado para a Prefeitura Municipal de Santa Maria/RS – 1999.

Uol Economia. **Aterro português produz eletricidade a partir do lixo**. Disponível em: <<http://economia.uol.com.br/ultnot/lusa/2009/07/28/ult3679u7258.jhtm>>. Acesso em: 28 jul. 2009.

VALOR AMBIENTE. ICRSU - Instalação de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos. 2008. Disponível em: <<http://www.valorambiente.pt/etrs-meia-serra/icrsu>>. Acesso em: 16 mar. 2010.

VALOR ECONÔMICO. **Brasil registra apenas 14 projetos de venda de crédito de carbono em 2011**. Notícia publicada em 05 de janeiro de 2012. Disponível em: <<http://www.valor.com.br/brasil/1168692/brasil-registra-apenas-14-projetos-de-venda-de-credito-de-carbono-em-2011>>. Acesso em: 09 jan. 2013.

VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 4ª ed. – Belo Horizonte: Imprimatur Artes Ltda, 2002. 576p.: il. CDD 612.162

VILLAESCUSA, I., FIOL, N., MARTINEZ, M., MIRRALES, N., POCH, J. AND SERALOCS, J. Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. In: *Water Research*, v.38, p.992–1002, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 18 mar. 2010.

VINING; M. A. **Bench-Scale Compost Reactors System and The Self Heating Capabilities**. Dissertação de Mestrado, Texas A&M University Department of Civil and Environmental Engineering, 2002.

WABEKE, R. L. Air contaminants and industrial hygiene ventilation: handbook of practical calculations, problems, and solutions. Boca Raton, Flórida, EUA – Editora: CRC Press LLC, 1998. ISBN 0-56670-307-7.

WANG, J. Theory of flow distribution in manifolds. In: *Chemical Engineering Journal*, v.168, p.1331-1345, 2011. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/cej](http://www.elsevier.com/locate/cej)>. Acesso em: 24 out. 2011.

WEF e ASCE. **Design of Municipal Wastewater Treatment Plants**. WEF Manual of Practice No. 8, ASCE Manual and Report on Engineering Practice No. 76, Water Environment Federation, Alexandria, VA. 1992.

WYPYCH, P. W. Design Considerations of Long-Distance Pneumatic Transport and Pipe Branching. In: Elsevier, cap. 11, p.712–772, 1998. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/powtec](http://www.elsevier.com/locate/powtec)>. Acesso em: 01 jun. 2011.

ZAMORANO, M.; PERÉZS, J. I. P.; PAVÉS, I. A.; RIDAL, A. R. Study of the energy potential of the biogas produced. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.11, p.909–922, 2007. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acesso em: 20 nov. 2009.