

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**  
**ESCOLA DE ENGENHARIA**

**Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais**  
**PPGEM**

**IMPLANTAÇÃO DE UM BIORREATOR PARA**  
**ESTUDO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS:**  
**PROBLEMAS, AJUSTES E SOLUÇÕES DE LABORATÓRIO**

**por**

**Carlos Eduardo John**

**Orientador: Prof. Jair Carlos Koppe, Dr.**  
**Co-orientador: Prof. Katia de Quadros Wilberg, Dr.**

**Dissertação para obtenção do título de Mestre em Engenharia**

**Porto Alegre**

**2004**

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**  
**ESCOLA DE ENGENHARIA**

**Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais**  
**PPGEM**

**IMPLANTAÇÃO DE UM BIORREATOR PARA**  
**ESTUDO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS:**  
**PROBLEMAS, AJUSTES E SOLUÇÕES DE LABORATÓRIO**

por

**Carlos Eduardo John**

**Engenheiro Químico**

**Trabalho realizado no Laboratório de Pesquisa Mineral e Planejamento Mineiro – LPM, do Departamento de Engenharia de Minas dentro do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais – PPGEM, em colaboração com a Universidade Luterana do Brasil (ULBRA) e *The University of Queensland* (UQ) da Austrália, como parte dos requisitos para obtenção do Título de**

**MESTRE EM ENGENHARIA**

**Área de Concentração: Tecnologia Mineral**

**Porto Alegre, 2004**

Esta dissertação foi julgada adequada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e aprovada em sua forma final, pelo Orientador e pela Banca Examinadora do Curso de Pós-Graduação.

Orientador: Prof. Dr. Jair Carlos Koppe

Co-orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr. Katia de Quadros Wilberg

Banca Examinadora:

Prof<sup>a</sup>. Dr. Liliana Amaral Feris – PPGEAM – ULBRA

Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia – IPH – UFRGS

Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider – PPGEM – UFRGS

Prof. Dr. Carlos Arthur Ferreira  
Coordenador do PPGEM

*“O Senhor é o meu pastor; nada me faltará.  
Ele me faz repousar em pastos verdejantes.  
Leva-me para junto das águas de descanso;  
refrigera -me a alma. Guia -me pelas veredas  
da justiça por amor do seu nome. Ainda que  
eu ande pelo vale da sombra da morte não  
temerei mal nenhum, porque tu estás comigo;  
o teu bordão e o teu cajado me consolam.  
Preparas uma mesa na presença dos meus  
adversários, unges-me a cabeça com óleo;  
o meu cálice transborda. Bondade e misericórdia  
certamente me seguirão todos os dias da  
minha vida; e habitarei na Casa do Senhor  
para todo o sempre”.*

*Salmo 23.1-6*

Aos meus pais,  
*Romeo John e Diva Pasinato John*  
pelo amor e carinho  
ao meu irmão,  
*Marcelo John*  
pelo companheirismo  
à minha Vó,  
*Teresinha Boff Pasinato*  
pelo insubstituível amor de vó  
à minha noiva,  
*Paola Carmisini*  
pelo amor, carinho, atenção e apoio  
e a Jesus Cristo pela certeza da vitória.

*“Invoca-me e te responderei; anunciarte-ei  
coisas grandes e ocultas, que não sabes”. Jr 33.3*

## AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento e conclusão desta pesquisa só foram possíveis pelo inestimável apoio, estímulo e amizade de alguns, aos quais eu gostaria de expressar a minha profunda gratidão.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul e à Universidade Luterana do Brasil, pela oportunidade, infra-estrutura oferecida, qualidade de recursos e apoio técnico.

Ao Professor Jair Carlos Koppe, pela orientação, confiança e amizade.

À Professora Katia de Quadros Wilberg, pela orientação, amizade, apoio e atenção na realização da parte escrita e experimental.

Ao CNPq, à CAPES e a FULBRA, pelo suporte econômico.

Aos colegas e professores do Laboratório de Resíduos da ULBRA e do Laboratório de Pesquisa Mineral (LPM) pela maravilhosa convivência e pelo caloroso ambiente de trabalho. Um agradecimento em especial para o Professor Joe da Costa, da *The University of Queensland*, pela orientação no começo da pesquisa, ao Técnico em Eletrônica André Bianchi, pelo auxílio na montagem e ajuste dos equipamentos, ao Sr. Nelson Cauduro pela disponibilização da maquetaria da ULBRA, ao Sr. Dante do Setor de Transportes da ULBRA, pela disponibilização de veículo para coleta de material para a pesquisa, à Professora Tânia Renata Prochnow e aos técnicos da Central de Laboratórios da ULBRA pelo auxílio técnico. E aos professores do curso de Engenharia Ambiental da ULBRA, Liliana Amaral Féris e Erwin Tochtrop pelo forte laço de amizade que se estendem desde a graduação.

À CORSAN, em especial ao Técnico Rildo Gulart Peres, pelo apoio nas análises químicas, à CEASA, em especial ao Eng. Paulo Antônio Regla e a Empresa Gelita do Brasil, em especial à Técnica Marcela Kunzler, pela disponibilização de materiais para a pesquisa.

A todos os bolsistas do Laboratório de Resíduos, em especial aqueles que participaram efetivamente na parte experimental desta pesquisa, Diogo Lima, Saulo Paidon Chiele, Billy Reinheimer e Miguel Finkler.

Aos meus pais e familiares pelo amor, dedicação e carinho, dispensados durante toda a minha vida. À minha noiva Paola Carmisini *...não existem palavras que possam expressar o quanto eu te amo!*

# SUMÁRIO

<i>Agradecimentos</i> .....	<i>vi</i>
<i>Sumário</i> .....	<i>vii</i>
<i>Lista de Figuras</i> .....	<i>xi</i>
<i>Lista de Tabelas</i> .....	<i>xv</i>
<i>Lista de Abreviaturas</i> .....	<i>xvi</i>
<i>Resumo</i> .....	<i>xix</i>
<i>Abstract</i> .....	<i>xx</i>
<b>1 Introdução e Objetivos</b> .....	<b>1</b>
1.1 Meta .....	2
1.2 Objetivos Específicos .....	2
<b>2 Resíduos Sólidos Urbanos e a Geração de Gases</b> .....	<b>3</b>
2.1 Impactos Ambientais das Atividades Humanas .....	3
2.2 Resíduo Sólido .....	6
2.3 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil e no Rio Grande do Sul.....	7
2.4 Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos .....	8
2.5 Aterro Sanitário .....	13
2.5.1 Digestão Anaeróbia .....	16
2.5.2 Fases da Digestão Anaeróbia .....	27
2.5.3 Química da Metanogênese .....	32
2.5.4 Fatores que Influenciam a Aceleração da Degradação da Matéria Orgânica.....	34
2.6 Emprego de Reatores Anaeróbios no Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos .	36
2.6.1 Sistemas de Um Estágio .....	36
2.6.2 Sistemas de Dois Estágios .....	38
2.6.3 Sistemas em Batelada .....	38
2.7 Aplicações do Biogás .....	39
<b>3 Experimental</b> .....	<b>43</b>
3.1 1º Batelada .....	43
3.1.1 Materiais e Reagentes .....	43
3.1.2 Metodologia Experimental.....	49

3.2	2° Batelada .....	51
	3.2.1 Materiais e Reagentes .....	51
	3.2.2 Metodologia Experimental.....	52
3.3	3° Batelada .....	53
	3.3.1 Materiais e Reagentes .....	53
	3.3.2 Metodologia Experimental.....	55
3.4	4° Batelada .....	57
	3.4.1 Materiais e Reagentes .....	57
	3.4.2 Metodologia Experimental.....	59
	3.4.3 Técnicas Analíticas.....	63
3.5	5° Batelada .....	64
	3.5.1 Materiais e Reagentes .....	65
	3.5.2 Metodologia Experimental.....	67
	3.5.3 Técnicas Analíticas.....	68
3.6	6° Batelada .....	69
	3.6.1 Materiais e Reagentes .....	69
	3.6.2 Metodologia Experimental.....	72
	3.6.3 Técnicas Analíticas.....	74
3.7	7° Batelada .....	75
	3.7.1 Materiais e Reagentes .....	75
	3.7.2 Metodologia Experimental.....	76
	3.7.3 Técnicas Analíticas.....	77
3.8	8° Batelada .....	78
	3.8.1 Materiais e Reagentes .....	78
	3.8.2 Metodologia Experimental.....	79
	3.8.3 Técnicas Analíticas.....	79
3.9	Metodologia Proposta .....	80
<b>4</b>	<b>Resultados e Discussões.....</b>	<b>82</b>
4.1	1° Batelada .....	82
	4.1.1 Monitoramento do pH.....	82
	4.1.2 Monitoramento da Temperatura .....	83
	4.1.3 Produção de Gás .....	84



4.2	2° Batelada .....	84
4.3	3° Batelada .....	86
	4.3.1 Monitoramento do pH.....	86
	4.3.2 Monitoramento da Temperatura .....	88
	4.3.3 Produção de Gás .....	89
4.4	4° Batelada .....	89
	4.4.1 Monitoramento do pH.....	89
	4.4.2 Monitoramento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>7</sub> ).....	91
	4.4.3 Monitoramento da Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	92
	4.4.4 Monitoramento dos Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's).....	92
	4.4.5 Monitoramento da Temperatura .....	94
	4.4.6 Monitoramento do Oxigênio Dissolvido (OD).....	94
	4.4.7 Produção de Gás .....	94
4.5	5° Batelada .....	95
	4.5.1 Monitoramento do pH.....	95
	4.5.2 Monitoramento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	96
	4.5.3 Monitoramento da Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	96
	4.5.4 Monitoramento dos Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's).....	97
	4.5.5 Monitoramento da Temperatura .....	98
	4.5.6 Monitoramento do Oxigênio Dissolvido (OD).....	98
	4.5.7 Produção de Gás .....	99
4.6	6° Batelada .....	99
	4.6.1 Monitoramento do pH.....	99
	4.6.2 Monitoramento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	100
	4.6.3 Monitoramento da Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	100
	4.6.4 Monitoramento dos Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's).....	101
	4.6.5 Monitoramento da Temperatura .....	102
	4.6.6 Monitoramento do Oxigênio Dissolvido (OD).....	103
	4.6.7 Produção de Gás .....	103
4.7	7° Batelada .....	106
	4.7.1 Monitoramento do pH.....	106
	4.7.2 Monitoramento da Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	107

4.7.3	Monitoramento dos Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's).....	107
4.7.4	Monitoramento da Temperatura .....	109
4.7.5	Produção de Gás .....	109
4.8	8º Batelada .....	111
4.8.1	Monitoramento do pH.....	111
4.8.2	Monitoramento da Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	111
4.8.3	Monitoramento dos Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's).....	112
4.8.4	Monitoramento da Temperatura .....	114
4.8.5	Produção de Gás .....	114
4.9	Análise Comparativa entre a 6º, 7º e 8º Bateladas.....	116
<b>5</b>	<b>Conclusões.....</b>	<b>121</b>
<b>6</b>	<b>Sugestões para Trabalhos Futuros.....</b>	<b>122</b>
	<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>123</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Atividades humanas versus sistema natural (Mota, 1997).....	3
Figura 2.2 – Geração de resíduos no Brasil (IBGE, 1998).....	8
Figura 2.3 – Comportamento esquemático da radiação da terra através da atmosfera (Gendebien <i>et al.</i> , 1992). .....	12
Figura 2.4 – Desenho esquemático de um aterro sanitário (Krol <i>et al.</i> , 1993). .....	13
Figura 2.5 – Etapas metabólicas da digestão anaeróbia de resíduos (Krol <i>et al.</i> , 1993). .....	29
Figura 2.6 – Seqüência bioquímica da quebra individual de compostos para metano e dióxido de carbono na digestão anaeróbia (Stafford <i>et al.</i> , 1980). .....	30
Figura 2.7 – Papel dos <i>syntrophs</i> e dos microrganismos metanogênicos na digestão anaeróbia (McCarty e Mosey, 1991). .....	31
Figura 2.8 – Modelo gráfico da produção de metano (Lima, 1995). .....	33
Figura 2.9 – Ilustração da geração de gás durante a degradação dos RSU's: (A) Processo de degradação natural e em (B) processo acelerado da degradação de resíduo sólido (Krol <i>et al.</i> , 1993). .....	33
Figura 3.1 – Biorreator na 1º batelada. ....	45
Figura 3.2 – Isolamento do Biorreator com (A) Lã de Vidro e (B) Borracha de Vedação – “O- Ring” .....	45
Figura 3.3 – Tampa de aço inox com dispersor de chorume. ....	46
Figura 3.4 – (A) Posição dos termopares dentro do biorreator, (B) Termopar Tipo T. ....	46
Figura 3.5 – Controlador Universal Modelo N1100. ....	47
Figura 3.6 – Medidor de Gás, (A) vista frontal e (B) vista interna.....	47
Figura 3.7 – (A) Indicador Microprocessador N 480i e (B) Contador Digital INV-18. ....	48
Figura 3.8 – (A) Transmissor de Pressão Série 506, (B) Válvula Solenóide e (C) Fonte Novus FRER-124 de 24 volts. ....	48
Figura 3.9 – Cilindro em PVC para armazenagem do gás. ....	48
Figura 3.10 – Moto Bomba Better 650. ....	49
Figura 3.11 – Desenho esquemático da 1º batelada com uso do lodo aeróbio. ....	50

Figura 3.12 – (A) Bomba com “parafuso-sem-fim”, em (B) ponta que foi introduzida no reservatório com lodo e (C) extremidade oposta onde se acoplava a furadeira elétrica e (D) o ponto onde a mangueira foi conectada para levar lodo do reservatório para o biorreator.....	54
Figura 3.13 – Bomba peristáltica. ....	55
Figura 3.14 – Desenho esquemático da 3º batelada. ....	56
Figura 3.15 – Resíduo orgânico. ....	58
Figura 3.16 – Bomba externa de reciclo de chorume. ....	59
Figura 3.17 – Vista interna da bomba de reciclo. ....	59
Figura 3.18 – Peneira interna do biorreator. ....	60
Figura 3.19 – Resíduo acondicionado em sacos plásticos de rafia e colocados no fundo do biorreator.....	60
Figura 3.20 – (A) resíduo em processo de compactação e (B) resíduo compactado. ....	61
Figura 3.21 – (A) preparação da solução de $\text{CaCO}_3$ 0,05M e (B) solução de tamponamento colocada no biorreator. ....	61
Figura 3.22 – Desenho esquemático da 4º batelada. ....	62
Figura 3.23 – Controlador de temperatura ajustado para 40°C.....	63
Figura 3.24 – Moto Bomba Better 650, acoplada no interior do biorreator. ....	72
Figura 3.25 – Representação do sentido dos fluxos dentro do biorreator. ....	73
Figura 3.26 – Modelo atual do biorreator. ....	74
Figura 3.27 – Fluxograma da metodologia proposta. ....	81
Figura 4.1 – Monitoramento do pH do chorume na 1º batelada.....	82
Figura 4.2 – Monitoramento do pH do chorume e dos reservatórios 1 e 2. ....	83
Figura 4.3 – Monitoramento da temperatura da 1º batelada. ....	83
Figura 4.4 – Produção de gás na 1º batelada. ....	84
Figura 4.5 – Desenho esquemático interno do biorreator, demonstrando a etapa inicial em (A) e a formação da bolha de gás que ocasionou o vazamento em (B).....	85
Figura 4.6 – Monitoramento do pH do chorume da 3º batelada.....	86
Figura 4.7 – Monitoramento do pH do lodo anaeróbico na 3º batelada. ....	86
Figura 4.8 – Monitoramento do pH da mistura de chorume com lodo na 3º batelada. ....	87
Figura 4.9 – Monitoramento da temperatura na 3º batelada. ....	88
Figura 4.10 – Produção de gás na 3º batelada. ....	89

Figura 4.11 – Monitoramento do pH do chorume na 4º batelada. ....	90
Figura 4.12 – Monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>7</sub> ) na 4º batelada. ..	91
Figura 4.13 – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 4º batelada. ....	92
Figura 4.14 – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 4º batelada. ....	93
Figura 4.15 – DQO versus AOV's na 4º batelada. ....	94
Figura 4.16 – Monitoramento do pH do chorume na 5º batelada. ....	95
Figura 4.17 – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 5º batelada. ....	97
Figura 4.18 – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 5º batelada. ....	97
Figura 4.19 – DQO versus AOV's na 5º batelada. ....	98
Figura 4.20 – Monitoramento do pH do chorume na 6º batelada. ....	99
Figura 4.21 – Monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> ) na 6º batelada. ....	100
Figura 4.22 – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 6º batelada. ....	101
Figura 4.23 – Monitoramento da concentração de ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 6º batelada. ....	101
Figura 4.24 – DQO versus AOV's na 6º batelada. ....	102
Figura 4.25 – Produção diária de gás na 6º batelada. ....	104
Figura 4.26 – DQO versus produção diária de gás durante a 6º batelada. ....	105
Figura 4.27 – AOV's versus produção diária de gás na 6º batelada. ....	105
Figura 4.28 – Monitoramento do pH do chorume na 7º batelada. ....	106
Figura 4.29 – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 7º batelada. ....	107
Figura 4.30 – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 7º batelada. ....	108
Figura 4.31 – DQO versus AOV's na 7º batelada. ....	108
Figura 4.32 – Produção diária de gás na 7º batelada. ....	109
Figura 4.33 – DQO versus produção diária de gás durante a 7º batelada. ....	110
Figura 4.34 – AOV's versus produção diária de gás durante a 7º batelada. ....	110
Figura 4.35 – Monitoramento do pH do chorume na 8º batelada. ....	111
Figura 4.36 – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 8º batelada. ....	112
Figura 4.37 – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 8º batelada. ....	113
Figura 4.38 – DQO versus AOV's na 8º batelada. ....	113
Figura 4.39 – Produção diária de gás durante a 8º batelada. ....	114
Figura 4.40 – DQO versus produção de gás durante a 8º batelada. ....	115
Figura 4.41 – AOV's versus produção de gás durante a 8º batelada. ....	115

Figura 4.42 – Monitoramento do pH do chorume na 6º, 7º e 8º bateladas.....	116
Figura 4.43 – Eficiência da degradação.....	117
Figura 4.44 – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 6º, 7º e 8º bateladas. ....	118
Figura 4.45 – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 6º, 7º e 8º bateladas. .....	118
Figura 4.46 – Produção de gás total na 6º, 7º e 8º bateladas. ....	119
Figura 4.47 – Produção diária de gás na 6º, 7º e 8º bateladas. ....	119

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Ações do homem e respectivos impactos ambientais (Mota, 1997) .....	5
Tabela 2.2 – Composição química do gás de aterro do km 14,5 da Rodovia Raposo Tavares (Lima, 1995) .....	25
Tabela 2.3 – Outras características físico-químicas do gás do aterro do km 14,5 da Rodovia Raposo Tavares (Lima, 1995).....	25
Tabela 2.4 – Composição do gás no aterro sanitário energético de Campinas (Lima, 1995) ..	27
Tabela 2.5 – Constantes cinéticas do modelo de Monod obtidas para culturas anaeróbias (Campos, 1999) .....	32
Tabela 2.6 – Danos causados pelo biogás (Nyns e Gendebien, 1993) .....	40
Tabela 3.1 – Reagentes usados para controle do pH na 1º batelada .....	43
Tabela 3.2 – Caracterização do resíduo sólido .....	44
Tabela 3.3 – Reagente usado para controle do pH na 2º batelada .....	52
Tabela 3.4 – Reagente usado para controle do pH na 3º batelada .....	53
Tabela 3.5 – Reagentes usados para controle do pH na 4º batelada .....	57
Tabela 3.6 – Reagentes usados nas análises de AOV's na 4º batelada .....	57
Tabela 3.7 – Reagente usado para controle do pH na 5º batelada .....	65
Tabela 3.8 – Reagentes usados nas análises de DQO na 5º batelada .....	65
Tabela 3.9 – Reagentes usados na preparação da Água de Diluição na 5º batelada .....	66
Tabela 3.10 – Reagentes usados nas análises de AOV's na 5º batelada .....	66
Tabela 3.11 – Reagente usado para controle do pH na 6º batelada .....	70
Tabela 3.12 – Reagentes usados nas análises de DQO na 6º batelada .....	70
Tabela 3.13 – Reagentes usados na preparação da Água de Diluição na 6º batelada .....	70
Tabela 3.14 – Reagentes usados nas análises de AOV's na 6º batelada .....	71
Tabela 4.1 – Valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> ) durante o período de incubação de 5 dias .....	96

## LISTA DE ABREVIATURAS

ABRELP	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública
AOV's	ácidos orgânicos voláteis
APUD	junto a
atm	Atmosfera
Btu ft <sup>-3</sup>	British thermal unit por pé cúbico
Ca <sup>+2</sup>	cátion cálcio
CEASA	Central de Abastecimento do Estado do Rio Grande do Sul
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental
CFC's	cloro-fluor-carbonos
CH <sub>4</sub>	Metano
cm	centímetro
CO	monóxido de carbono
CO <sub>2</sub>	dióxido de carbono
COMGÁS	Companhia de Gás de São Paulo
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro
d	dia
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DQO	demanda química de oxigênio
DQO <sub>R</sub>	demanda química de oxigênio removida
DRANCO	Dry Anaerobic Composting
EECA	Energy Efficiency and Conservation Authority
EPA	Environmental Protection Agency
<i>et al.</i>	e colaboradores
g	grama
g L <sup>-1</sup>	grama por litro
GJ	Giga Joule
GLP	gás liquefeito de petróleo
GWh	Giga Watt hora



H <sub>2</sub>	hidrogênio
H <sub>2</sub> S	ácido sulfídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
kcal Nm <sup>-3</sup>	quilo caloria por normal metro cúbico
kg	quilograma
kJ	quilo Joule
km	quilômetro
kVA	quilo Volt Ampere
kWh	quilo Watt hora
L	litro
L min <sup>-1</sup>	litro por minuto
M	molar
m <sup>3</sup>	metro cúbico
mg L <sup>-1</sup>	miligrama por litro
min	minuto
ml	mililitro
MJ h <sup>-1</sup>	Mega Joule por hora
mm	milímetro
MW	Mega Watt
MWh	Mega Watt hora
N	normal
N <sub>2</sub>	nitrogênio
Na <sup>+</sup>	cátion sódio
ND	Não Detectado
NIMBY	Not In My Back Yard
Nm <sup>3</sup>	normal metro cúbico
NMP	Número Mais Provável
N <sub>x</sub> O <sub>y</sub>	óxidos de nitrogênio
O <sub>2</sub>	oxigênio
°C	graus Celsius
OD	oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde

pH	potencial do íon hidrogênio
ppm	parte por milhão
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
RefCom	Reserve Synthetic Fuels Inc.
RSU	resíduo sólido urbano
SBR	Sequency Batch Reactor
SEBAC?	Sequential Batch Anaerobic Composting
SEMAE	Serviço Municipal de Água e Esgoto
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
TJoule	Tera Joule
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor
UV	ultra violeta
$\mu$ m	Micrometro
$\mu$ <sub>m</sub>	velocidade específica máxima de crescimento celular

## RESUMO

O presente trabalho foi desenvolvido para determinar os parâmetros de operação adequados de um biorreator, reator de aço inox com capacidade para 200 L, para tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU's) por processo de digestão anaeróbia. Acelerando a degradação da matéria biodegradável presente no RSU, por meio do controle de parâmetros químicos e físicos, forneceu-se ao sistema condições para o desenvolvimento dos microrganismos necessários para a produção de gás (biogás) em um curto período de tempo.

Foram realizados vários experimentos para determinação dos parâmetros mais adequados. Foram utilizadas três diferentes quantidades de resíduos de fácil biodegradabilidade (10, 20 e 30 kg) como frutas, verduras, legumes e cascas cortados em pedaços de 5 x 5 cm e acondicionados dentro do biorreator. Lodo anaeróbio granular foi utilizado como inóculo no sistema, e o restante do volume do biorreator foi preenchido com água destilada. O sistema foi tamponado com 3 g L<sup>-1</sup> de bicarbonato de sódio (NaHCO<sub>3</sub>) e a temperatura do sistema foi mantida constante a 38°C. O chorume gerado foi coletado no vaso coletor de chorume e recirculado para o topo do biorreator, o reciclo foi realizado diariamente a uma taxa de 2 L min<sup>-1</sup>. Para controle do sistema foram monitorados o pH, a temperatura, a demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio com incubação de 5 dias (DBO<sub>5</sub>), ácidos orgânicos voláteis (AOV's) e oxigênio dissolvido (OD).

No experimento realizado com 30 kg de resíduo orgânico, foram obtidos os resultados mais satisfatórios. Na partida do sistema o pH apresentou valor inicial de 6,99, aumentando para 7,37 no 2º dia de operação, mantendo o valor médio de 7,46 durante os 20 dias de operação. A DQO diminuiu de 5533 mg L<sup>-1</sup> para 633 mg L<sup>-1</sup> ao final da operação, resultando em uma demanda química de oxigênio removida (DQO<sub>R</sub>) igual a 4900 mg L<sup>-1</sup>. Os AOV's apresentaram um aumento inicial de 86 mg L<sup>-1</sup> para 129 mg L<sup>-1</sup>, e posterior diminuição até atingir a concentração final de 9 mg L<sup>-1</sup>. A diminuição ocorrida na DQO e nos AOV's revelou o consumo da matéria orgânica presente no biorreator que resultou na produção total de 1352 L de gás.

## ABSTRACT

The present work was developed to determine adequate operation parameters for a bioreactor, 200 L stainless steel reactor, for municipal solid waste (MSW) treatment by anaerobic digestion process. The acceleration of the degradation process of biodegradable matter present in MSW, control by physical and chemical parameters, provided the system conditions for microorganisms development necessary for gas yield (biogas) in a short period of time.

Several experiments were carried out for determination of better parameters. Were used three different quantities of easy biodegradable wastes (10, 20 and 30 kg) as fruits, greens, vegetables, and peels cut in peaces of 5 x 5 cm and packed inside of bioreactor. Anaerobic granular sludge was used as inoculum in the system and remainder volume of bioreactor was completed with distilled water. The system was buffered with 3 g L<sup>-1</sup> of sodium bicarbonate (NaHCO<sub>3</sub>) and the temperature was kept constant at 38°C. The leachate was collected in a collector vessel leachate and recirculated to the top of bioreactor, recycle was carried out daily with a rate of 2 L min<sup>-1</sup>. To control the system were monitored pH, temperature, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand with 5 days incubation period (BOD<sub>5</sub>), volatile organics acids (VOA's) and dissolved oxygen (DO).

The experiment carried out with 30 kg of organic waste, were obtained the most satisfactory results. At start-up the pH showed value of 7.21, increasing to 7.37 at the 2<sup>o</sup> day of operation, keeping an average value of 7.46 during 20 days of operation. The COD decreased from 5533 mg L<sup>-1</sup> to 633 mg L<sup>-1</sup> at the end of operation, resulting in a removed chemical oxygen demand (COD<sub>R</sub>) of 4900 mg L<sup>-1</sup>. The VOA's showed an increase from 86 mg L<sup>-1</sup> to 129 mg L<sup>-1</sup>, and subsequent decreased until to reach a final concentration of 9 mg L<sup>-1</sup>. The decrease in COD and VOA's exposed a consumption of organic matter present in bioreactor that resulted at gas yield of 1352L.

# 1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

O Brasil chega ao século XXI com uma população consumidora estimada em 170 milhões de pessoas, sendo que metade se concentra em 17 regiões metropolitanas. Para as administrações municipais implica o desafio de gerenciar a ocupação e o uso do espaço geográfico e processar as bilhões de toneladas de lixo e esgoto produzidas diariamente. Cabe as prefeituras cuidar do saneamento ambiental do município, o que inclui a coleta, o tratamento e a disposição final dos resíduos domiciliares (Cerqueira e De Freitas, 2000).

O resíduo sólido urbano (RSU), resíduo gerado nas atividades do lar e nas atividades de comércio (Nyns e Gendebien, 1993), tem como principal forma de destino final os aterros por ser um método de disposição não oneroso para aquele que opta por sua utilização, no entanto a disposição em aterros apresenta algumas deficiências. Em geral as deficiências dos aterros são de ordem sanitária (ocorrência de fogo, odores e vetores de doenças), ambiental (poluição do ar, das águas superficiais e subterrâneas, e do solo, etc.) e operacionais (acesso difícil, manejo impróprio do lixo, descontrole do volume de lixo recebido, presença de catadores, etc.) (Cerqueira e De Freitas, 2000).

Com a legislação ambiental cada vez mais restrita quanto a abertura de novos aterros e o controle mais rigoroso quanto a sua operação devido as emissões descontroladas de chorume e gás que apresentam alto índice de poluição, os aterros vêm sendo analisados de um ponto de vista diferenciado quanto às emissões gasosas. Dentre os gases gerados na degradação anaeróbia (ausência de oxigênio) da matéria biodegradável, o gás metano ( $\text{CH}_4$ ) é um gás potencial para o Efeito Estufa (Gendebien *et al.*, 1992). No entanto o gás metano é conhecido por suas propriedades combustíveis, pois é o principal componente do gás natural, podendo chegar a 97%. Esta particularidade em especial, vem sendo objeto de inúmeras pesquisas que tem como meta à obtenção de gás metano de aterros sanitários. Com isso, vem sendo comum o emprego do termo aterro energético onde o gás gerado no aterro (biogás) é convertido em energia térmica ou elétrica (EPA, 1996).

Uma opção para o tratamento de resíduos, visando a geração de gás de aterro, é o emprego da tecnologia do biorreator, onde o RSU tem o seu processo de metanização, conversão da matéria biodegradável em gás metano, acelerado por processos químicos e físicos controlados (Chugh *et al.*, 1994; Chugh *et al.*, 1996; Xu<sup>(A)</sup> *et al.*, 1997; Chugh<sup>(B)</sup> *et al.*,

1998). A operação de biorreatores permite a degradação de resíduos sólidos dentro de um curto período de tempo ao contrário do que ocorre em aterros tradicionais (Ehrig APUD Krol *et al.*, 1993). Uma das vantagens dos biorreatores é na ajuda a projetos de recuperação de energia melhorando a quantidade e qualidade da geração de gás de aterro, além de diminuir o volume total do resíduo e dos custos de aterramento, redução no tratamento do chorume, produção de produto final que não precisa ser aterrado e redução do impacto ambiental (EPA<sup>(B)</sup>, 2002; Warith, 2002).

A geração de biogás apresenta-se como aplicação de uma tecnologia para minimizar os problemas ambientais descritos no Protocolo de Quioto (1997), do qual o Brasil é signatário. O incentivo, o desenvolvimento e a utilização de energias renováveis como a eólica, solar, hídrica e biomassa são incentivadas pelo protocolo, afirmando a preocupação com a redução de emissões das atividades antrópicas.

## **1.1 META**

A meta técnica dessa pesquisa constitui na determinação de parâmetros adequados para a partida de um biorreator, para tratamento de RSU's.

## **1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

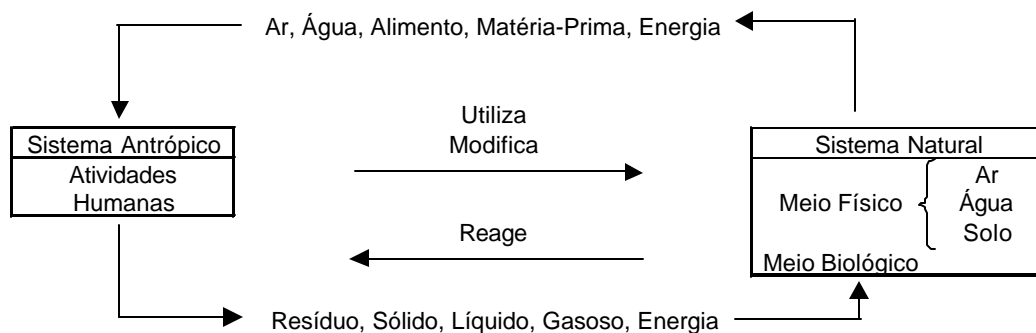
Os objetivos específicos incluíram os seguintes aspectos:

1. Determinação do sistema de reciclo de chorume que melhor se adapte ao biorreator;
2. Verificação da forma de acondicionamento do resíduo sólido no interior do biorreator;
3. Verificação do comportamento de diferentes quantidades de resíduo orgânico (10, 20 e 30 kg) na partida do biorreator;
4. Verificação da capacidade do bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ), com concentração de  $3000 \text{ mg L}^{-1}$ , como agente de tamponamento frente a diferentes quantidades de resíduo orgânico (10, 20 e 30 kg).

## 2 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E A GERAÇÃO DE GASES

### 2.1 IMPACTOS AMBIENTAIS DAS ATIVIDADES HUMANAS

A natureza tem uma grande capacidade de recuperação e os seus recursos existem para proporcionar ao homem uma qualidade de vida satisfatória. Cabe ao homem entender os fenômenos naturais e compreender como os recursos ambientais se recuperam, antes de utilizá-los. O homem vem modificando os ecossistemas, sem considerar que os recursos disponíveis são finitos. Os problemas ambientais agravaram-se nas últimas décadas, como consequência do crescimento populacional, especialmente das áreas urbanas, e da intensificação das atividades humanas, tais como a industrialização, a agropecuária, a extração de minérios, e outras ações degradadoras. O homem faz uso dos recursos naturais e dele tira água, ar, alimento, matéria-prima para construção do seu abrigo, seus meios de locomoção, seus móveis, utensílios e outros materiais; e a energia que precisa para viver e desenvolver suas ações (Figura 2.1). No ambiente que o cerca, o homem lança os resíduos decorrentes do seu organismo ou resultantes de suas atividades, na forma sólida, líquida, gasosa ou de energia (Mota, 1997).



**Figura 2.1** – Atividades humanas versus sistema natural (Mota, 1997).

As atividades humanas, de um modo geral, provocam alterações no meio físico, biológico e antrópico. Essas modificações são chamadas de impactos ambientais que é a cadeia de efeitos que se produzem no meio natural e social, como consequência de uma

determinada ação (Tabela 2.1). A definição legal de poluição é: “degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente” (Mota, 1997):

1. Prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população;
2. Criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
3. Afetem desfavoravelmente a biota;
4. Afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
5. Lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Qualquer alteração no meio ambiente (ar, água, solo), que resulte em prejuízos aos organismos vivos ou prejudique um uso previamente definido para ele, é considerada poluição. O homem causa a poluição ambiental pelo lançamento de resíduos de seu próprio processo biológico (desejos), ou resultantes de suas atividades, nas formas sólidas (lixo), líquidas (esgotos), gasosas ou de energia (calor, som, radioatividade) (Mota, 1997).



**Tabela 2.1** – Ações do homem e respectivos impactos ambientais (Mota, 1997)

<b>Ações do Homem</b>	<b>Impactos Ambientais</b>
Desmatamento	? Danos à flora e fauna
	? Aumento do escoamento da água
	? Erosão do solo
	? Assoreamento de recursos hídricos
	? Empobrecimento do solo ? desertificação
	? Deslizamento de encostas
	? Enchentes ? prejuízos econômicos e sociais
	? Alterações climáticas
Alterações no relevo e topografia	? Mudanças no escoamento das águas
	? Problemas de drenagem
	? Empoçamentos
	? Proliferação de insetos ? transmissão de doenças
	? Erosão do solo
Impermeabilização do solo	? Desfiguração da paisagem
	? Maior escoamento da água
	? Menor recarga dos aquíferos
	? Problemas de drenagem
	? Enchentes ? danos materiais e sociais
Mudanças no regime hidrológico	? Redução da evapotranspiração ? alterações climáticas
	? Alterações no escoamento das águas
	? Problemas de drenagem
	? Cheias ? danos materiais sociais
	? Inundação de áreas de valor econômico, histórico, cultural ou ecológico
	? Desalojamentos e modificações nas atividades da população afetada
	? Impactos nos meios sócio, econômico e cultural
	? Impactos no meio biótico (fauna e flora aquáticas)
Modificações ou destruição de ecossistemas	? Danos à fauna e flora
	? Desequilíbrios ecológicos
	? Prejuízos às atividades do homem
	? Danos materiais e sociais
	? Desfiguração da paisagem
	? Alterações no ciclo hidrológico
Poluição Ambiental	? Prejuízos à saúde do homem
	? Danos à fauna e flora
	? Danos materiais
	? Desvalorização de áreas
	? Desfiguração da paisagem
Modificações de caráter global	? Prejuízos às atividades sociais, econômicas e culturais
	? Efeito estufa
	? Destruição da camada de ozônio
	? Chuvas ácidas

## 2.2 RESÍDUO SÓLIDO

A palavra resíduo origina-se do latim *residuum*, de *residere*, que significa *ficar assentado no fundo de* (Bidone e Povinelli, 1999), ou seja, resto, sobra, borra, sedimento. A palavra lixo, em geral utilizada como sinônimo de resíduo sólido, origina-se do latim *lix*, que significa cinzas ou lixívia. Economicamente o resíduo é definido como matéria sem valor. Seus valores de uso e de troca para seu detentor ou proprietário são nulos ou negativos.

Resíduo Sólido Urbano (RSU) é aquele resíduo proveniente da atividade cotidiana do homem no seu domicílio, lugar de trabalho ou na cidade. É um resíduo não homogêneo, o qual pode ser dividido conforme o grau de degradabilidade (Braber, 1995; Bidone e Polvinelli, 1999):

- ? Fração Orgânica Digestível (de fácil biodegradabilidade): matéria orgânica biogênica que é rapidamente degradável, por exemplo, resíduo de cozinha, podas de árvores e gramados etc;
- ? Fração Combustível: lenta digestão e matéria orgânica não digerível, por exemplo, madeira, papel, papelão, plástico e outros sintéticos;
- ? Fração Inerte: pedras, areia, vidro, metais, ossos, etc.

A composição média gravimétrica produzida no Brasil indica que 74,5% do lixo é constituída pela fração orgânica, incorporando 26,5% de papel e papelão e 3% de resíduos inertes de difícil separação (Neto, 1991).

No Reino Unido, resíduo sólido urbano (RSU) é definido em termos da operação de coleta do resíduo ao invés da fonte ou composição. RSU é geralmente definido como “resíduo doméstico mais outros resíduos de composição similar, coletado pela empresa local responsável”. Na prática, significa que se o resíduo gerado por uma atividade comercial particular é coletado juntamente com o resíduo doméstico o material é classificado como RSU. Por outro lado, se o mesmo resíduo comercial é coletado em uma rota de coleta de resíduo comercial separado virá a ser “resíduo comercial” (Burnley, 2001).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) define o resíduo como sendo “qualquer elemento que o proprietário não quer mais, em um certo local e em um certo momento, e que não apresenta valor comercial corrente ou percebido” A Comunidade Européia estabelece que

o resíduo é “toda substância ou todo objeto cujo detentor se desfaz ou tem a obrigação de se desfazer em virtude de disposições nacionais em vigor”. A legislação alemã acrescenta que a disposição de resíduos visa o bem estar da população, em particular com o objetivo de preservar o meio ambiente (Vehlow, 1996).

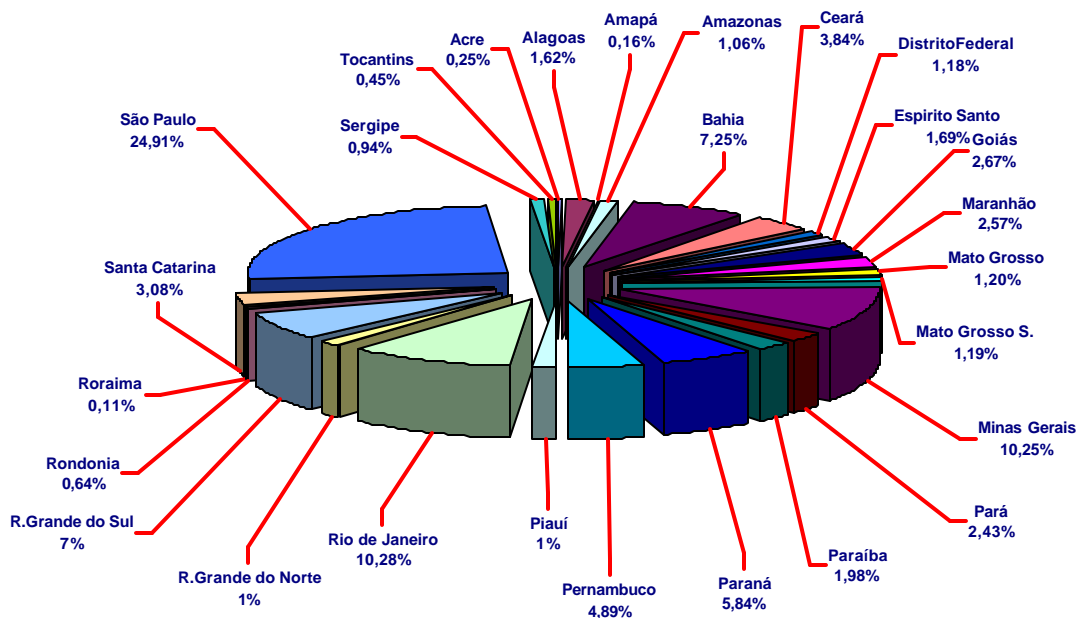
### **2.3 GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL E NO RIO GRANDE DO SUL**

A disposição de resíduos e o fornecimento de energia apresentam-se como os grandes desafios ambientais da atualidade. A disposição de lixo tornou-se um dos principais problemas ambientais e sociais em âmbito mundial, tanto em relação à elevada quantidade gerada quanto às limitações dos métodos convencionalmente aplicados. Em 2000, o Brasil produzia aproximadamente 125 mil toneladas de lixo por dia, uma média superior a 1 kg de lixo por dia por habitante (Cerqueira, 1999; IBGE, 2000), 47,1% era destinado a aterros sanitários, 22,3% a aterros controlados e 30,5% a lixões. Ou seja, mais de 70% de todo o lixo coletado no Brasil estaria tendo um destino final adequado, em aterros sanitários e/ou controlados. No entanto, em número de municípios, o resultado não é tão favorável: 63,6% utilizavam lixões e 32,2%, aterros adequados (13,8% sanitários, 18,4% aterros controlados), sendo que 5% não informaram para onde foram seus resíduos. Os dados mostraram uma melhoria no destino final dos resíduos quando comparados a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada em 1989. A pesquisa mostrou que o percentual de municípios que vazavam seus resíduos de forma adequada foi de apenas 10,7% (IBGE, 2000).

A geração de resíduos está vinculada diretamente a fatores culturais, nível e hábitos de consumo, renda e padrões de vida das populações, fatores climáticos e características de sexo e idade dos grupos populacionais e é função das atividades básicas de manutenção de vida. A economia interfere diretamente na geração dos resíduos sólidos urbanos. Em períodos de recessão econômica, a quantidade de resíduos coletados diminui devido ao aumento da reutilização e decréscimo na geração. Mas quando a economia de uma determinada região é estável, acompanha da de um crescimento do poder aquisitivo a geração de resíduos aumenta, pois o desperdício é maior e o reaproveitamento menor.

Conforme dados estatísticos do IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, a geração de resíduos sólidos urbanos chegava a 62 milhões de toneladas por ano, deste total

4,2 milhões de toneladas foram produzidas no Estado do Rio Grande do Sul, correspondendo a 7% do total gerado no Brasil (Figura 2.2). O Rio Grande do Sul é o 5º maior gerador de RSU ficando atrás apenas de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Bahia (IBGE, 1998).



**Figura 2.2** – Geração de resíduos no Brasil (IBGE, 1998).

Somente 13,8% dos resíduos foram depositados em aterros sanitários de condições aceitáveis. A legislação cada vez mais restritiva, juntamente com a pressão em nível nacional e internacional para o controle ambiental, serve de força motriz para a implementação de projetos de infraestrutura nesta área. Sistemas avançados constituem-se os mais lógicos e apropriados para tais programas de desenvolvimento de infra-estrutura (IBGE, 1998).

## 2.4 GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Existem várias opções de gerenciamento dos RSU para atenuar o impacto ambiental quando disposto. Alguns dos métodos praticados para disposição e gerenciamento são: a incineração e o aterramento.

A prática de aterrar lixo como forma de destino final não é privilégio da civilização moderna. Em 2500 a.C. na Mesopotâmia, os nabateus enterravam seus resíduos domésticos e

agrícolas em trincheiras escavadas no solo. Algum tempo depois, as trincheiras eram abertas e a matéria orgânica decomposta era removida e utilizada como fertilizante orgânico na produção de cereais. Em Roma, no ano 150 d.C., o povo que residia na zona urbana, assustado com a grande quantidade de roedores e insetos que apareciam ao redor dos locais onde o lixo era depositado, resolveu abrir valas e aterrar os resíduos eliminando o inconveniente problema causado pelos vetores. Este relato é comprovado, pois os registros mostram que durante este período o povo romano foi vítima da peste bubônica ou peste negra transmitida por ratos, a qual tem como agente etiológico a *Pasteurella pestis*, e como vetor a pulga *Xenopsylla cheops*. Na Idade Média, em meados do século XIV (1345-1349), outro fato desta natureza obrigou o homem a aterrar seus resíduos, quando a peste bubônica fez 43 milhões de vítimas na Europa. Desde então administradores públicos e interessados em saúde pública passaram a defender a necessidade de desenvolver técnicas mais confiáveis no manejo dos resíduos, buscando o aprimoramento contínuo das técnicas de disposição de resíduos sólidos (Lima, 1995).

A classificação, quanto ao tipo de disposição de resíduos sólidos urbanos, é dividida em duas: lançamento a céu aberto e em aterros. O lançamento a céu aberto, também conhecido como Lixão (lixeiros, vazadouros), é uma forma de disposição final onde os resíduos sólidos urbanos são descarregados sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou a saúde. Isso permite a proliferação de vetores (ratos, baratas, mosquitos, moscas), gerando maus odores, poluindo águas superficiais e subterrâneas, impossibilitando o controle dos resíduos que são encaminhados para este tipo de local. Em locais de disposição a céu aberto, freqüentemente ocorrem focos de incêndio, na maioria das vezes proposital, na tentativa de reduzir o volume e destruir a comida ali depositada, evitando assim atrair roedores e insetos. A queima em lixões trás inconvenientes, como densas nuvens de material particulado e odor de lixo queimado (EPA<sup>(A)</sup>, 2002).

A disposição em aterros pode ser classificada em: (i) aterros controlados, variável da prática anterior, em que o lixo recebe uma cobertura diária de material inerte. Nestes locais são adotadas precauções tecnológicas durante o desenvolvimento do aterro, como o recobrimento dos resíduos com argila (na maioria das vezes sem compactação) que aumentam a segurança do local, minimizando os riscos de impacto ao meio ambiente e a saúde pública. E (ii) aterro sanitário, conforme a CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental), processo para disposição de resíduos sólidos urbanos no solo. Fundamentado em

critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite uma confinção segura em termos de controle da poluição ambiental e proteção ao meio ambiente. Os aterros ainda podem ser classificados conforme a técnica de operação em: *aterros de superfície*, executados em regiões planas, onde os métodos operacionais empregados dependem de diversos fatores (disponibilidade de material de cobertura, vias de acesso que facilitam as operações de descarga, tipo de solo, dimensões de área, etc.). E *aterros de depressões*, executados em locais específicos (lagoas e mangues, depressões e ondulações, e pedreiras extintas), daí a caracterização pelo nome (Bidone e Povinelli, 1999).

Incinerção de resíduos é um método comum de tratamento na Europa, seu principal objetivo é a redução de volume do material, requerendo uma menor área para disposição. A incinerção é capaz de reduzir o volume de resíduo em 90%. Na Suíça, são incinerados 55% do RSU, na Dinamarca, 70% do fluxo de lixo é incinerado. O valor calorífico bruto do resíduo não tratado e não processado é de aproximadamente 9 a 12 GJ por tonelada e pode ser aumentado entre 14 e 18 GJ por tonelada, removendo-se do lixo os componentes recicláveis e não combustíveis. No resto do mundo, o aterramento é praticado largamente devido ao baixo nível de tecnologia investido e por requerer pouco investimento de capital. Por exemplo, na Austrália, 100% do fluxo de resíduos é aterrado e nos Estados Unidos, com uma geração de 3,2 milhões de toneladas por ano, 62,4% dos RSU são aterrados e 21,7% são incinerados após os recicláveis terem sido removidos. O valor do subsídio total para administração do RSU é em torno de US\$29 por tonelada (US\$20 por tonelada para o aterro de resíduos sólidos urbanos e US\$9 por tonelada para os serviços de coleta). Para a incinerção, a média é de US\$48 por tonelada incinerada. Em 1988, no número de aterros nos Estados Unidos beirava o número de 8000, mas vem diminuindo, devido ao encorajamento da política de prevenção, definida como a redução na fonte (substituição de insumos, reformulação de produtos e processos e modernização dos processos produtivos), reciclagem no processo (diminuindo o uso da estratégia “fim-de-tubo”), implantação de sistemas de reciclagem e compostagem (Chugh *et al.*, 1996; Eighmy e Kosson, 1996; Sakai *et al.*, 1996; Xu<sup>(B)</sup> *et al.*, 1997).

De acordo com Chugh *et al.* (1996), em torno de 80-85 L de metano podem ser obtidos por quilograma de RSU aterrado. Isto equivale ao valor calorífico de 3,5 GJ por tonelada de resíduo. Mas em aterros convencionais, pode levar até 50 anos para o resíduo degradar e produzir as quantidades de metano descritas, devido à prolongada persistência de condições adversas para o crescimento biológico. Além disso, a produção de gás não é

mantida constante, sujeita a variações de tempo e espaço ao redor do aterro. Gendebien *et al.* (1992) revisou a literatura e considerou a produção do gás de aterro (biogás) por tonelada de RSU numa faixa de 100 Nm<sup>3</sup> a 400 Nm<sup>3</sup>. Foi constatado que o valor de 100 Nm<sup>3</sup> de gás recuperado de uma tonelada de RSU é baixo, quando comparado ao potencial de produção do biogás nos países da Comunidade Européia.

Novas tecnologias em incineração, como combustão em leito fluidizado, oferecem oportunidades para queimar o resíduo em uma escala menor. Eles também podem oferecer eficiência e vantagens no controle da poluição sobre as plantas convencionais. Outras tecnologias que estão em estágio de desenvolvimento incluem a gaseificação e a pirólise da biomassa e resíduos (Aitchison, 1995).

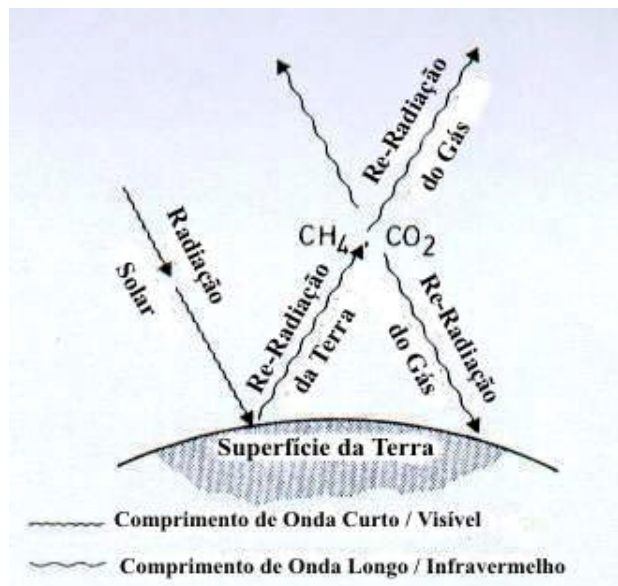
A incineração é a principal rota de disposição de RSU no Japão. No entanto, o Japão vem sofrendo problemas quanto à abertura de novos aterros para disposição final das cinzas de incineração, tendo em vista o rigor dos órgãos de fiscalização e a escassez de áreas livres para abertura de novas valas. Estudos mostraram algumas opções para tratamento das cinzas provenientes de incineradores de RSU, tais como, aplicação das cinzas como subproduto na fabricação de cimento Clinquer (Kikuchi, 2001), na mistura das cinzas com concreto (Collivignarelli e Solini, 2002) e aplicação na produção de pedras artificiais cristalizadas em substituição as pedras naturais empregadas no asfalto (Nishida *et al.*, 2001).

Uma aplicação curiosa em estudo para a fração orgânica do RSU, precisamente a fração composta por restos de comida (sobras), foi a utilização na produção de termoplásticos polihidroxiácido biodegradáveis (PHA). O principal interesse foi quanto à biodegradabilidade, uma alternativa para o plástico sintético a base de petróleo tal como o polipropileno (PP) e o polietileno (PE) (Du e Yu, 2002).

Atualmente, para reduzir a quantidade de resíduo que é eventualmente aterrada ou incinerada, são empregados de processos de separação, reciclagem e pré-tratamento. O problema do gerenciamento de RSU também está relacionado com temas globais tais como: Efeito Estufa, radiatividade, poeira, óxidos de enxofre, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio, diminuição da camada de ozônio, acidificação e substâncias carcinogênicas (Aitchison, 1995; Vehlow, 1996).

O Efeito Estufa é o aviso global da atmosfera da terra, resultado do aumento das concentrações de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), e outros traços de gases como os óxidos de nitrogênio (N<sub>x</sub>O<sub>y</sub>) e os cloro-flúor-carbonos (CFC's). A presença destes gases na

atmosfera torna-a opaca a radiação térmica. A radiação solar ao incidir na Terra, uma parte é absorvida e outra é devolvida para a atmosfera. A radiação solar refletida pela Terra, ao atingir a barreira formada pelos gases  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (Figura 2.3), parte dessa radiação não ultrapassa a barreira e retorna a superfície terrestre causando o aquecimento global (Mota, 1997). Os gases causadores do Efeito Estufa são caracterizados pela absorção na região do espectro infravermelho de 7 a 14  $\mu\text{m}$ . A energia radiada da terra para o espaço é absorvida por estes gases, devido a estas bandas de absorção, e, portanto não mais escapa para o espaço. A contribuição de diferentes gases para o Efeito Estufa varia sobre a sua concentração na atmosfera. A força de radiação do metano é muito maior que a do dióxido de carbono. O metano tem um efeito entre 20 e 25 vezes mais que o dióxido de carbono na molécula base, é responsável por 20% do aquecimento global da terra durante a última década. O metano gerado a partir do resíduo sólido disposto em aterros, contribui em 4,1% da emissão anual global de metano na atmosfera (Xu<sup>(A)</sup> *et al.*, 1997).



**Figura 2.3** – Comportamento esquemático da radiação da terra através da atmosfera (Gendebien *et al.*, 1992).

A camada de ozônio retém a radiação ultravioleta funcionando como um escudo, protegendo a população dos danos causados pelos raios ultravioletas. O buraco na camada de ozônio tem sido constatado principalmente na Antártida, onde as condições meteorológicas, contribuindo para a composição química das nuvens, além das baixas temperaturas, são

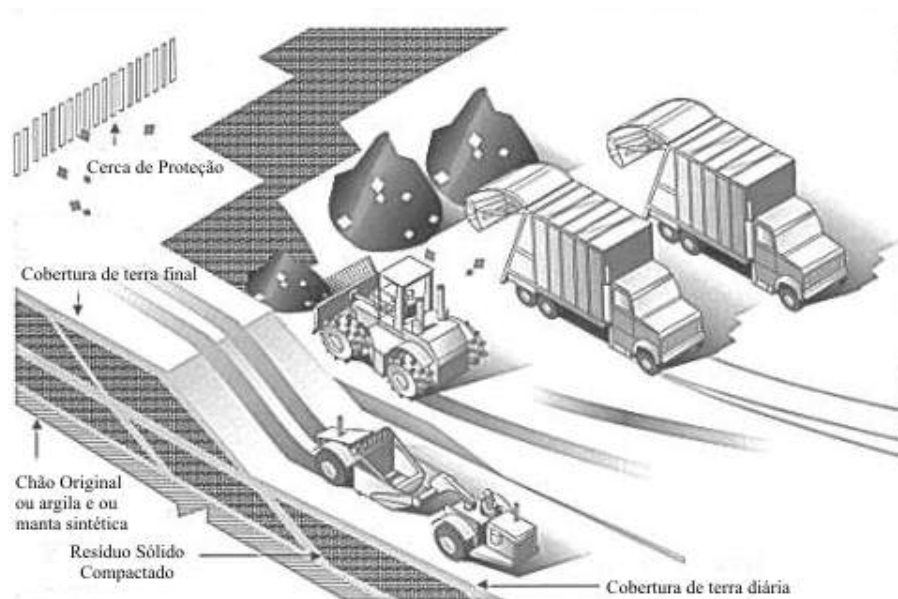


favoráveis às reações químicas causadoras da destruição da camada de ozônio. A destruição da camada de ozônio permite o aumento da penetração das radiações ultravioletas à Terra causando danos a saúde humana como câncer de pele, enfraquecimento do sistema imunológico do organismo e incidência de catarata (Mota, 1997).

## 2.5 ATERRO SANITÁRIO

Segundo a NBR 8419 (1984), o aterro sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é uma técnica de disposição no solo, que não causa danos à saúde pública, minimizando os impactos ambientais. Esse método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário. Permite o confinamento seguro, em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública.

Esse método consiste na disposição de resíduos sólidos (restos de comida, frutas e verduras, papel, vidro, cinzas, resíduos de demolição e construção, plástico, etc.) no solo pelo espalhamento do resíduo em camadas, compactando-as e cobrindo-as ao final de cada dia (Figura 2.4).



**Figura 2.4** – Desenho esquemático de um aterro sanitário (Krol *et al.*, 1993).

As camadas de cobertura são geralmente utilizadas a fim de evitar a proliferação de doenças (ratos, mosquitos, moscas, baratas), a possibilidade de engorda de animais na área (suínos, principais vinculadores da cisticercose), a fixação de famílias de catadores e a poluição das águas de superfície ou subsuperficiais (Bidone e Povinelli, 1999).

O uso da técnica de aterros sanitários para disposição final de RSU, prática de baixo custo conforme já citado, apresenta algumas vantagens das quais (Lima, 1995; Mendes *et al.*, 2003):

- ? Disposição do resíduo de forma adequada;
- ? Capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos;
- ? Condições especiais para a decomposição biológica da matéria orgânica presente no lixo.

Contudo, também apresenta fatores limitantes para aplicação da técnica de aterramento:

- ? Possibilidade de poluição das águas superficiais e lençóis freáticos devido ao vazamento de chorume;
- ? Formação de gases como o gás metano (CH<sub>4</sub>), um potente gás causador do Efeito Estufa e de odor desagradável;
- ? Disponibilidade de grandes áreas próximas aos centros urbanos, que não comprometam a segurança e o conforme da população circunvizinha;
- ? Disponibilidade de material de cobertura diária;
- ? Condições climáticas de operação durante todo ano;
- ? Escassez de recursos humanos habilitados em gerenciamento de aterros.

A técnica de aterros sanitários constitui-se no método de maior eficiência e viabilidade econômica. Assim, inovações tecnológicas relacionadas aos aterros podem favorecer muitas oportunidades para o sistema econômico, especialmente para a recuperação de energia proveniente da degradação da matéria orgânica presente no RSU (energia verde). Novas técnicas envolvem o conceito de que o aterro não consiste em um buraco no solo, mas sim em um biorreator que pode ser dimensionado, controlado e otimizado como qualquer outro reator industrial. Aterro sanitário constitui-se em uma das mais antigas e simples formas de aplicação da biotecnologia (Blackall APUD Kroll *et al.*, 1993). O Aterramento também tem

sido considerado como o mais prático e barato meio para disposição de resíduos sólidos em países desenvolvidos, no entanto os custos dos aterros têm recentemente aumentado drasticamente devido aplicação de avanços tecnológicos requeridos pela legislação restrita e pelo dever de cuidar das conseqüências ambientais futuras deste método de disposição (Xu<sup>(A)</sup> *et al.*, 1997).

No Brasil, a forma mais utilizada para destino final dos resíduos sólidos urbanos é a disposição em aterros. De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública (ABRELPA), em termos de custo versus benefício, os aterros sanitários são a melhor forma de destinação (Cerqueira, 1999). Estima-se que no Brasil cerca de 80% dos 5560 municípios possuem lixões, sendo comum encontrar-se adultos e crianças sobrevivendo da catação do lixo nestes locais. Outros fatores agravantes são a cultura do desperdício, especialmente nos centros urbanos, onde a geração média pode chegar a 1,5 kg por habitante e a escassez de espaços para disposição. Só na cidade de São Paulo são gerados diariamente cerca de 15 mil toneladas de detritos por dia (Júnior, 2001), em torno de 95% do RSU coletado é disposto em aterros sanitários e 70% deste resíduo é biodegradável (Mendes *et al.*, 2003). Apesar destes agravantes, muitas cidades desenvolvem programas simples e eficazes para minimizar os efeitos da falta de espaço para disposição final do RSU. Na Região Metropolitana de São Paulo, no município de Santo André, desde 1997 se desenvolve a Política Integrada de Resíduos Sólidos a qual prevê a redução, reaproveitamento e reciclagem dos rejeitos domiciliares. O aterro municipal e o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos já receberam o certificado ISO 9002 pela Fundação Vanzolini. A coleta seletiva porta a porta, realizada desde 1999, atinge 95% da cidade, evitando que 700 toneladas de resíduos sejam enviadas por mês para o aterro, ampliando sua vida útil em cerca de 20%. Outro município que tem investido em soluções alternativas é São José dos Campos, região do Vale do Paraíba (SP), onde o programa de coleta seletiva abrange 76% do município, gerando uma média de 25 toneladas de resíduo reciclável por dia e um benefício social de R\$ 45.500,00 mensais obtidos pela comercialização destes materiais (Freitas, 2001). Em Porto Alegre, no Rio Grande do Sul, a geração de resíduos sólidos urbanos chega a 1500 toneladas por dia. O programa de coleta seletiva começou a ser implantada bairro a bairro desde 1990 e atualmente 97% da população, cerca de 1,2 milhão de habitantes, é atendida (Cerqueira, 1999).

### 2.5.1 DIGESTÃO ANAERÓBIA

O tratamento anaeróbio é um processo biológico que mineraliza a matéria orgânica (como carboidratos, proteínas e lipídios) em metano e dióxido de carbono, através de uma série de reações na ausência de oxigênio, por intermédio de vários grupos de microrganismos (Switzenbaum, 1995; Nopharatana, 2003).

A produção de gás, a partir de resíduos animais e vegetais, foi verificado por Robert Boyle em 1682. A identificação de um gás combustível, a partir do processo de digestão anaeróbia, foi feita pela primeira vez por Alessandro Volta, na Itália, em 1776, e o envolvimento de microrganismos no processo foi demonstrado no final do século XIX. Biogás, derivado do lodo de esgoto, foi usado em 1896 como combustível gerando eletricidade para iluminação pública em Exeter, na Inglaterra (Nogueira, 1986; Staniforth e Kendall, 1998). A primeira descrição da formação de metano foi em 1867, quando Bechamp (Bechamp APUD Stafford *et al.*, 1980) atribuiu o processo aos microrganismos com etanol como substrato. Isto foi mais tarde adicionado por Hoope-Seyler, que produziu metano diretamente a partir do acetato, e em 1906, metano foi formado diretamente a partir de dióxido de carbono e hidrogênio (Stafford *et al.*, 1980).

A digestão anaeróbia foi usada de 1936 até metade dos anos 50 por muitas comunidades em digestores em escala comercial para tratar o RSU. Estes foram abandonados devido à economia não favorável e desempenho pobre. Passados 20 anos, portanto, tem sido feito progresso significante no entendimento do papel do tratamento anaeróbio no processamento de RSU (Switzenbaum, 1995).

Por mais de 100 anos, a digestão anaeróbia tem sido usada para tratar lodo de esgoto, e por três décadas passadas muitas experiências foram feitas em digestão anaeróbia e outros resíduos líquidos, assim como resíduos de fazendas e águas residuais industriais. A 1ª investigação em larga escala de digestão anaeróbia/RSU foi da *RefCom (Reserve Synthetic Fuels Inc.)* nos EUA, o qual foi iniciado em 1978 e encerrado no meio do ano de 1980. Nos últimos 10 anos tem-se visto uma variedade de investigações em plantas piloto na Europa, com desenvolvimento em direção a comercialização ao longo de cinco anos (Braber, 1995).

Switzenbaum (1995), cita que Pohland (1971) há 20 anos relatou que a aplicação de processos anaeróbios para tratamento de resíduo tem indicado dificuldades com a estabilidade do processo, a qual tem resultado em pessimismo com respeito ao valor do tratamento

anaeróbio para o controle da poluição da água. Switzenbaum (1995), cita que Saw (1988), 17 anos depois relatou sobre o problema de credibilidade com o tratamento anaeróbio no Reino Unido.

A digestão anaeróbia apresenta vantagens quanto à recuperação de energia a partir do gás gerado (Braber, 1995; Lagerkvist, 1995) :

- ? Produção de energia, proveniente do biogás usado;
- ? Redução das emissões de CO<sub>2</sub> pela substituição dos combustíveis fósseis;
- ? Potencial para tratar a fração úmida do RSU, a qual é menos receptiva a incineração;

Da mesma forma, esse processo oferece benefícios para o meio ambiente incluindo (Krol *et al.*, 1993):

- ? Tratamento do resíduo;
- ? Reciclagem, provendo o composto a ser usado;
- ? Redução de odores;
- ? Potencial para tratar a fração orgânica do RSU;
- ? Potencial redução do sal no adubo orgânico, comparado com a compostagem aeróbia;
- ? Redução do volume de resíduo para posterior disposição;
- ? Potencial para co-disposição com outros resíduos orgânicos (ex. resíduo industrial tal como resíduo do processamento de comida e resíduo de agricultura tal como estrume).

Disposição da matéria orgânica em aterros tem sido banida ou será banida dentro de alguns anos em um número de países Europeus como Países Baixos e Dinamarca. Novas formas de disposição para a matéria orgânica devem, portanto ser encontradas. Ao mesmo tempo, estes países têm também investido pesado na exploração dos recursos do gás de aterro. Um aterro que tenha recebido resíduo orgânico pode continuar a gerar quantidades significantes de gás por 20 anos ou mais depois que o resíduo foi depositado. Uma maneira de reduzir as emissões de gás de aterro é através da queima dos gases, reduzindo as emissões em um curto período. Muitos países, especialmente os EUA, Reino Unido, Países Baixos e Suécia têm feito progresso significativo na instalação de sistemas de uso do gás. Isto não somente reduz as emissões descontroladas de metano na atmosfera como também, geram energia ou calor e por isso são substitutos diretos na produção de combustível fóssil (Aitchison, 1995).

Apesar do fato da recuperação de energia do gás de aterro ser uma das mais promissoras tecnologias de energia renovável, projetos de recuperação nem sempre tem sucesso. Permissão de planejamento pode ser o maior obstáculo no caminho do estabelecimento de muitos projetos de recuperação de energia de RSU. Os problemas principais podem aparecer onde a síndrome do NIMBY (*Not In My Back Yard* – Não No Meu Quintal) é superior. Experiências de vários países mostram que cooperação e não conflito com a comunidade local é essencial para uma proposta ter sucesso. Nem sempre problemas técnicos causam o fracasso do projeto de recuperação de energia, eles são frequentemente devido a barreiras não técnicas. Essas barreiras são (Aitchison, 1995):

- ? Desenvolver consciência da recuperação de energia do gás de aterro;
- ? Projeto e economia de armazenamento de energia;
- ? Propriedade e direitos;
- ? Acesso ao mercado;
- ? Financeiro;
- ? Planejamento, permissão e licenciamento;
- ? Burocracia.

E ainda deve se levar em conta outras barreiras (Akinbami *et al.*, 2001):

- ? Custo, esta é a maior barreira, visto que a digestão anaeróbia é (ligeiramente) mais cara que a compostagem em muitos casos;
- ? A digestão anaeróbia de RSU não trata todo o resíduo, somente a fração de interesse;
- ? O uso da digestão anaeróbia para tratar RSU é um novo tipo de aplicação. Informações sobre questões práticas e econômicas não são amplamente disseminadas;
- ? Existem problemas persistentes na manipulação de materiais, particularmente relacionados a plásticos (especialmente que ocorrem com a separação mecânica);
- ? Água residual (lixiviado, chorume) precisa ser tratada antes da disposição;
- ? Sistema de separação do metano dos demais compostos do gás de aterro;
- ? Distribuição do gás e utilização.

A implantação de um sistema de digestão de RSU depende de um número de fatores (Braber, 1995):

- ? Circunstâncias específicas do local;

- ? Possibilidade de saída da energia produzida;
- ? Preços e taxas de energia;
- ? Tarifas para compra da energia;
- ? Alternativas do custo/alternativa de taxas (custo alternativo/taxas alternativas);
- ? Política de energias renováveis e políticas de reciclagem;
- ? Preço da terra;
- ? Mercado para o adubo orgânico;
- ? Situação de tecnologias diferentes (outras pesquisas).

A digestão anaeróbia tornou-se uma tecnologia provada e estabelecida para o tratamento de resíduos sólidos urbanos, comerciais e outros resíduos orgânicos industriais. Uma importante vantagem da digestão anaeróbia é a alta flexibilidade no tratamento de diferentes tipos de resíduos, abrangendo desde o resíduo úmido até o seco. A produção de energia tem permanecido como um parâmetro importante embora o preço da energia tenha caído. O Efeito Estufa, desenvolvimento sustentável e a diminuição da camada de ozônio têm contribuído para o valor da digestão anaeróbia como uma fonte de energia renovável. A digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos tem sido estabelecida como uma tecnologia segura na Europa. Em muitos países, a capacidade da digestão anaeróbia já está tratando mais de 10% do resíduo orgânico, e a capacidade está regularmente aumentando em toda a Europa. Além da produção de energia, importantes vantagens como alta flexibilidade e redução de odor farão a digestão anaeróbia muito atrativa no próximo milênio (De Baere, 2000).

A degradação anaeróbia da matéria orgânica produz um líquido, denominado de chorume, que é gerado pelo excesso de água de chuva e pela própria decomposição da matéria que percola através das camadas de resíduo. A combinação de processos físicos, químicos e microbiológicos no resíduo transfere poluentes do resíduo para o percolado (Kjeldsen *et al.*, 2002). A água que coleta contaminantes, enquanto escorre através dos resíduos é denominado de lixiviação e produz gases como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S) e o gás metano (CH<sub>4</sub>) que tem característica combustível (EPA, 1997). O gás metano, também chamado de biogás ou de gás de aterro, quando proveniente do aterro sanitário pode ser convertido em energia. A partir desta possibilidade, a avaliação da recuperação de gás metano para aproveitamento energético torna-se interessante, visto que o Brasil em 2002 sofreu uma grande crise de energia elétrica, alertando a necessidade da busca de fontes alternativas de

energia. O uso do gás metano como fonte energética tem sido comprovado por inúmeras pesquisas; alguns sistemas de biodigestores geram gás metano através da degradação da matéria orgânica, proveniente dos dejetos de animais como o estrume de gado ou suíno (Nogueira, 1986). Jagadish *et al.* (1998) realizou estudos em uma planta de biogás, onde utilizou biomassa proveniente de folhas para geração de gás e afirmou que o potencial de produção de biogás proveniente da biomassa de folhas foi duas vezes maior do que o biogás produzido de esterco de animais.

Mandal e Mandal (1997) estudaram a digestão anaeróbia de diferentes tipos de resíduos orgânicos como esterco animal, resíduo de cozinha, resíduo de flores e resíduos de folhas para geração de biogás. Ressaltaram que existem vários tipos de resíduos disponíveis de diferentes fontes, mas nem todos os resíduos são biodegradáveis, somente resíduos biodegradáveis podem produzir biogás. Também afirmaram que a geração de biogás tem um interesse atrativo, pois ajudaria a conservar os combustíveis fósseis, controlaria a poluição ambiental que é uma grande ameaça para a vida humana e ajudaria a resolver o problema da demanda de energia elétrica.

Em Khanpara, uma vila localizada em Bangladesh na Índia, foi analisada a viabilidade econômica do uso do biogás, produzido pela digestão anaeróbia, como fonte de energia dada a grande quantidade de biomassa gerada na localidade, que compreendia aproximadamente 55% de empregados na agricultura e somente 35% da região tinha acesso à eletricidade. O uso desta tecnologia se mostrou favorável, no entanto não apresentou condições econômicas favoráveis para construção das plantas de biogás (Biswas e Lucas, 1997).

Na Nova Zelândia, dois estudos de caso foram apresentados por EECA (1997), onde o sistema de digestão anaeróbia foi empregado para geração de biogás. Um foi empregado em uma fazenda de porcos em Wairarapa, que utilizou resíduo proveniente de 6000 animais, devidamente separados em líquido e sólido e tratados diferentemente para melhorar a produção de gás. Os componentes com alto teor de sólidos foram encaminhados para o primeiro de dois reatores, onde permaneceu por duas semanas a 35°C. Depois foi transferido para um tanque menor e o resíduo sedimentado foi utilizado em terras para o pasto. Já o efluente, com baixo teor de sólidos, foi encaminhado para um reator do tipo *UASB* (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*), mantidos a 35°C com tempo de residência de duas semanas. O líquido foi usado para irrigar uma área de 340 hectares de pastagem. O gás produzido foi usado para gerar metade da demanda de energia da fazenda, via um gerador de



energia de 190 kVA. E na cidade de Christchurch, uma planta de tratamento de esgoto produziu biogás, uma parte abasteceu a eletricidade do local e também serviu como combustível nos veículos da assembleia da cidade. E em fevereiro de 1996, um gerador a gás de 1,6 MW foi implantado e em funcionamento com outros dois geradores produziram um total de 2,25 MW de eletricidade, provendo energia para a planta cuja produção anual chegou a 10 GWh. O excesso de energia foi vendido para a *SouthPower*, empresa de energia elétrica local, em períodos estratégicos para ajudar na época de maior demanda.

Outros estudos demonstraram com sucesso a utilização de sistemas de recuperação e reaproveitamento de gás, proveniente de aterros sanitários, a partir da degradação anaeróbia da matéria orgânica presente no RSU.

Plantas de biogás são um dos elementos importantes na política energética dinamarquesa cujo objetivo é a redução das emissões de CO<sub>2</sub> em 20% até 2005. É bem conhecido que a Dinamarca é de longe o país de maior sucesso no campo da energia eólica. No campo do biogás, no entanto, o desenvolvimento desta tecnologia também tem tomado lugar. Desde 1984, desenvolveram-se esforços com respeito à centralização das plantas de biogás na Dinamarca. Todas as plantas de biogás dinamarquesas têm aumentado a produção de gás como o resultado da mistura de resíduos orgânicos industriais com esterco. Em 1996, as plantas de biogás contribuíram para redução anual das emissões de CO<sub>2</sub> em 0,1%. Até o final de 1997, 20 plantas foram construídas, das quais 19 ainda estavam em operação. A produção de gás resultante das plantas foi na faixa de 1000 a 15000 m<sup>3</sup> por dia. Além dos aspectos ambientais, as plantas de biogás ajudaram a diminuir a importação de petróleo e carvão sendo a Dinamarca o 3º maior país da União Européia na emissão de CO<sub>2</sub> por habitante, devido ao uso excessivo de carvão para produção de eletricidade. O emprego do biogás como fonte energética não trás somente benefícios ao meio ambiente, mas também a sociedade. A geração de empregos aumentou devido à construção, manutenção e operação das plantas, aumentando a renda e conseqüentemente aumentando a arrecadação de impostos (Mæng *et al.*, 1999).

A aplicação da digestão anaeróbia no resíduo urbano é algo diferente da aplicação tradicional para esterco de gado, o qual tem aplicação convencional na alimentação de biodigestores na Índia. Na cidade de Indore, 11ª maior cidade do país, com uma geração média de 600 toneladas por dia de RSU, Rao *et al.* (2000) realizou estudos da conversão da matéria orgânica presente nos resíduos (doméstico, de mercado de frutas e verduras, de

cantinas, hotéis e centros de processamento de sucos), em biogás obtendo uma produção de 0,5 m<sup>3</sup> por kg de sólidos totais com teor de metano de 70%. Média muito maior da obtida com o uso de esterco de gado, 0,2 m<sup>3</sup> por kg de sólidos totais com teor de metano de 62%. Isto prova a fonte potencial bioenergética que pode ser obtida pela biogaseificação do resíduo urbano, a bioenergia produzida do resíduo urbano foi de 27 mil kJ por m<sup>3</sup> de biogás. E reafirmou as vantagens que podem ser obtidas com o emprego desta tecnologia, tais como geração de gás combustível usado para produção de energia, a matéria orgânica após o processo de digestão pode ser utilizada como fertilizante orgânico ou como condicionador do solo, minimização dos problemas de disposição dos resíduos. O processo não requer oxigênio como o processo de tratamento aeróbio e reduz as emissões de gases causadores do Efeito Estufa na atmosfera.

Gendebien *et al.* (1992) apresentaram avaliação detalhada de seis estudos de casos na Europa onde o gás de aterro foi explorado como fonte de energia.

? *Aterro Municipal de Vilborg, Dinamarca:* local projetado para receber o RSU de 83 mil habitantes desde 1972. O aterro cobre um total de 17 hectares e já recebeu aproximadamente 800 mil toneladas de resíduos desde 1989, com uma média de 60 mil toneladas por ano. O gás de aterro foi recuperado de uma parte do aterro que envolve 375 mil toneladas de resíduos. A taxa de extração do gás foi 160 Nm<sup>3</sup> por hora. Até a conclusão do artigo, a taxa de extração foi de 115 Nm<sup>3</sup> de gás por hora com teor de 42,4% de metano. O gás foi usado para aquecer um boiler que produzia água quente. O boiler tinha uma demanda nominal de 241 Nm<sup>3</sup> de gás e uma eficiência de 77%. A produção nominal foi de 785 kW térmico e a produção térmica anual do boiler ficou em torno de 15 TJoules. Economicamente o aterro não mostrou sucesso devido ao baixo fluxo de gás obtido e ao alto custo capital investido.

? *Aterro Municipal de Modena, Itália:* foi dividido em três partes das quais duas estavam completas e receberam 1,5 milhão de toneladas de RSU entre 1973 e 1989. O aterro recebia 250 mil toneladas de RSU por ano. O próprio município foi o proprietário e administrador do aterro. Foram apresentados dados do design nominal do aterro para os trabalhos de exploração do gás: gás extraído a uma taxa de 9000 Nm<sup>3</sup> por dia, com teor de metano de 52% foi esperado de 25 poços de coleta o qual seria

utilizado em um motor a gás com uma saída nominal de 217 kW para produzir parte da demanda de eletricidade do local. O gás restante seria utilizado em dois outros motores similares ou como combustível para um incinerador de resíduo tóxico existente na mesma área do aterro. E a eletricidade em excesso, produzida em períodos de baixa demanda de energia interna, seria vendida. A demanda nominal do incinerador seria de 84 Nm<sup>3</sup> de gás por hora, equivalente a 13 TJoules por ano, dispensando 361 toneladas de combustível. Foi usado para esta proposta 286 Nm<sup>3</sup> de gás por hora ou 51 TJoules por ano, o equivalente a 1220 toneladas de óleo combustível por ano. Até a data de conclusão do artigo somente 235 Nm<sup>3</sup> de gás de aterro foram extraídos por hora, mas em dados de design esta instalação poderia provar sucesso economicamente, fornecendo uma alta taxa de retorno interna de 12% e uma recuperação do capital investido em 7 anos.

- ? *Aterro Municipal de Artigas de Bilbao, Espanha:* está em exploração de 1977 e tem uma capacidade final estimada em 7,5 milhões de toneladas de RSU, o local recebe 145 mil toneladas por ano. Contudo a exploração do gás ainda não estava operacional, mas o potencial foi estimado em 650 Nm<sup>3</sup> por hora com um teor de metano de 42%. A exploração de gás iria gerar 6216 MWh de eletricidade por ano, o equivalente a 78 TJoules por ano ou 1880 toneladas de petróleo por ano. A maior parte da energia gerada seria vendida para a companhia elétrica local nos horários de pico do consumo e a energia restante seria consumida pela própria planta. Economicamente este local poderia provar seu custo benefício, desde que as tarifas fossem favoráveis e a demanda no local seja alta.
- ? *Aterro Municipal de Eberstadt, República Federal da Alemanha:* com área de 20 hectares, disposição anual de 130 mil m<sup>3</sup> de RSU e uma capacidade total estimada em 3,2 milhões de m<sup>3</sup>. O município foi o proprietário e opera o aterro e a EVS (*Energie-Versorgung Schwaben*), uma companhia de eletricidade interconectada, foi a responsável pelos trabalhos de exploração do gás de aterro. A taxa de extração do gás foi de 700 Nm<sup>3</sup> por hora com teor de metano de 54%. O gás de aterro foi queimado em dois motores, cada um usando 290 m<sup>3</sup> de gás por hora gerando aproximadamente 6000 MWh de eletricidade, distribuídos na rede pública. Economicamente o aterro

tinha somente custos efetivos marginais. A taxa de retorno interna foi de 2,3% e o período de recuperação dos investimentos de 9 anos.

? *Aterro Aveley, Reino Unido*: compreende uma área de 24 hectares com capacidade para 3 milhões de m<sup>3</sup> de resíduo. O gás de aterro extraído, com teor de metano de 48%, foi usado em uma fábrica de papel localizada a quatro quilômetros de distância. Parte do gás foi usado em um boiler produzindo vapor gerando eletricidade. A água quente resultante foi recirculada na fábrica. O restante do gás foi utilizado em uma turbina a gás produzindo eletricidade e os gases quentes da exaustão da turbina foram recirculados e usados para aquecer o boiler. A turbina a gás consumiu 243 TJoules de gás natural, 200 TJoules de gás de aterro e 7 TJoules de combustível por ano, produzindo em torno de 25500 MWh de eletricidade. O boiler consumiu 211 TJoules de gás natural, 253 TJoules de gás de aterro e 770 TJoules de combustível por ano, gerando 445 mil toneladas de vapor. Das 53 toneladas de vapor produzidas por hora, 36 toneladas de vapor foram usadas em uma turbina a vapor, gerando 41000 MWh de eletricidade por ano. Economicamente, esta combinação de calor e energia teve grande sucesso, com um retorno dos investimentos em 4 anos. A instalação teve um custo elevado, mas quanto aos custos das modificações necessárias para usar o gás de aterro foram relativamente baixos.

? *Aterro de Packington, Reino Unido*: tem uma área de 155 hectares e recebe em torno de 600 mil toneladas de RSU por ano. O gás de aterro extraído, com teor médio de metano de 42,5%, foi usado em uma turbina a gás. A turbina a gás recebeu 56700 m<sup>3</sup> de gás de aterro por dia, isto é, 20 milhões de m<sup>3</sup> por ano, o equivalente ao consumo de 5300 toneladas de óleo por ano, gerando 31200 MWh de eletricidade por ano a qual foi vendida para a companhia elétrica local. Economicamente, o local obteve muito sucesso nos dois primeiros anos de operação. A recuperação dos investimentos foi em 4 anos.

Lima (1995) cita exemplos de pesquisas de sistemas de aproveitamento do gás de aterro, gerado a partir do RSU, buscando uma alternativa de utilização de acordo com as necessidades locais de cada cidade. Em Blumenau (SC), o Departamento de Serviços Urbanos

propôs como solução para o RSU a construção de biodigestores com capacidade para 1000 m<sup>3</sup>, instalados em locais estratégicos na cidade. O sistema consiste de uma usina de reciclagem e compostagem pelo método de fermentação natural, onde a matéria orgânica é separada e triturada e depositada em um pátio para produzir fertilizante orgânico. O restante do resíduo orgânico triturado é misturado com água e lançado no digestor, entrando no processo de fermentação, neste sistema além do resíduo também é utilizado lodo de esgoto. O composto orgânico destina-se à manutenção dos jardins públicos e o gás metano para abastecer a frota de coletas de lixo, existindo a possibilidade do gás ser utilizado em uma indústria têxtil situada nas proximidades.

Em São Paulo, a COMGÁS – Companhia de Gás de São Paulo, explora desde 1975 o gás gerado em aterros e em 1976, apoiada pelo Conselho Nacional de Petróleo, iniciou em efetivo os estudos do gás de aterro. Amostras foram coletadas do aterro sanitário localizado no km 14,5 da Rodovia Raposo Tavares, que após avaliação dos resultados foi implantado um sistema de captação e monitoramento do gás. O gás captado foi distribuído a 31 residências de um conjunto popular próximo ao aterro e utilizado em substituição ao gás liquefeito de petróleo (GLP). Em 1980, a COMGÁS publicou os resultados dos estudos revelando a composição do gás do aterro e outras características conforme mostram as Tabelas 2.2 e 2.3 (Gomes APUD Lima, 1995).

**Tabela 22** – Composição química do gás de aterro do km 14,5 da Rodovia Raposo Tavares (Lima, 1995)

Componentes	%V/V
CH <sub>4</sub>	61
CO <sub>2</sub>	36,7
Ar (O <sub>2</sub> + N <sub>2</sub> )	1,4
H <sub>2</sub> S	10 <sup>-3</sup>

**Tabela 23** – Outras características físico-químicas do gás do aterro do km 14,5 da Rodovia Raposo Tavares (Lima, 1995)

Componente	Unidade	Quantidade
Poder Calorífico Superior	Kcal/Nm <sup>3</sup>	5810
Número de Wobbe	BTU/ft <sup>3</sup>	645*
Velocidade de Chama (Weavar)	-	10,4
Densidade	-	0,923

\* a 15,5°C e 1 atm.

Também em 1975, a COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro, iniciou pesquisas de exploração do gás de aterro com a construção de um aterro experimental permitindo a obtenção de parâmetros importantes do processo de fermentação (Cantanhede *et al.* APUD Lima, 1995). A formação de metano tornou-se interessante a partir da décima semana e os valores máximos foram registrados nas 44ª e 55ª semana, a taxa de produção de gás variou entre 0,06 a 0,09 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>. Em 1984, a COMLURB iniciou a exploração do gás do Aterro do Caju (RJ) com a perfuração de poços para extração do gás.

Em Curitiba, pesquisadores do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade Católica do Paraná formularam uma proposta que consistiu da execução de um aterro sanitário energético associado a uma central de compostagem. O sistema teria capacidade para processar 250 toneladas por dia de RSU, sendo 200 toneladas destinadas ao aterro onde seriam submetidas ao processo de fermentação anaeróbia visando a produção de gás metano e 50 toneladas submetidas ao processo de fermentação aeróbia na usina de compostagem visando à produção de adubo orgânico. O modelo apresentou vantagens por sua eficiência e baixo custo (Obladen e Aisse APUD Lima, 1995).

Em 1983, teve início um trabalho visando solucionar o problema da disposição final do RSU na cidade de Campinas (SP). Uma equipe técnica foi nomeada com a finalidade de otimizar o sistema de coleta de lixo e implantar um aterro sanitário energético visando à produção de gás metano a partir da digestão anaeróbia do RSU. O aterro está localizado na Rodovia Campinas-Monte Mor, no bairro denominado Santa Bárbara. A área foi escolhida por ser uma descarga de lixo a céu aberto, havendo uma lagoa formada por águas pluviais, ou seja, o local servia como fonte de proliferação de vetores prejudiciais à saúde pública. No local foram feitas análises topográficas, bem como a medição da profundidade do lençol freático e após estes estudos foi elaborado um projeto dando início às obras do aterro. A lagoa foi drenada e o leito do aterro foi preparado com abertura de trincheiras para retirar o material de cobertura, drenos para coleta de gás foram instalados e também tubulação para reciclo de inóculo biológico. O inóculo foi extraído do próprio lixo e recirculado por tubulação para o aterro possibilitando a aceleração do processo de digestão. Com esta técnica produziu-se gás em setenta dias, sua composição está descrita na Tabela 2.4 (Lima, 1995).

**Tabela 2.4** – Composição do gás no aterro sanitário energético de Campinas (Lima, 1995)

<b>Componentes</b>	<b>%V/V</b>
CH <sub>4</sub>	27
CO <sub>2</sub>	61,99
Ar (O <sub>2</sub> + N <sub>2</sub> )	3
H <sub>2</sub> S	10 <sup>-3</sup>
H <sub>2</sub>	Traços

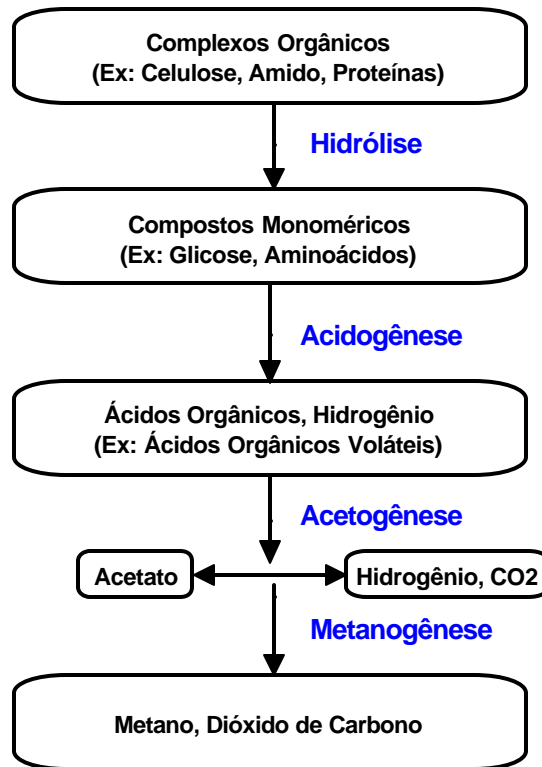
Durante o ano de 1984, foram depositadas 93900 toneladas de lixo, das quais 81900 toneladas de RSU e 12000 de lixo industrial biodegradável. Foram recirculados 54000 L de inóculo biológico e 42000 L de chorume. A projeção feita para o ano de 1985 foi de 2000 Nm<sup>3</sup> por dia de biogás com 40% de metano. No ano corrente, foi instalada uma unidade de purificação do gás de aterro, adquirida posteriormente pela Companhia Paulista de Força e Luz. Outras aplicações avaliadas para o uso do biogás foram (Lima, 1995): combustível veicular, usando o sistema Rodabras (kit que permitia a substituição parcial do óleo diesel nos motores) e um projeto de substituição do acetileno por metano no sistema oxi-corte que estava em fase de elaboração pela Mangels Industrial SA.

### **2.5.2 FASES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA**

A digestão anaeróbia é um processo complexo, o qual requer condições ambientais específicas e uma população bacteriana diferenciada. Uma população bacteriana mista degrada compostos orgânicos, produzindo como produto final, uma mistura de gases (principalmente CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>) com alto valor de energia denominado biogás. Por meio de enzimas produzidas por diferentes tipos de bactérias, os resíduos orgânicos passam por diferentes tipos de reações, as quais são divididas em quatro etapas (Figura 2.5): hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Schumacher, 1983; Krol *et al.*, 1993; Chugh *et al.*, 1994; Lima, 1995; Reinhart e AlYousfi, 1996; Bidone e Povinelli, 1999; Lastella *et al.* 2002).

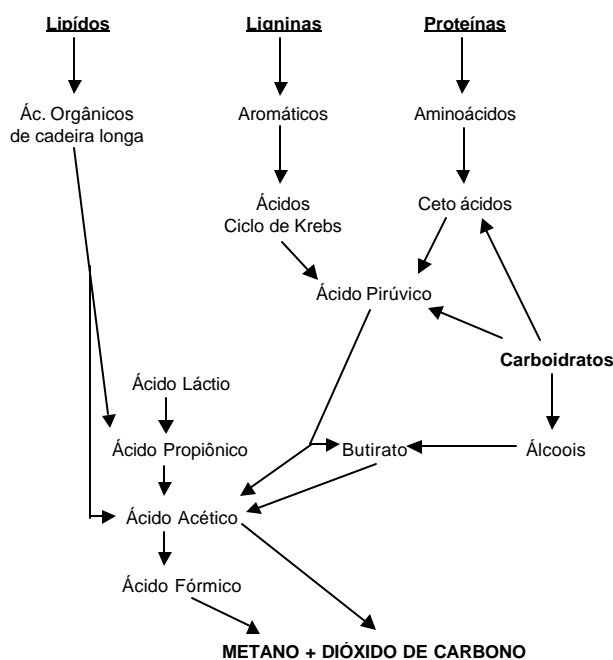
- ? *Hidrólise*: Envolve a decomposição de matéria orgânica insolúvel e complexa (carboidratos, proteínas e gorduras), em moléculas solúveis e simples. A celulose é despolimerizada em açúcares, álcoois, peptídeos, aminoácidos e ácidos graxos pelas enzimas extracelulares. Os monômeros produzidos passam por reações, que produzem ácidos orgânicos voláteis (AOV's) como o ácido acético, ácidos orgânicos de cadeia longa e CO<sub>2</sub>. Ocorre a transição da fase aeróbia para anaeróbia, com formação de chorume, estabelecendo condições de oxi-redução;
- ? *Acidogênese*: O material orgânico é digerido anaeróbiamente e convertido em ácidos orgânicos. Predominância de ácidos orgânicos de cadeia longa, causando a diminuição do pH, acompanhada pela mobilização de espécies metálicas. Liberação de nutrientes com nitrogênio (N) e fósforo (P), que serão utilizados como suporte para o crescimento da biomassa;
- ? *Acetogênese*: Parte do processo de decomposição microbiana, onde a matéria orgânica é sintetizada por microrganismos produtores de acetato;
- ? *Metanogênese*: Ácido acético é finalmente degradado, via descarboxilação do acetato com produção de metano e dióxido de carbono pelos microrganismos metanogênicos. Esta bactéria é sensível a concentração de O<sub>2</sub> no sistema. O pH retorna a seu valor neutro, controlado pelo tamponamento do sistema com redução da demanda química de oxigênio (DQO).





**Figura 2.5** – Etapas metabólicas da digestão anaeróbica de resíduos (Krol *et al.*, 1993).

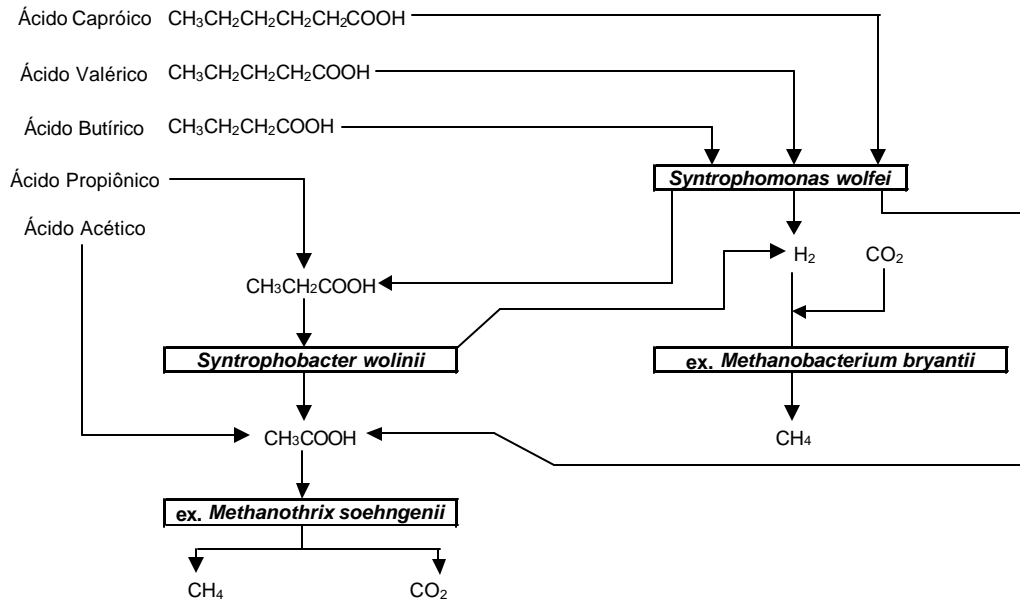
Primeiramente, a matéria orgânica formada por complexos orgânicos, compostos de cadeias grandes e insolúveis, é quebrada através da hidrólise formando complexos monoméricos como, por exemplo, a celulose, que é despolimerizada a glicose e as proteínas que são transformadas em aminoácidos. Estes complexos monoméricos (ex glicose e aminoácidos) são consumidos formando ácidos orgânicos voláteis (AOV's). Os AOV's são a fonte de alimento dos microrganismos formadores de metano. Os AOV's são transformados em acetato, na fase acetogênica, gerando  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$  e então são consumidos pelos microrganismos metanogênicos gerando  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ . As reações básicas envolvidas na digestão anaeróbica são oxidação e redução (Figura 2.6), onde um número de compostos orgânicos é oxidado pela remoção do hidrogênio (Stafford *et al.*, 1980).



**Figura 2.6** – Sequência bioquímica da quebra individual de compostos para metano e dióxido de carbono na digestão anaeróbia (Stafford *et al.*, 1980).

Os complexos orgânicos são solubilizados, despolimerizados e convertidos a pequenas moléculas consumíveis pelas bactérias hidrolíticas, também conhecida como bactérias formadoras de ácidos. As bactérias formadoras de ácidos consomem os substratos solúveis para produzir ácidos orgânicos voláteis (AOV's), principalmente o ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), propiônico ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$ ), butírico ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$ ), os quais libera dióxido de carbono e hidrogênio. Outros ácidos orgânicos, como ácido valérico ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$ ) e hexanóico ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$ ), também podem ser produzidos. As bactérias acetogênicas convertem o ácido propiônico, butírico e outros AOV's de cadeia longa para ácido acético. Microrganismos que vivem em associação simbiótica com os microrganismos metanogênicos, para fermentar misturas complexas de AOV's, é a *Syntrophomonas* e a *Syntrophobacter*. A fermentação do ácido octanóico, heptanóico, capróico, valérico e butírico pela bactéria anaeróbia *Syntrophomonas wolfei* resulta em uma mistura de ácidos acético e propiônico. Esta reação forma hidrogênio e na presença da

bactéria consumidora de hidrogênio, tal como a *Methanobacterium bryantii*, permite a fermentação destes ácidos (Figura 2.7).



**Figura 2.7** – Papel dos *syntrophs* e dos microrganismos metanogênicos na digestão anaeróbica (McCarty e Mosey, 1991).

O ácido propiônico produzido pela *Syntrophomonas wolfei*, ou diretamente pelas bactérias formadoras de ácidos, é fermentado a ácido acético, pela *Syntrophobacter wolinii*, conforme a reação  $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 3\text{H}_2 + \text{CO}_2$  (McCarty e Mosey, 1991).

Metano é produzido a partir da quebra do ácido acético pela bactéria acetoclástica, e pela redução do dióxido de carbono com hidrogênio, pela bactéria utilizadora de hidrogênio. Um fato interessante ocorre na formação dos microrganismos acidogênicos e metanogênicos. Os microrganismos formadores de ácidos se desenvolvem muito mais rápido que os metanogênicos, conforme modelo cinético de Monod, onde a velocidade específica máxima de crescimento celular ( $\mu_m$ ) dos microrganismos metanogênicos é  $0,4 \text{ d}^{-1}$  e dos microrganismos acidogênicos é  $2 \text{ d}^{-1}$  (Tabela 2.5). Com essa diferença de velocidade, os microrganismos acidogênicos crescem mais rapidamente deixando o pH do meio ácido, impróprio para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos, que somente se desenvolvem em meios com pH neutro (Campos, 1999).

**Tabela 25** – Constantes cinéticas do modelo de Monod obtidas para culturas anaeróbias (Campos, 1999)

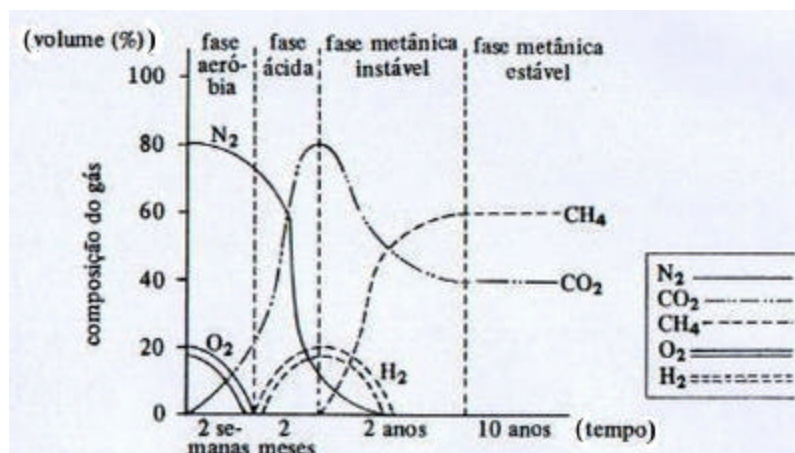
Cultura	$\mu_m$ (d <sup>-1</sup> )
Bactérias acidogênicas	2,0
Bactérias metanogênicas	0,4
Cultura mista	0,4

Isto, junto com o fato de que os microrganismos formadores de metano não podem consumir diretamente o resíduo orgânico, significa que os formadores de ácido normalmente crescem mais que os formadores de metano. Como uma consequência, a fração degradável do resíduo, normalmente torna-se acidificado, demonstrando queda na atividade microbológica, inibindo o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos. Estudos anteriores têm mostrado que a inoculação acelera o início da fase metanogênica, providenciando uma população balanceada de microrganismos (Chugh *et al.*, 1996; Chugh<sup>(B)</sup> *et al.*, 1998).

Em torno de 70% de todo o metano que é produzido, pela digestão anaeróbia, vem da reação  $\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$  (McCarty e Mosey, 1991). Esta é a última reação do processo da digestão anaeróbia e a mais importante. Todos os outros ácidos orgânicos voláteis precisam ser convertidos a acetato antes deles poderem ser convertidos a metano. Os microrganismos que fermentam o acetato para biogás, crescem mais lentamente e a cinética do seu crescimento freqüentemente domina a taxa global da reação (McCarty e Mosey, 1991).

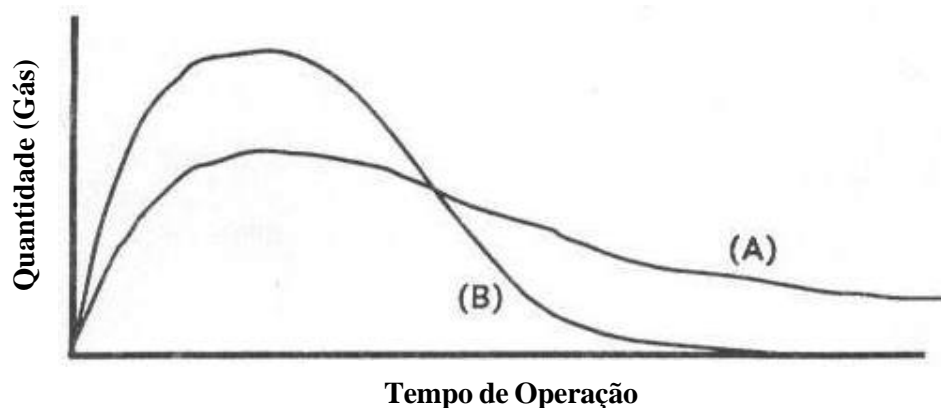
### 2.5.3 QUÍMICA DA METANOGÊNESE

Tanto a taxa de geração de gás quanto o tempo de ocorrência de cada uma das fases de degradação durante a digestão anaeróbia, varia de acordo com as condições e composição do resíduo (particularmente da matéria orgânica contida), teor de água, temperatura e pH (Figura 2.8). Todos estes fatores podem variar durante o processo de biodegradação (Schumacher, 1983; Krol *et al.*, 1993; Lima, 1995).



**Figura 2.8** – Modelo gráfico da produção de metano (Lima, 1995).

A otimização do processo de degradação anaeróbica do RSU resulta no aumento da geração de gás metano em um período de tempo menor em relação ao processo natural de degradação. Com isso, há uma estabilização mais rápida do resíduo sólido. A Figura 2.9 ilustra a geração de gás com processo de degradação natural (A), e em (B) o processo acelerado da degradação de resíduo sólido (Krol *et al.*, 1993).



**Figura 2.9** – Ilustração da geração de gás durante a degradação dos RSU's: (A) Processo de degradação natural e em (B) processo acelerado da degradação de resíduo sólido (Krol *et al.*, 1993).

#### 2.5.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A ACELERAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

Digestão anaeróbia ocorre por si só na natureza, onde condições físicas são criadas como no fundo dos lagos, em pântanos e em aterros. Um número de fatores contribui para a lenta taxa de degradação incluindo limitação da umidade, pobre trituração do resíduo, alta densidade, falta de inóculo para mediar a degradação e acumulação de produtos de fermentação, que são inibidores através do desbalanceamento do crescimento microbológico (Chugh *et al.*, 1999).

A falta de água é geralmente responsável pelo retardamento da degradação do RSU em aterros convencionais. Aterros biorreatores, aterros sanitários que usam processos melhorados microbiologicamente para transformar e estabilizar resíduos orgânicos de rápida e moderada decomposição (Warith, 2002), têm sido pesquisados como meio para prover uma rápida e previsível estabilização do resíduo e produção de gás de aterro. Teor de umidade no resíduo é um dos mais importantes fatores que afetam a taxa e a natureza desses processos biológicos e, portanto, a qualidade e a quantidade de gás e chorume produzido. As únicas fontes de umidade são aquelas trazidas junto com o resíduo, a infiltração por precipitação e a água produzida quimicamente durante o processo de decomposição do resíduo. Água é essencial para o transporte do substrato do resíduo para os microrganismos, portanto o fluxo de umidade (reciclo de chorume) estimula a atividade microbológica, providenciando melhor acesso para os microrganismos aos substratos insolúveis e aos nutrientes solúveis. O reciclo de chorume através de um resíduo aumenta a taxa de produção de metano de 25 para 50%. O aumento na taxa da metanogênese é atribuído a maior distribuição uniforme de nutrientes, precursores da metanogênese que melhoram o pH. Esse fluxo de umidade é obtido com o reciclo do próprio chorume gerado na decomposição da matéria orgânica que é retornado ao sistema, propiciando uma melhor homogeneidade entre os microrganismos presentes no resíduo. A umidade média que satisfaz o resíduo acondicionado é tipicamente entre 20 e 40%. Nas condições brasileiras, o teor de umidade situa-se na faixa de 40 a 60% (Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998; Bidone e Povinelli, 1999; Chugh *et al.*, 1999).

Adição de umidade através do reciclo de chorume tem demonstrado um efeito estimulante na estabilização biológica do resíduo sólido urbano (RSU). Recirculação de chorume parece ser o método mais eficiente para melhorar o teor de umidade em um modo

controlado. As vantagens de recirculação de chorume incluem distribuição de nutrientes e enzimas, tamponamento do pH, diluição dos compostos inibitórios e distribuição dos microrganismos metanogênicos. A recirculação de chorume pode reduzir o tempo requerido para estabilização de aterro de muitas décadas para 2-3 anos, assim minimizando longos períodos de impacto ambiental. Contudo, métodos para realização do reciclo de chorume em grande escala estão ainda em desenvolvimento (Reinhart, 1996). O reciclo de chorume tem um papel importante quando considerado a contaminação do chorume por metais pesados. Durante a recirculação, os mecanismos de remoção de metais são por meio de sulfito (redução de sulfato para sulfito) e hidróxido. Condições neutras, promovidas pelo reciclo, acentuam a precipitação de hidróxidos metálicos (Gould APUD Reinhart e AlYousfi, 1996). A taxa de reciclo também exerce influência na degradação, altas taxas melhoram a inoculação, permitindo um alcance balanceado das condições mais rapidamente e como consequência maior geração de gás. Chugh<sup>(A)</sup> *et al.* (1998) realizaram ensaios com Biorreator Sequencial em Batelada, analisando a taxa de reciclo. Concluiu que altas taxas de recirculação de chorume melhoram a solubilização do resíduo, ajudando no rápido estabelecimento dos microrganismos metanogênicos, no melhor caso o resíduo foi degradado em dois meses.

A adição de inóculo é decisiva para a performance e estabilidade da metanogênese durante a digestão anaeróbia. A proporção de inóculo/alimentação é decisiva para a performance do digestor, já que baixos níveis de inoculação resultam em uma mais rápida taxa de crescimento dos formadores de ácido comparado aos metanogênicos. Na presença de uma população balanceada, os ácidos são totalmente convertidos a metano e dióxido de carbono pelos microrganismos metanogênicos (Chugh *et al.*, 1996; Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998).

Existem várias vantagens na aceleração da degradação biológica do RSU. Algumas delas são produção de gás metano, aceleração da redução do volume de sólido assim aumentando o espaço no aterro, rápida produção de um resíduo estabilizado diminuindo assim o longo período de operação do aterro e a possibilidade de usar o resíduo para aplicação na terra (adubo). Neste processo, a degradação biológica que ocorre no aterro é acelerada pela superação das limitações que inibem o crescimento biológico. Em sistemas de aceleração da degradação da matéria orgânica, o teor de umidade do resíduo é aumentado muito lentamente para prevenir o desbalanceamento do crescimento microbiológico e uma vez o balanço populacional dos microrganismos tenha sido estabelecido, o chorume é recirculado para

promover umidade suficiente para o crescimento das bactérias (Chugh *et al.*, 1996; Nopharatana *et al.*, 1998; Warith, 2002).

Em processos de estabilização com temperatura controlada, o próprio chorume gerado na degradação pode atuar para converter os ácidos orgânicos voláteis (AOV's) em biogás com redução dos poluentes do chorume (Rees APUD Dajan *et al.*, 2001).

Redução do tamanho da partícula é necessária para tornar a matéria orgânica apropriada e mais homogênea para a aceleração da digestão anaeróbia (Braber, 1995; Gunaseelan, 1997). De acordo com Gujer e Zehnder (1983), partículas grandes com uma menor razão superfície/volume são hidrolisadas mais lentamente que partículas pequenas. Amidos, proteínas e celulose certamente serão degradados a diferentes taxas retardando o processo e degradação. Kim *et al.* (2000) cita que o tamanho da partícula é um fator importante na digestão anaeróbia. A redução do tamanho das partículas por trituração em veículos de coleta ou em estações de transferência aumenta significativamente a reatividade do processo, devido ao aumento da área superficial de contato do substrato disponível ao ataque enzimático dos microrganismos. Reações rápidas podem ser obtidas quando se dá a penetração da água no resíduo, ou seja, quando a densidade é baixa; densidades altas tendem a inibir o processo de decomposição (Krol *et al.*, 1993; Chugh *et al.*, 1996; Bidone e Povinelli, 1999; Rao *et al.*, 2000; Dajan *et al.*, 2001; Holbein *et al.*, 2002). Warith (2002) pesquisou aterros biorreatores obtendo pH do chorume neutro (7,2) e uma aceleração da degradação com a cominuição dos resíduos biodegradáveis em relação a um mesmo resíduo não cominuído.

## **2.6 EMPREGO DE REATORES ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

O número de opções de reatores biológicos não é grande (Vazoller, 1999), dentre os principais tipos de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de RSU's destacam-se os sistemas de um estágio, de dois estágios e em batelada.

### **2.6.1 SISTEMAS DE UM ESTÁGIO**

São aqueles em que as etapas acidogênica e metanogênica da digestão anaeróbia ocorrem em um único reator. Conforme De Baere (2000), em torno de 90% das plantas em



uso na Europa, para digestão anaeróbia da fração orgânica presente no RSU, contam com sistemas de um estágio, podendo ser de digestão úmida ou seca.

Na digestão úmida, o resíduo orgânico precisa passar por um pré-tratamento (peneiramento, misturadores, polpadores, flotadores, etc.). O pré-tratamento tem a desvantagem da perda de 15 – 25% de sólidos totais (ST) e conseqüentemente a diminuição da produção de biogás. Na digestão seca, o resíduo é mantido em seu estado original, ou seja, sem ter sido diluído em água. A digestão ocorre com um conteúdo de ST entre 20 e 40%, apenas substratos muito secos (> 60% ST) necessitam ser diluídos. O único pré-tratamento necessário é a remoção de impurezas como os materiais inertes (Lissens *et al.*, 2001).

Um exemplo de digestão seca em escala industrial é o processo DRANCO (*Dry Anaerobic Composting*) desenvolvido na Bélgica. Nesse processo a mistura ocorre via recirculação dos resíduos já digeridos no reator, promovendo o contato com os resíduos frescos (uma parte do resíduo fresco para seis partes do resíduo digerido). Esse simples sistema de tratamento tem sido efetivo para uma concentração de ST que varia de 20 a 50% (Cassini, 2003).

O processo DRANCO pode operar tanto na faixa termofílica como na mesofílica, possui tempo de retenção de 15 a 30 dias com uma produção de biogás de 100 a 200 m<sup>3</sup> por tonelada de resíduo. Do biogás gerado obtém-se de 170 a 350 kWh eletricidade por tonelada de resíduo. De acordo com a O.W.S. (*Organic Waste Systems*), existem três plantas do processo DRANCO em operação. Na Bélgica, em Brecht, operando desde 1992, com capacidade de tratamento para 50 mil toneladas de resíduo por ano. Nesta planta são gerados 1,3 MW de eletricidade e um composto orgânico de alta qualidade. Na Áustria, em Salzburg, opera desde 1993 com uma capacidade de tratamento para 20 mil toneladas de resíduos por ano, gerando 35 Nm<sup>3</sup> de biogás por tonelada de resíduo. E na Alemanha, em Bassum, o processo DRANCO foi incorporado a uma instalação de biometanização da Landkreis Deipholz, sistema combinado de digestão-compostagem para tratar 60 mil toneladas de resíduo por ano (O.W.S., 2004).

Lissens *et al.* (2001) citam outros dois processos de digestão seca além do processo DRANCO, são eles o processo Kompogas e o Valorga. O processo Kompogas é similar ao processo DRANCO, no entanto o reator principal opera horizontalmente e possui barreiras rotatórias internas que ajudam a homogeneizar a matéria orgânica. O sistema Valorga é

constituído de um reator circular e a mistura da matéria orgânica é feita via injeção de biogás a alta pressão no fundo do reator.

## **2.6.2 SISTEMAS DE DOIS ESTÁGIOS**

É um sistema composto de dois reatores, onde no primeiro reator ocorre predominância dos microrganismos hidrolíticos e formadores de ácidos e no segundo reator ocorre a ação dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos. Como essas duas etapas ocorrem em reatores distintos é possível aumentar a taxa da metanogênese por meio da implementação de mecanismos de retenção. O sistema em dois estágios é ideal para a degradação de substratos complexos, como a celulose e a lignina, que em muitos casos são fatores limitantes da degradação anaeróbia (Weiland e Rozzi, 1991; Gunaseelan, 1997; Lissens *et al.*, 2001; Cassini, 2003).

## **2.6.3 SISTEMAS EM BATELADA**

Sistemas em batelada são de projeto simples, usados principalmente para investigações em laboratório. Os reatores são preenchidos em sua totalidade, e de uma só vez, com os resíduos frescos. Ao término do tratamento, os resíduos já estabilizados, são removidos e inicia-se um novo ciclo, com a introdução de nova batelada de resíduos (Cassini, 2003).

O'Keefe *et al.*, (1993) pesquisou a decomposição anaeróbia de RSU e resíduo de jardim com uso do sistema *SEBAC*? (*Sequential Batch Anaerobic Composting*), obtendo um teor médio de 48% de metano. De acordo com a pesquisa, o resíduo de jardim produziu menos metano que a fração de RSU.

Chugh *et al.* (1996 e 1999) apresentaram estudos para aceleração da degradação de RSU utilizando a tecnologia do Biorreator Sequencial em Batelada (*SBR – Sequency Batch Reactor*), constituído de um sistema com dois reatores. Um dos reatores contendo resíduo já estável e inoculado, onde o chorume gerado no primeiro biorreator é recirculado para um segundo biorreator contendo resíduo novo devidamente preparado por processo de moagem para aumentar a área superficial. Através do reciclo do chorume foram transferidos microrganismos acelerando a degradação dos resíduos biodegradáveis contidos no segundo

biorreator. O reciclo entre os reatores foi interrompido quando o pH do segundo biorreator atingiu o valor de 6,5. Com isso, o chorume gerado no segundo biorreator foi recirculado no próprio sistema. Nestes estudos, utilizando como base a grande porcentagem de resíduos biodegradáveis presentes nos RSU's na Austrália (24% papel/papelão e 46% resíduos de comida e jardim), obteve biogás com teor de metano entre 55 e 60%. De acordo com Ehrig APUD Krol *et al.* (1993), um mês de operação com o Biorreator Sequencial em Batelada equivale a três anos de operação de um aterro convencional.

Holbein *et al.* (2002), utilizou o processo *SUBBOR* (*Super Blue Box Recycling*). Em uma primeira etapa os RSU's foram recebidos e segregados as frações biodegradável, não biodegradável (ferro e alumínio) e de difícil biodegradabilidade (plásticos). A primeira etapa ajudou na remoção de materiais indesejados no processo de digestão anaeróbia. A fração biodegradável foi moída e misturada, a moagem dos resíduos aumentou a área superficial ajudando na aceleração da degradação do material biodegradável. Na segunda etapa, o resíduo passou por dois processos de digestão em reatores em batelada. O biogás obtido em escala laboratorial, com teor médio de 60% de metano, foi aplicado numa terceira etapa do processo para geração de energia, obtendo uma eficiência na recuperação total da energia de 83,2% sendo 34% referente à energia elétrica (5 MW) e 49,2% na forma de calor (25940 MJ h<sup>-1</sup>).

A utilização de reatores anaeróbios é uma técnica alternativa para o tratamento de RSU's. Esta técnica tem a característica de poder tratar somente a fração orgânica presente no RSU, sendo necessário empregar processos para segregar, da fração orgânica a ser tratada, os resíduos de difícil biodegradabilidade e os não biodegradáveis. Com a segregação se obtém uma maior eficiência dos reatores, melhorando a degradação anaeróbia, removendo os resíduos que não são beneficiados por esta técnica, propiciando condições para o desenvolvimento microbiano e obtendo a geração de biogás.

## **2.7 APLICAÇÕES DO BIOGÁS**

O biogás constitui um perigo potencial incluindo: dano a vegetação, vazamento de gás, problemas de odores e danos por explosão. Nyns e Gendebien (1993), apresentam na Tabela 2.6 os vários casos relatados na literatura de acordo com a categoria de dano.

**Tabela 2.6** – Danos causados pelo biogás (Nyns e Gendebien, 1993)

<b>Categoria</b>	<b>Nº de Casos</b>
Dano à vegetação	31
Deteccção de gás de aterro	60
Problemas de odor	18
Dano por explosão	55

Analisando a Tabela 2.6, verifica-se o grande número de explosões ocorridas por causa do gás de aterro, isto constitui um sério argumento a favor do controle obrigatório dos gases de aterro. O gás gerado no aterro não pode ser lançado na atmosfera, devido aos problemas que causa tanto quanto a influência no Efeito Estufa quanto ao problema de explosão, causado pela presença de metano que é um gás inflamável. Portanto, em aterros sanitários o gás captado no mínimo deve ser queimado para controle de metano e outros compostos.

A tecnologia de recuperação de metano de aterros para uso como combustível iniciou no começo dos anos 70. É cada vez mais comum a prática, na Austrália para uma larga faixa de aplicações como geração de eletricidade para fornos, aquecimento de piscinas e residências (Xu<sup>(A)</sup> *et al.*, 1997).

Reinhart (1994) cita as possíveis aplicações para o gás de aterro:

- ? *Aquecedores e combustão direta*: combustão direta do gás de aterro é a mais fácil opção de reuso (reutilização). O uso direto em substituição ao carvão, óleo, propano e gás natural tem sido demonstrado com sucesso. Aplicações incluem aquecimento de residências, fornos de cimento e tijolo, secagem de lodo e incineradores.
  
- ? *Conversão para combustível ou produtos químicos sintéticos*: é tecnicamente possível, porém não é economicamente viável. A técnica inclui produção de hidrocarbonetos pelo processo Fischer-Tropsch e síntese de metanos por alta pressão e catálise química e parcial oxidação biológica. Produção arriscada, cara e seus produtos são dispendiosos. Um aterro típico pode produzir um décimo percentual do gás requerido para uma planta de produção, considerando estas tecnologias e técnicas de processamento.
  
- ? *Combustível veicular*: o mercado para o gás de aterro como combustível de veículo existe, se o gás for elevado à qualidade do gás natural. Os benefícios da conversão

incluem melhorias na qualidade do ar, resultados de projetos de demonstração mostraram reduções nas emissões de  $N_xO_y$ , com mínimo aumento de CO.

- ? *Geração de energia elétrica em motores de combustão interna e turbina a gás:* geração de eletricidade, usando reciprocamente motores com combustão interna e turbinas a gás, é de longe a mais comum aplicação de transformação do gás de aterro para energia. Um número de tecnologias demonstradas, com um alcance de economia de escala facilmente adaptável para o gás de aterro, altamente desenvolvido e infraestrutura de transmissão distribuída, e um mercado ilimitado faz o projeto de transformação (conversão) do gás de aterro para eletricidade num dos mais fáceis e lucrativas alternativas de reuso.
  
- ? *Geração de energia elétrica (Células de Combustível – Fuel Cells):* basicamente baterias eletroquímicas utilizando carbonato derretido (fundido) ou ácido fosfórico, eles são abastecidos com carvão, petróleo, gás natural ou outro semelhante a hidrocarbonetos estocados como fonte de alimentação. Hidrogênio, obtido da conversão do combustível, combinado com oxigênio para produzir eletricidade. As vantagens das células combustíveis sobre outros tipos de reuso incluem alta eficiência de energia, viabilidade para pequenos aterros, mínima produção de subprodutos, mínima mão de obra, manutenção e mínimo barulho.
  
- ? *Purificação do gás de aterro para uso com gás natural:* a limpeza do gás de aterro é requerida, pois o gás de aterro tem baixo poder calorífico, entra em combustão a baixa temperatura, é corrosivo, e contém maiores concentrações de gases indesejáveis ( $CO_2$ ,  $H_2S$ ,  $O_2$ ,  $N_2$ ) e nocivos halocarbonetos que o gás natural encanado. A purificação representa um dispendioso e complexo processo quando comparado a outras alternativas de reuso, incluindo a remoção completa do  $CO_2$ . Tão cara é a conversão do gás de aterro para gás natural que somente grandes aterros podem obter a economia e escala necessária para manter a operação.

A economia para projetos individuais é determinada por fatores específicos, por exemplo, composição do resíduo, clima local e escala do aterro, fatores gerais como política

regional de energia, economia de instrumentos e vendabilidade dos produtos derivados do gás de aterro também tem influência significativa. Existiam aproximadamente 480 aterros com exploração de gás trabalhando mundialmente relatados até 1990, dos quais aproximadamente 80% eram localizados nos EUA, Alemanha e Reino Unido. A escolha da tecnologia e o grau de tratamento variam de acordo com o uso requerido. Por exemplo, combustão direta para aquecimento não requer tratamento e o valor do gás é puramente relacionado com a energia contida; para geração de energia, alguns tratamentos podem ser requeridos para remoção de ácido ou água, mas isto depende das emissões específicas do local; melhoramento da qualidade de dutos requer uma purificação extensiva. Na Austrália, existiam 16 plantas de exploração de gás de aterro até 1996, localizadas em Melbourne, Sydney, Adelaide e Perth. O maior estava localizado no município de Clayton em Victoria, e gerava 7,1 MW de eletricidade o qual foi vendida para a rede regional de eletricidade. Em Perth, o gás de aterro foi usado como combustível em fornos de tijolos. Em Brisbane, um sistema de extração também foi planejado para suprir o gás de aterro em olarias. O desenvolvimento da utilização do gás de aterro é em função de vários fatores. Em adição fatores técnicos e econômicos, e alterações nas regulamentações ambientais também tem influencia significativa (Xu<sup>(A)</sup> *et al.*, 1997).

### 3 EXPERIMENTAL

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Resíduos – Sala 602, da Central de Laboratórios, Prédio 19 da Universidade Luterana do Brasil (ULBRA). O biorreator usado na pesquisa foi proveniente de doação feita pela *The University of Queensland* (UQ) da Austrália à ULBRA, sendo devidamente instalado no Laboratório de Resíduos e recebendo todo o suporte técnico necessário para o seu funcionamento, manutenção dos instrumentos incluindo os ajustes dos controladores de temperatura e pressão, verificação das válvulas e revisão do sistema de aquecimento. A ULBRA também disponibilizou o acesso aos seus laboratórios durante o experimento prestando total apoio técnico para realização das análises químicas. A parte experimental desta pesquisa foi desenvolvida em 6 experimentos que são apresentados a seguir.

#### 3.1 1º BATELADA

Batelada realizada no período de 26 de janeiro de 2002 a 11 de fevereiro de 2002, totalizando 17 dias de operação.

##### 3.1.1 MATERIAISE REAGENTES

###### A.1 Reagentes químicos

###### A.1.1 Reagente usado para controle do pH

A Tabela 3.1 apresenta os reagentes utilizados para controle do pH.

**Tabela 3.1** – Reagentes usados para controle do pH na 1º batelada

Reagente	Fórmula	Fornecedor	Característica
Cal Hidratado com Cinzas	Ca(OH) <sub>2</sub>	Votorantin	Pó
Hidróxido de Sódio Comercial	NaOH	Delaware	Cristais
Hidróxido de Potássio	KOH	CAQ – Casa da Química	Pastilhas

## A.2 Resíduo sólido

O resíduo sólido utilizado na 1ª batelada foi coletado dentro das dependências da ULBRA, contudo o resíduo do tipo Tetra Pak, Vidro, Tecido e Isopor foi coletado fora da universidade. A Tabela 3.2 apresenta a caracterização do resíduo usado. Ao todo foram usados nesta batelada 62 kg de resíduos sólidos (Chugh *et al.*, 1996).

**Tabela 3.2** – Caracterização do resíduo sólido

<b>Tipo de Resíduo</b>	<b>Porcentagem</b>
Orgânico	81%
Plástico	6%
Papel	4%
Latas	2%
Tetra Pak	2%
Vidro	2%
Tecido	1%
Alumínio	1%
Isopor	1%

## A.3 Inóculo

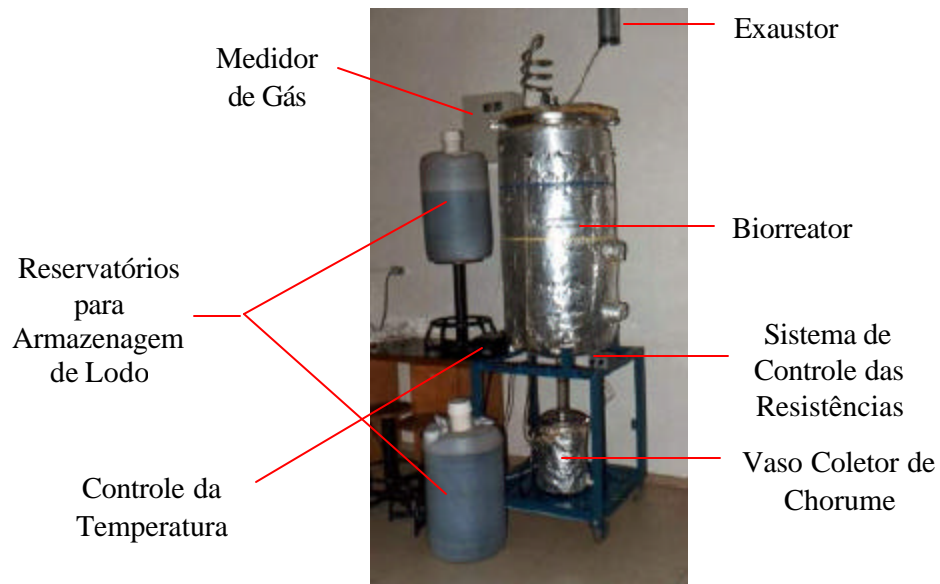
Foi utilizado como inóculo na 1ª batelada lodo aeróbio, conforme Da Costa (2002). O lodo foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto localizada no Condomínio Habitacional (COHAB), localizada no município de Sapucaia do Sul. O volume coletado foi de 100 L. O lodo foi coletado duas vezes durante a batelada.

## A.4 Equipamentos

Os equipamentos utilizados na 1ª batelada foram os seguintes:

- ? Balança analítica de precisão, marca Marte;
- ? Balança de peso, marca Urano;
- ? Medidor de pH, da QUIMIS – Aparelhos Científicos Ltda, modelo Q-400 A;
- ? Biorreator de aço inox com capacidade de 200 L e reservatórios para armazenagem de lodo (Figura 3.1);

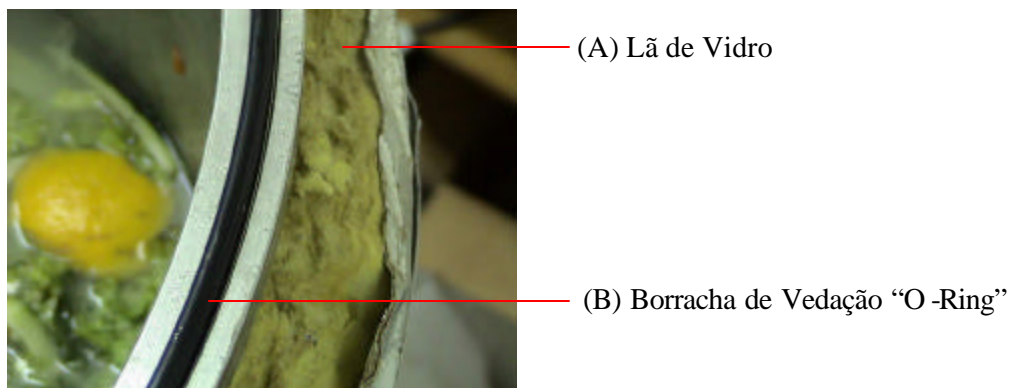




**Figura 3.1** – Biorreator na 1º batelada.

O biorreator estava equipado com:

- ? Resistência de aquecimento, ISOPAD GmbH, Heidelberg Type KTeS 450 W;
- ? Isolamento com (A) lã de vidro e (B) vedação com “O -Ring” (Figura 3.2);

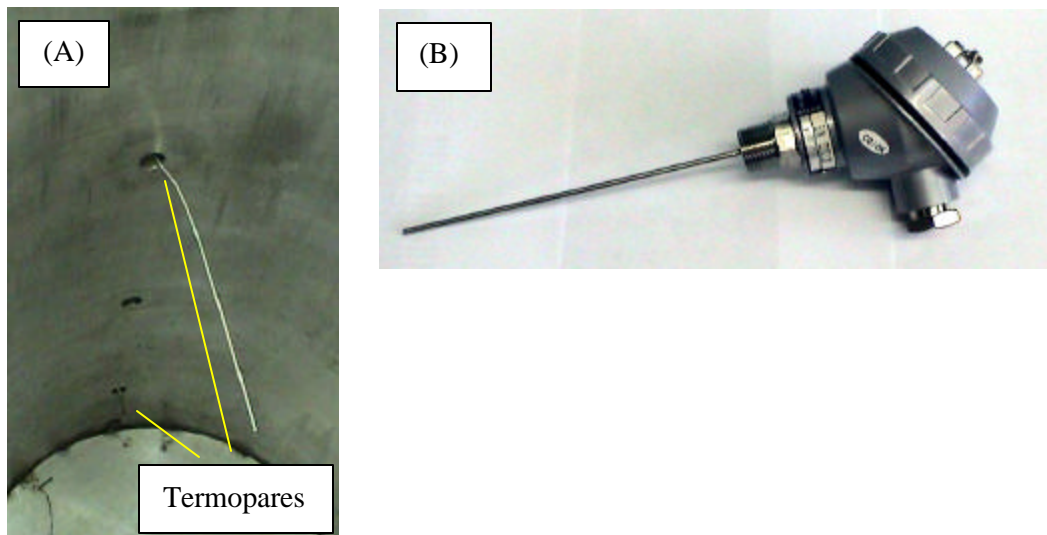


**Figura 3.2** – Isolamento do Biorreator com (A) Lã de Vidro e (B) Borracha de Vedação – “O-Ring”.

- ? Tampa de aço inox com dispersor interno de chorume (Figura 3.3);
- ? Termopar Tipo T, Faixa 300°C (Figura 3.4) com Controlador Universal (Figura 3.5) Modelo N1100 – Novus Produtos Eletrônicos Ltda;



**Figura 3.3** – Tampa de aço inox com dispersor de chorume.

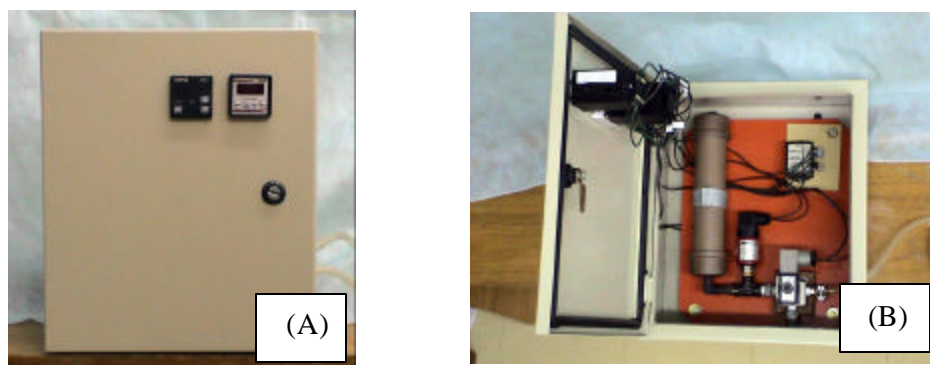


**Figura 3.4** – (A) Posição dos termopares dentro do biorreator, (B) Termopar Tipo T.

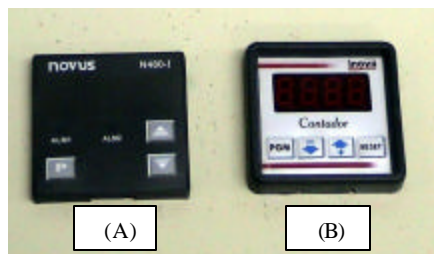


**Figura 3.5** – Controlador Universal Modelo N1100.

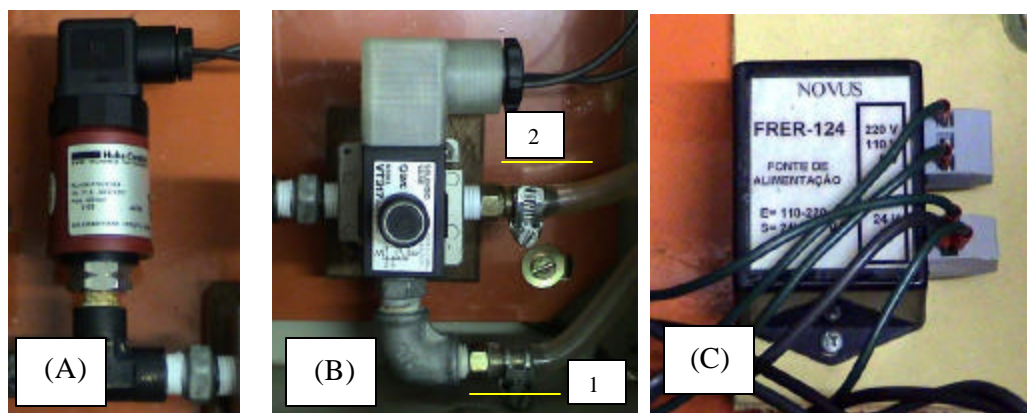
? Medidor de Gás (Figura 3.6), equipado com Indicador Microprocessador N 480i e Contador Digital INV-18 – Novus Produtos Eletrônicos Ltda (Figura 3.7), Transmissor de Pressão Série 506 – Novus Produtos Eletrônicos Ltda, Válvula Solenóide modelo VT 317 – SMC Equipamentos Automáticos, Fonte Novus FRER-124 de 24 volts (Figura 3.8) e Cilindro em PVC para armazenagem de gás (Figura 3.9). O medidor de gás, quando acoplado ao biorreator em operação, armazenava um volume de gás igual a 367,2 mL, quando o sistema alcançava a pressão de 1,2 atm ocorria escape de gás. A Válvula Solenóide fechava a entrada de gás, abrindo a saída do medidor e liberando 30% do volume do medidor, correspondente a 110,16 mL. Cada escape foi registrado no Contador Digital INV 18, e equivalia ao valor de 30% do volume do medidor (por exemplo: 10 escapes registrados no Contador,  $10 \times 110,16 \text{ mL} = 1101,6 \text{ mL}$  de gás). A medição de gás foi feita quantitativamente e não qualitativamente.



**Figura 3.6** – Medidor de Gás, (A) vista frontal e (B) vista interna.



**Figura 3.7** – (A) Indicador Microprocessador N 480i e (B) Contador Digital INV-18.



**Figura 3.8** – (A) Transmissor de Pressão Série 506, (B) Válvula Solenóide e (C) Fonte Novus FRER-124 de 24 volts.

Na Figura 3.8 (B), o gás gerado no biorreator entrava no medidor pela válvula inferior indicada pelo nº 1 e quando a pressão atingia o valor de 1,2 atm o gás liberado saía pela válvula superior indicada pelo nº 2.



**Figura 3.9** – Cilindro em PVC para armazenagem do gás.

? Moto bomba modelo Better 650 (Figura 3.10).



**Figura 3.10** – Moto Bomba Better 650.

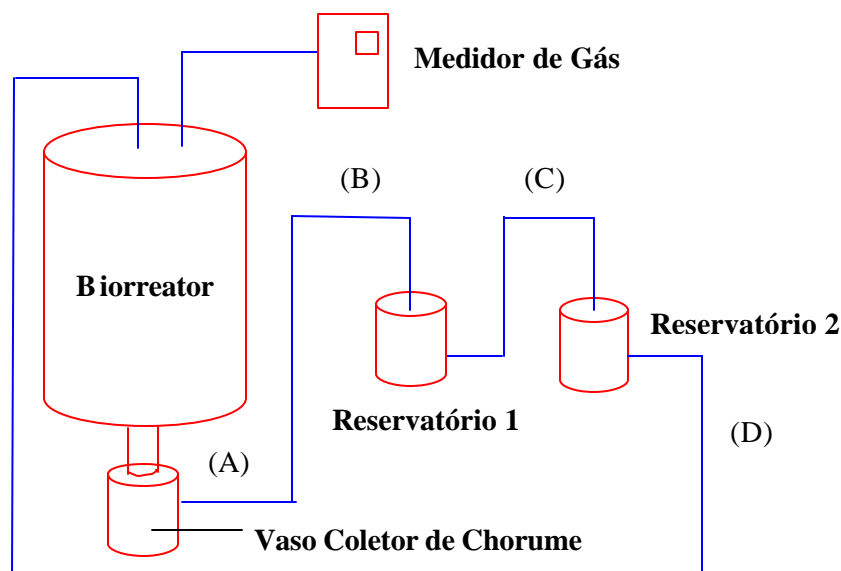
### **3.1.2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL**

#### **B.1 Procedimento para enchimento do biorreator**

O resíduo sólido coletado, nas proporções descritas na Tabela 3.2, teve uma parte separada e acondicionada em sacos plásticos de rafia e colocadas no fundo do biorreator. Foi necessário esta etapa para evitar que ocorresse o entupimento da peneira presente no interior do biorreator. O resíduo restante foi colocado no biorreator em quantidades alternadas sendo compactado à medida que foi adicionado. Após o resíduo estar devidamente compactado, foi adicionada água da rede de abastecimento local, aproximadamente 95 L, para umidecer a massa de resíduo.

#### **B.2 Procedimento para o reciclo**

A taxa de reciclo foi definida em 10% do volume de água colocada no biorreator. Este volume foi coletado no vaso coletor de chorume (Figura 3.11) onde foi medido seu pH (Chugh *et al.*, 1996; Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998; Chugh *et al.*, 1999).



**Figura 3.11** – Desenho esquemático da 1ª batelada com uso do lodo aeróbio.

A Figura 3.11 esquematiza o procedimento para reciclo. O chorume gerado no biorreator foi coletado no vaso coletor de chorume e o pH medido (A). Após a medição, o pH do chorume (B) foi corrigido com reagente químico (Tabela 3.1) antes de ser misturado com o lodo ativado no reservatório de armazenagem de lodo, indicado como Reservatório 1. Foi necessário o ajuste do pH do chorume antes da mistura com o lodo do Reservatório 1, para evitar que o pH ácido afetasse os microrganismos presentes no lodo, diminuindo a sua atividade microbiológica. Depois do pH corrigido, o chorume foi misturado no Reservatório 1. Após a mistura, retirou-se do Reservatório 1 o mesmo volume que foi coletado do biorreator, e o pH do líquido foi medido (C). A seguir, misturou-se este volume no outro reservatório de armazenagem de lodo, indicado como Reservatório 2, e foi feita medição do pH (D). Com o ciclo de misturas entre os reservatórios finalizado, o mesmo volume que havia sido retirado no começo do procedimento, foi bombeado para o biorreator, com uso da Moto Bomba Better 650 (Figura 3.10). Os reservatórios de lodo serviram como fonte de inóculo para o biorreator, fornecendo os microrganismos necessários para a degradação da matéria orgânica presente no biorreator. Este procedimento foi realizado uma vez por dia.

No 1º reciclo, o pH do chorume foi corrigido com solução de KOH a 0,1N, como a concentração da solução não foi suficiente, pois o pH do volume a ser recirculado permaneceu ácido, e não havia mais solução de KOH substituiu-se o reagente por Cal Hidratado com

Cinzas. A adição de cal foi feita direta no chorume, não sendo diluído ou preparada uma solução.

No 10º dia de operação, foi necessário descartar o lodo utilizado e coletar novo lodo de esgoto, devido ao forte odor por ele apresentado. No 13º dia foi necessário novo descarte de lodo, pois ocorreu formação de depósitos no interior do Reservatório 1. Esse depósito também foi observado dentro do biorreator, quando este foi aberto para limpeza. Um ponto que não foi levado em conta, quando se optou pelo uso de cal, foi o fato deste possuir cinzas na sua composição, resultando na formação de um material indesejado tanto nos reservatórios de armazenagem de lodo quanto no biorreator. Já no 14º dia, com uso de novo lodo de esgoto, o procedimento de reciclo foi normal sem uso de cal, mas utilizando solução de NaOH 1M (Morita e Assumpção, 1988).

### **B.3 Controle da temperatura do sistema**

A temperatura do sistema foi controlada com uso do Controlador Universal Modelo N1100 (Figura 3.5). O controlador foi ajustado para 38°C (Chugh *et al.*, 1996; Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998; Chugh *et al.*, 1999).

## **3.2 2º BATELADA**

Batelada realizada no período de 13 de junho de 2002 a 16 de junho de 2002.

### **3.2.1 MATERIAIS E REAGENTES**

#### **A.1 Reagentes químicos**

##### **A.1.1 Reagente usado para controle do pH**

A Tabela 3.3 apresenta o reagente utilizado para controle do pH.

**Tabela 3.3** – Reagente usado para controle do pH na 2ª batelada

<b>Reagente</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Fornecedor</b>	<b>Característica</b>
Hidróxido de Sódio	NaOH	Quimex – F.Maia Ind. Com.	Pastilha

#### **A.2 Resíduo sólido**

O resíduo sólido utilizado nesta batelada foi nas mesmas proporções do utilizado na 1ª batelada conforme apresentado na Tabela 3.2 e a quantidade usada foi de 62 kg.

#### **A.3 Inóculo**

O inóculo utilizado na 2ª batelada foi lodo anaeróbio coletado do digestor tipo RALF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado), na Estação de Tratamento de Efluentes do Serviço Municipal de Água e Esgoto – SEMAE em São Leopoldo (Lopez, 2002). O volume coletado foi de 50 L.

#### **A.4 Equipamentos**

Os equipamentos utilizados nesta batelada foram os mesmos descritos no item A.4 da 1ª batelada.

### **3.2.2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL**

#### **B.1 Procedimento para enchimento do biorreator**

Os procedimentos adotados foram mantidos os mesmos dos descritos no item B.1 da 1ª batelada.

#### **B.2 Procedimento para o reciclo**

A taxa de reciclo foi mantida em 10%, conforme item B.2 da 1ª batelada. O chorume coletado no vaso coletor teve seu pH medido, estando o valor baixo então o pH foi corrigido até a faixa neutra com NaOH, 2M (Morita e Assumpção, 1988). Após a correção do pH do



chorume o pH do lodo anaeróbio foi medido e só então se misturou o chorume com o lodo. Realizada a mistura, o pH do lodo foi novamente medido e então foi feito o bombeamento do lodo, com a Moto Bomba Better 650 (Figura 3.10), para o biorreator. O volume bombeado correspondia ao volume de 10% de chorume retirado do biorreator (Chugh *et al.*, 1996; Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998; Chugh *et al.*, 1999).

### B.3 Controle da temperatura do sistema

A temperatura do sistema foi controlada com uso do Controlador Universal Modelo N1100 (Figura 3.4). O controlador foi ajustado para 38°C (Chugh *et al.*, 1996; Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998; Chugh *et al.*, 1999).

## 3.3 3º BATELADA

Batelada realizada no período de 19 de agosto de 2002 a 01 de outubro de 2002, totalizando 42 dias de operação.

### 3.3.1 MATERIAIS E REAGENTES

#### A.1 Reagentes químicos

##### A.1.1 Reagente usado para controle do pH

A Tabela 3.4 apresenta o reagente utilizado para controle do pH.

**Tabela 3.4** – Reagente usado para controle do pH na 3ª batelada

Reagente	Fórmula	Fornecedor	Característica
Hidróxido de Sódio	NaOH	Quimex – F.Maia Ind. Com.	Pastilha

#### A.2 Resíduo sólido

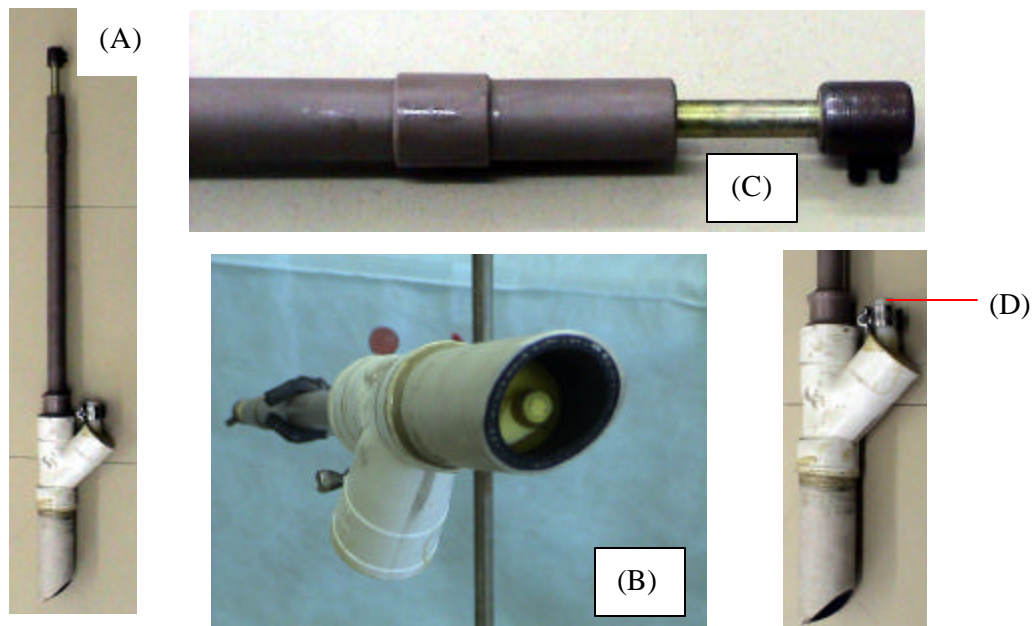
O resíduo sólido utilizado nesta batelada foi nas mesmas proporções do utilizado na 1ª batelada conforme apresentado na Tabela 3.2 e a quantidade usada foi de 62 kg.

### A.3 Inóculo

O inóculo utilizado na 3ª batelada foi lodo anaeróbio (Lopez, 2002) coletado do digestor tipo RALF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado), na Estação de Tratamento de Efluentes do Serviço Municipal de Água e Esgoto (SEMAE) em São Leopoldo, o volume coletado foi de 50 L. O inóculo foi coletado duas vezes durante esta batelada, a primeira na partida e a segunda no 21º dia de operação.

### A.4 Equipamentos

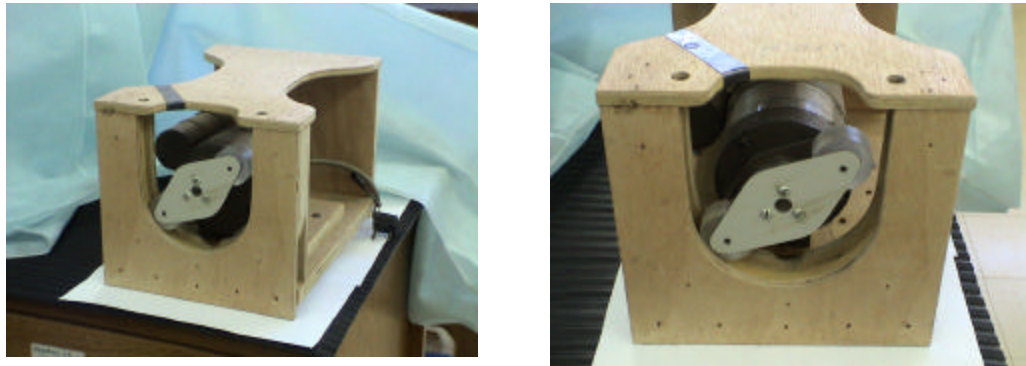
Os equipamentos utilizados nesta batelada foram os mesmos descritos no item A.1 da 1ª batelada, no entanto a Moto Bomba Better 650 não suportou a rotina de trabalho devido a grande quantidade de material particulado presente no lodo. Portanto, foram testados outros dois tipos de bombas com a intenção de melhorar o reciclo (Figura 3.12 e 3.13).



**Figura 3.12** – (A) Bomba com “parafuso-sem-fim”, em (B) ponta que foi introduzida no reservatório com lodo e (C) extremidade oposta onde se acoplava a furadeira elétrica e (D) o ponto onde a mangueira foi conectada para levar lodo do reservatório para o biorreator.

A Figura 3.12 mostra o 1º modelo empregado no reciclo, compreende de um tubo com um “parafuso-sem-fim” acoplado em uma das extremidades (A) e na outra extremidade (B) usou-se uma furadeira elétrica que quando acionada, movia a barra interna fazendo o parafuso girar e bombear o lodo pela saída indicada em (D) na figura. Em (D) foi conectado uma mangueira para levar o lodo do reservatório para o biorreator, esse modelo foi introduzido no reservatório de lodo.

Na Figura 3.13, o 2º modelo utilizado consiste de uma bomba peristáltica, onde pela canaleta em “U” passava a mangueira e uma extremidade foi colocada no reservatório e outra conectada ao topo do biorreator. Quando acionada, o rotor girava em sentido anti-horário fazendo com que as polias pressionassem a mangueira conduzindo o lodo até o biorreator. Para uso desta bomba foi necessário que o reservatório ficasse localizado em um lugar mais alto que a bomba e que fosse acoplado uma válvula na lateral do reservatório, próxima ao fundo, facilitando a saída do lodo e entrada na mangueira da bomba peristáltica.



**Figura 3.13** – Bomba peristáltica.

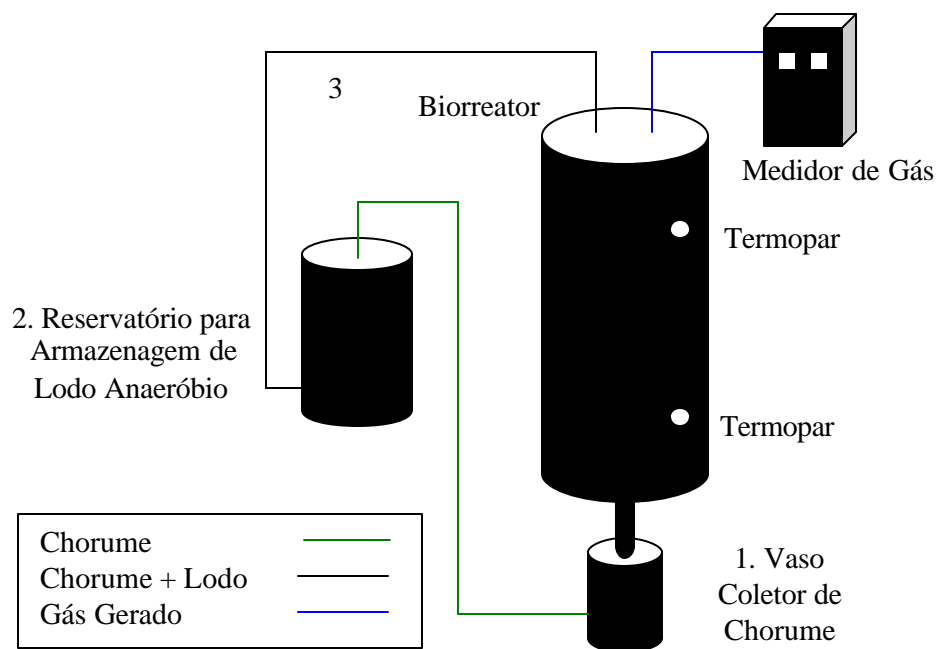
### **3.3.2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL**

#### **B.1 Procedimento para enchimento do biorreator**

Os procedimentos adotados foram mantidos os mesmos dos descritos no item B.1 da 1º batelada.

## B.2 Procedimento para o reciclo

A taxa de reciclo foi mantida em 10%, conforme item B.2 da 1ª batelada. O pH do chorume coletado no vaso coletor (1) foi medido, e corrigido até a faixa neutra com NaOH, 2M (Morita e Assumpção, 1988). Após a correção do pH do chorume, o pH do lodo anaeróbio foi medido e só então se misturava o chorume com o lodo (2). Realizada a mistura, o pH do lodo foi novamente medido e então foi feito o bombeamento do lodo para o biorreator (3). O volume bombeado correspondia ao volume de 10% de chorume retirado do biorreator (Figura 3.14).



**Figura 3.14** – Desenho esquemático da 3ª batelada.

## B.3 Controle da temperatura do sistema

A temperatura do sistema foi controlada com uso do Controlador Universal Modelo N1100 (Figura 3.5). O controlador foi ajustado para 38°C (Chugh *et al.*, 1996; Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998; Chugh *et al.*, 1999).

### 3.4 4º BATELADA

Batelada realizada no período de 07 de maio de 2003 a 16 de julho de 2003, totalizando 71 dias de operação.

#### 3.4.1 MATERIAIS E REAGENTES

##### A.1 Reagentes químicos

##### A.1.1 Reagente usado para controle do pH

A Tabela 3.5 apresenta os reagentes utilizados para controle do pH.

**Tabela 3.5** – Reagentes usados para controle do pH na 4º batelada

Reagente	Fórmula	Fornecedor	Característica
Hidróxido de Sódio	NaOH	Quimex – F.Maia Ind. Com.	Pastilha
Carbonato de Cálcio	CaCO <sub>3</sub>	Delaware	Pó

##### A.1.2 Reagentes para análise de ácidos orgânicos voláteis (AOV's)

A Tabela 3.6 apresenta os reagentes utilizados nas análises de AOV's.

**Tabela 3.6** – Reagentes usados nas análises de AOV's na 4º batelada

Reagente	Fórmula	Fornecedor	Característica
Hidróxido de Sódio	NaOH	Quimex – F.Maia Ind. Com.	Pastilha
Ácido Sulfúrico	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Quimex	Líquido
Fenolftaleína	C <sub>20</sub> H <sub>14</sub> O <sub>4</sub>	Labsynth	Pó
Metanol	CH <sub>3</sub> OH	Labsynth	Líquido

##### A.2 Resíduo sólido

O resíduo sólido utilizado nesta batelada foi composto apenas de matéria orgânica, restos de comida, frutas, verduras, legumes e cascas (Figura 3.15). O resíduo foi coletado no restaurante do Prédio 06 na ULBRA e a quantidade total foi de 62 kg, mantendo a quantidade

utilizada nas outras bateladas. O volume de água adicionada neste experimento foi maior que os demais perfazendo um total de 100 L de água da rede de abastecimento local.



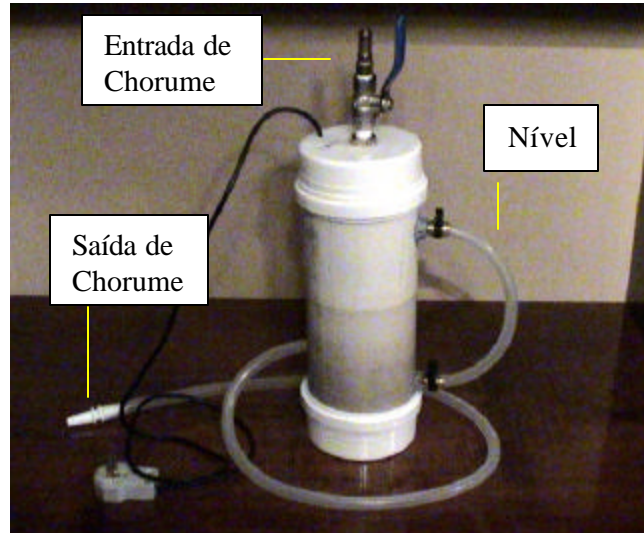
**Figura 3.15** – Resíduo orgânico.

### **A.3 Inóculo**

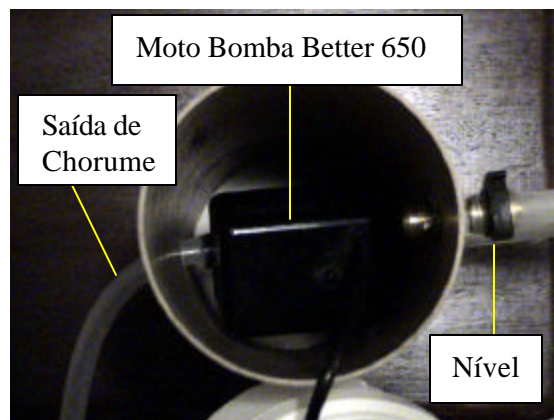
Na 4ª batelada não foi utilizado nenhum tipo de inóculo.

### **A.4 Equipamentos**

Os equipamentos utilizados nesta batelada foram os mesmos descritos no item A.1 da 1ª batelada. No entanto para o reciclo do chorume foi feita nova adaptação da bomba para o sistema (Figura 3.16 e 3.17).



**Figura 3.16** – Bomba externa de reciclo de chorume.

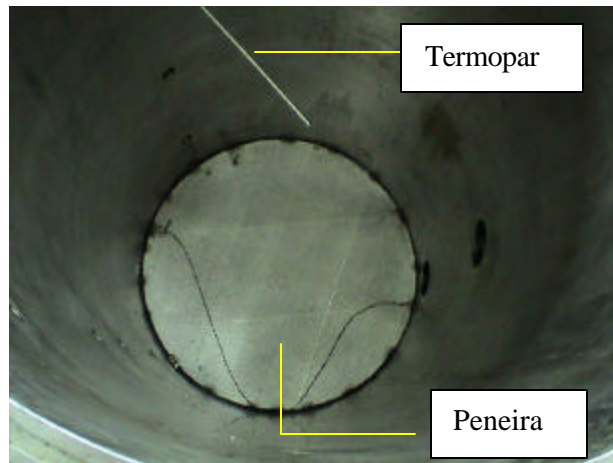


**Figura 3.17** – Vista interna da bomba de reciclo.

### **3.4.2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL**

#### **B.1 Procedimento para enchimento do biorreator**

O resíduo orgânico coletado foi primeiramente acondicionado em sacos plásticos de rafia, pesado e depois colocado no fundo do biorreator (Figura 3.18), para evitar que ocorresse entupimento da peneira existente no fundo do biorreator (Figura 3.19), e que parte do material orgânico passasse do corpo do biorreator para o vaso coletor de chorume, causando entupimento das mangueiras de reciclo e de nível.



**Figura 3.18** – Peneira interna do biorreator.



**Figura 3.19** – Resíduo acondicionado em sacos plásticos de rafia e colocados no fundo do biorreator.

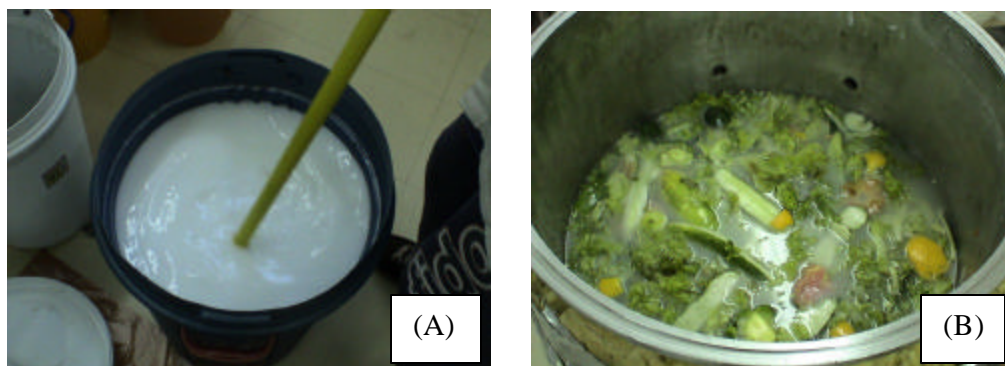
O passo seguinte foi colocar o restante do resíduo orgânico no biorreator e compactá-lo manualmente com uso de um bastão cilíndrico de aço (Figura 3.20).





**Figura 3.20** – (A) resíduo em processo de compactação e (B) resíduo compactado.

Após a compactação do resíduo, foi preparada a solução de tamponamento com  $\text{CaCO}_3$  no volume da água a ser colocada no biorreator. A concentração da solução de  $\text{CaCO}_3$  foi de  $5 \text{ g L}^{-1}$ , e o volume de água da rede de abastecimento local foi igual a 100 L (Figura 3.21).



**Figura 3.21** – (A) preparação da solução de  $\text{CaCO}_3$  0,05M e (B) solução de tamponamento colocada no biorreator.

## B.2 Procedimento para o reciclo

O volume recirculado na 4ª batelada foi de 10% do volume de água colocada no biorreator. O chorume retirado no vaso coletor tinha o pH medido e corrigido com solução NaOH 2N (Morita e Assumpção, 1988) após o ajuste o chorume foi recirculado para o biorreator. Nesta batelada ocorreram alterações de procedimentos referentes à maneira de reciclo. Primeiramente o chorume a ser recirculado foi coletado em um balde, corrigiu-se o pH do chorume e então o chorume foi passado para o biorreator. No 20º dia foi implementado o uso de um sistema de bomba de reciclo (Figura 3.16 e 3.17). Com este sistema buscou-se evitar que o chorume entrasse em contato com ar, esse contato ocorria quando se ajustava o pH adicionando reagente ao chorume sob agitação manual. Com a instalação da nova bomba o pH do chorume não foi mais ajustado. A Figura 3.22 mostra o sistema definido de reciclo da 4ª batelada.

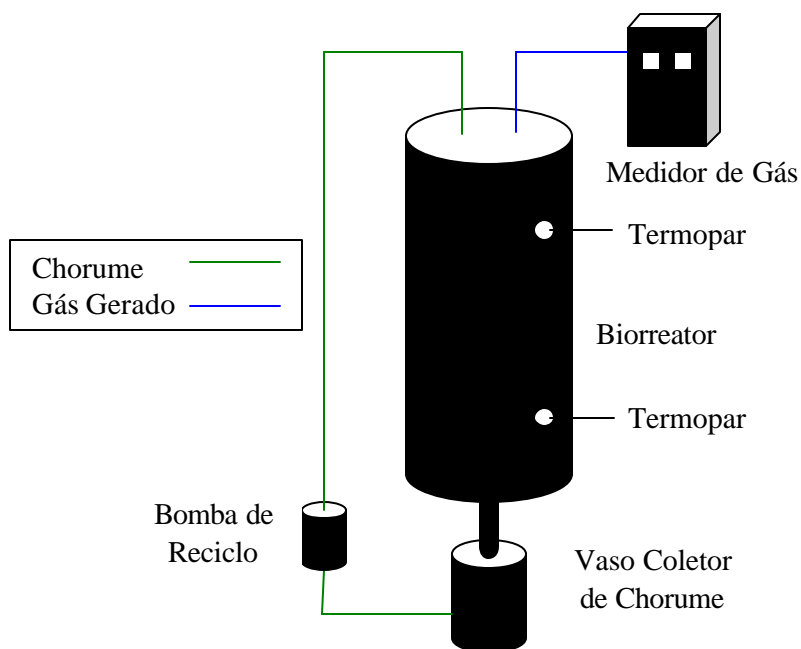


Figura 3.22 – Desenho esquemático da 4ª batelada.

### B.3 Controle da temperatura do sistema

A temperatura do biorreator na 4ª batelada foi programada para 40°C, com ajuste do controlador (Lima, 1995; McCarty e Pittmann, 2001).



**Figura 3.23** – Controlador de temperatura ajustado para 40°C.

### 3.4.3 TÉCNICAS ANALÍTICAS

#### C.1 Teor de Sólidos Totais

A determinação do Teor de Sólidos Totais foi realizada conforme procedimentos do ensaio *Total Solids Dried at 103 – 105°C* em APHA *et al.* (1995).

#### C.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As análises de DQO do chorume foram feitas no Centro de Ecologia (CENECO) do Instituto de Biociências da UFRGS, com periodicidade semanal. O método utilizado foi de Dicromatometria com Refluxo Aberto e limite de detecção de 0,5 mg L<sup>-1</sup>. Os métodos de coleta, preservação e transporte para as análises de DQO, DBO e OD foram seguidos de acordo Cartaz de Controle fornecido pelo Centro de Ecologia, baseados em APHA *et al.* (1995).

### **C.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A DBO analisada na 4º batelada foi de inóculo de 7 dias. As análises de DBO<sub>7</sub> foram feitas no Centro de Ecologia (CENECO) do Instituto de Biociências da UFRGS com periodicidade semanal. O método utilizado foi o Método Winkler com limite de detecção de 1 mg L<sup>-1</sup>.

### **C.4 Oxigênio Dissolvido (OD)**

As análises de OD foram feitas no Centro de Ecologia (CENECO) do Instituto de Biociências da UFRGS com periodicidade semanal. O método utilizado foi o Método Winkler com limite de detecção de 0,2 mg L<sup>-1</sup>.

### **C.5 Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's)**

As análises de AOV's foram realizadas na Central de Laboratórios da ULBRA, Prédio 19, com periodicidade semanal. Esta análise não foi realizada desde o início da batelada sendo implementada a partir do 36º dia. A metodologia foi seguida conforme descrita em Neketin (1985). Uma amostra de chorume coletada foi acidificada e colocada em aparelho de destilação simples, a uma taxa de destilação de 5 mL min<sup>-1</sup>, após a destilação na amostra foi acrescentado indicador de Fenolftaleína e então titulada com solução de NaOH 0,02N (Morita e Assumpção, 1988) até o aparecimento de uma cor rosa pálido. Através de fórmula, fornecida por Neketin (1985), calculava-se a concentração de AOV's presente.

## **3.5 5º BATELADA**

Batelada realizada no período de 21 de novembro de 2003 a 12 de dezembro de 2003, totalizando 22 dias de operação.

### 3.5.1 MATERIAIS E REAGENTES

#### A.1 Reagentes químicos

##### A.1.1 Reagente usado para controle do pH

A Tabela 3.7 apresenta o reagente utilizado para controle do pH.

**Tabela 3.7** – Reagente usado para controle do pH na 5ª batelada

<b>Reagente</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Fornecedor</b>	<b>Característica</b>
Bicarbonato de Sódio	NaHCO <sub>3</sub>	Labsynth	Pó

##### A.1.2 Reagentes para análise da demanda química de oxigênio (DQO)

A Tabela 3.8 apresenta os reagentes utilizados nas análises de DQO.

**Tabela 3.8** – Reagentes usados nas análises de DQO na 5ª batelada

<b>Reagente</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Fornecedor</b>	<b>Característica</b>
Dicromato de Potássio	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	CETUS	Pó
Biftalato de Potássio	C <sub>8</sub> H <sub>5</sub> KO <sub>4</sub>	Vetec	Pó
Sulfato de Prata	Ag <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Vetec	Pó
Sulfato de Mercúrio II	HgSO <sub>4</sub>	Vetec	Pó
Ácido Sulfúrico	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Quimex	Líquido

### A.1.3 Reagentes para análise da demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

A Tabela 3.9 apresenta os reagentes utilizados nas análises de DBO<sub>5</sub>.

**Tabela 3.9** – Reagentes usados na preparação da Água de Diluição na 5<sup>o</sup> batelada

<b>Reagente</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Fornecedor</b>	<b>Característica</b>
Hidróxido de Sódio	NaOH	Labsynth	Pastilha
Cloreto de Amônio	NH <sub>4</sub> Cl	Vetec	Pó
Glucose D(+) Anidra (DEXTROSE)	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	Vetec	Pó
Ácido Glutâmico	C <sub>5</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>4</sub>	Vetec	Pó
Cloreto de Cálcio Dihidratado	CaCl <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O	Vetec	Pó
Sulfato de Magnésio Heptahidratado	MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	Vetec	Pó
Fosfato de Potássio Monobásico Anidro	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Labsynth	Pó
Fosfato de Potássio bibásico	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	Labsynth	Pó
Fosfato de Sódio Dibásico Heptahidratado	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	Vetec	Pó
Hidróxido de Potássio	KOH	CAQ – Casa da Química	Pastilha
Sulfito de Sódio	Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub>	Vetec	Pó
Cloreto Férrico Hexahidratado	FeCl <sub>3</sub> · 6H <sub>2</sub> O	CETUS	Pó

### A.1.4 Reagentes para análise de ácidos orgânicos voláteis (AOV's)

A Tabela 3.10 apresenta os reagentes utilizados nas análises de AOV's.

**Tabela 3.10** – Reagentes usados nas análises de AOV's na 5<sup>o</sup> batelada

<b>Reagente</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Fornecedor</b>	<b>Característica</b>
Hidróxido de Sódio	NaOH	Labsynth	Pastilha
Ácido Sulfúrico	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Quimex	Líquido
Fenolftaleína	C <sub>20</sub> H <sub>14</sub> O <sub>4</sub>	Labsynth	Pó
Metanol	CH <sub>3</sub> OH	Labsynth	Líquido

## **A.2 Resíduo sólido**

O resíduo sólido utilizado nesta batelada foi composto apenas de matéria orgânica, restos de comida, frutas, verduras, legumes e cascas. O resíduo foi coletado no restaurante do prédio 06 na ULBRA e a quantidade total usada foi de 111,15 kg, quantidade superior a das outras bateladas. Com uma quantidade maior de resíduo, o volume de água da rede local usada foi de 32 L.

## **A.3 Inóculo**

Na 5ª batelada não foi utilizado nenhum tipo de inóculo.

## **A.4 Equipamentos**

Os equipamentos utilizados nesta batelada foram os mesmos empregados na 4ª batelada.

## **3.5.2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL**

### **B.1 Procedimento para enchimento do biorreator**

O procedimento para acondicionamento do resíduo sólido coletado foi o mesmo empregado nas bateladas anteriores. No entanto, a quantidade de resíduo utilizado nesta batelada foi maior que as bateladas anteriores, pois se buscou, utilizando uma maior carga orgânica, para que a quantidade de água usada no sistema fosse menor. Para tamponar o sistema usou-se uma solução de  $8 \text{ g L}^{-1}$  de  $\text{NaHCO}_3$  conforme Da Costa (2003).

### **B.2 Procedimento para o reciclo**

O procedimento do reciclo foi o mesmo usado na 4ª batelada (Figura 3.22).

### **B.3 Controle da temperatura do sistema**

A temperatura do biorreator na 5ª batelada foi programada para 60°C, com ajuste do controlador (McCarty e Pittmann, 2001).

### **3.5.3 TÉCNICAS ANALÍTICAS**

#### **C.1 Teor de Sólidos Totais**

A determinação do Teor de Sólidos Totais foi realizada conforme procedimentos do ensaio *Total Solids Dried at 103 – 105°C*, em APHA *et al.* (1995).

#### **C.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

As análises de DQO foram realizadas na Central de Laboratórios da ULBRA, Prédio 19, com periodicidade semanal. O método aplicado foi o Colorimétrico por Refluxo Fechado, a amostra de chorume previamente diluída (fator de diluição 1:100) foi cobrada em Tubos de DQO com 16mm X 100mm em seguida adicionado Solução de Digestão e Solução de Ácido Sulfúrico, preparado exclusivamente para esta análise. Depois de preparadas, as amostras foram digeridas em Termorreator ECO 16 – Velp Scientifica a 150°C por 120 min e as leituras foram feitas em espectrofotômetro UV-160A, UV Visible Recording Spectrophotometer Shimadzu com comprimento de onda de 600 nm. Uma curva de calibração foi preparada, de acordo com APHA *et al.* (1995), com uso de solução padrão de biftalato de potássio ( $C_8H_5KO_4$ ), para a interpretação dos dados obtidos no espectrofotômetro. Os resultados apresentados são os valores médios de medidas em duplicata.

#### **C.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

As análises de DBO foram realizadas na Central de Laboratórios da ULBRA, Prédio 19, com periodicidade semanal. As amostras foram incubadas por 5 dias ( $DBO_5$ ) conforme procedimentos em APHA *et al.* (1995) e manual de instruções do equipamento utilizado. Para medição da  $DBO_5$  foram usados Sensor Digital para Medição de DBO (*DBO Sensor System*)



da Velp Científica e Câmara Termostática R35 da Polimate. As amostras foram incubadas por 5 dias a 20°C e ao final do 5º dia o sensor mostrava o valor expresso em mg L<sup>-1</sup>.

#### **C.4 Oxigênio Dissolvido (OD)**

As análises de OD foram feitas semanalmente com uso do equipamento Oxímetro DM 4 Digimed, da Digicrom Analítica Ltda, o resultado foi expresso em mg L<sup>-1</sup>.

#### **C.5 Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's)**

As análises de AOV's foram realizadas na Central de Laboratórios da ULBRA, Prédio 19, com periodicidade semanal. A metodologia usada não foi a mesma empregada na 4ª batelada, para esta batelada foi usada uma fonte bibliográfica mais recente (APHA *et al.*, 1995). A amostra de chorume coletada foi acidificada, e colocada em aparelho de destilação simples a uma taxa de destilação de 5 mL min<sup>-1</sup>. No início da destilação, 15 mL foram descartados e então coletados 150 mL, após a destilação a amostra coletada foi aquecida a 95°C e acrescentado indicador de Fenolftaleína e então titulada com solução de NaOH 0,1N até o aparecimento de uma cor rosa pálido. Através de fórmula, fornecida por APHA *et al.* (1995), calculava-se a concentração de AOV's presente.

### **3.6 6º BATELADA**

#### **3.6.1 MATERIAISE REAGENTES**

Batelada realizada no período de 15 de janeiro de 2004 a 27 de fevereiro de 2004, totalizando 44 dias de operação.

#### **A.1 Reagentes químicos**

##### **A.1.1 Reagente usado para controle do pH**

A Tabela 3.11 apresenta o reagente utilizado para controle do pH.

**Tabela 3.11** – Reagente usado para controle do pH na 6ª batelada

Reagente	Fórmula	Fornecedor	Característica
Bicarbonato de Sódio	NaHCO <sub>3</sub>	Labsynth	Pó

**A.1.2 Reagentes para análise de demanda química de oxigênio (DQO)**

A Tabela 3.12 apresenta os reagentes utilizados nas análises de DQO.

**Tabela 3.12** – Reagentes usados nas análises de DQO na 6ª batelada

Reagente	Fórmula	Fornecedor	Característica
Dicromato de Potássio	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	CETUS	Pó
Biftalato de Potássio	C <sub>8</sub> H <sub>5</sub> KO <sub>4</sub>	Vetec	Pó
Sulfato de Prata	Ag <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Vetec	Pó
Sulfato de Mercúrio II	HgSO <sub>4</sub>	Vetec	Pó
Ácido Sulfúrico	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Quimex	Líquido

**A.1.3 Reagentes para análise de demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

A Tabela 3.13 apresenta os reagentes utilizados nas análises de DBO<sub>5</sub>.

**Tabela 3.13** – Reagentes usados na preparação da Água de Diluição na 6ª batelada

Reagente	Fórmula	Fornecedor	Característica
Hidróxido de Sódio	NaOH	Labsynth	Pastilha
Cloreto de Amônio	NH <sub>4</sub> Cl	Vetec	Pó
Glucose D(+) Anidra (DEXTROSE)	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	Vetec	Pó
Ácido Glutâmico	C <sub>5</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>4</sub>	Vetec	Pó
Cloreto de Cálcio Dihidratado	CaCl <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O	Vetec	Pó
Sulfato de Magnésio Heptahidratado	MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	Vetec	Pó
Fosfato de Potássio Monobásico Anidro	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Labsynth	Pó
Fosfato de Potássio bibásico	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	Labsynth	Pó
Fosfato de Sódio Dibásico Heptahidratado	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	Vetec	Pó
Hidróxido de Potássio	KOH	CAQ – Casa da Química	Pastilha
Sulfito de Sódio	Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub>	Vetec	Pó
Cloreto Férrico Hexahidratado	FeCl <sub>3</sub> · 6H <sub>2</sub> O	CETUS	Pó

#### A.1.4 Reagentes para análise de ácidos orgânicos voláteis (AOV's)

A Tabela 3.14 apresenta os reagentes utilizados nas análises de AOV's.

**Tabela 3.14** – Reagentes usados nas análises de AOV's na 6º batelada

<b>Reagente</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Fornecedor</b>	<b>Característica</b>
Hidróxido de Sódio	NaOH	Labsynth	Pastilha
Ácido Sulfúrico	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Quimex	Líquido
Fenolftaleína	C <sub>20</sub> H <sub>14</sub> O <sub>4</sub>	Labsynth	Pó

#### A.2 Resíduo sólido

O resíduo sólido utilizado na 6º batelada foi coletado na Central de Abastecimento do Estado do Rio Grande do Sul (CEASA), ao todo foram coletados 100 kg constituído basicamente de frutas, verduras e legumes.

#### A.3 Inóculo

O inóculo utilizado na 6º batelada foi lodo anaeróbio coletado na empresa Gelita do Brasil – Empresa do Grupo Gelita South América, conforme orientação de Monteggia (2003). O volume coletado foi de aproximadamente 95 L.

#### A.4 Equipamentos

Os equipamentos utilizados durante o experimento, foram os mesmos utilizados nas bateladas anteriores. Contudo foi feita uma modificação quanto a bomba de reciclo. A Moto Bomba Better 650 foi acoplada no interior do vaso coletor de chorume. Não foi mais necessário o sistema externo de reciclo (Figura 3.24).



**Figura 3.24** – Moto Bomba Better 650, acoplada no interior do biorreator.

### **3.6.2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL**

#### **B.1 Procedimento par a enchimento do biorreator**

Dos 100 kg de resíduo sólido coletado, foram separados para a 6ª batelada 10 kg os quais foram lavados para retirar materiais indesejáveis do tipo não biodegradáveis (vidro, metais) e os não facilmente biodegradáveis (plástico). Em seguida o resíduo sólido foi cortado em pedaços de aproximadamente 5 x 5 cm, para aumentar a área superficial de contato da matéria orgânica com os microrganismos para auxiliar na aceleração da degradação (Krol *et al.*, 1993; Braber, 1995; Chugh *et al.*, 1996; Gunaseelan, 1997; Jagadish *et al.*, 1998; Bidone e Povinelli, 1999; Rao *et al.*, 2000; Dajan *et al.*, 2001, Kim *et al.*, 2000; Holbein *et al.*, 2002). O material cortado foi pesado em uma balança de peso até o valor desejado. O resíduo devidamente pesado foi acondicionado em sacos plásticos de rafia para evitar entupimento da mangueira de reciclo, da peneira (Figura 3.18) e da bomba que foi acoplada no vaso coletor de chorume e então colocado no interior do biorreator (Figura 3.24).

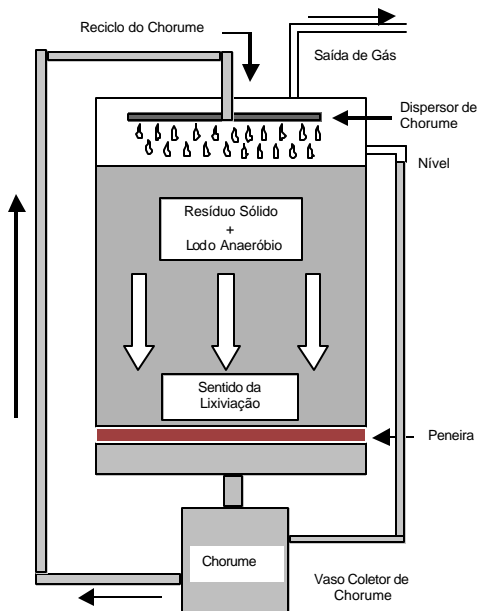
#### **B.2 Procedimento para colocação do lodo anaeróbio no biorreator**

Antes de transpor o lodo para o biorreator, adicionou-se 10 L de água destilada para preencher o volume do vaso coletor de chorume do sistema, com isso evitou-se que ao colocar o lodo ocorresse um depósito de material sólido no vaso coletor e ocorre-se o entupimento das mangueiras, prejudicando o funcionamento da bomba de reciclo (Figura 3.24). Em seguida o lodo foi colocado no biorreator e o volume completado com água destilada perfazendo o total

de 160 L. Junta mente com a água destilada adicionada foi misturado bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ), à concentração de  $3 \text{ g L}^{-1}$ , para tamponar o sistema (Lepistö e Rintala, 1997).

### B.3 Procedimento para o reciclo

O chorume foi recirculado diariamente a uma taxa de reciclo de  $2 \text{ L min}^{-1}$  durante 30 min (Figura 3.25). A Figura 3.26 mostra o sistema definitivo adotado para o biorreator.

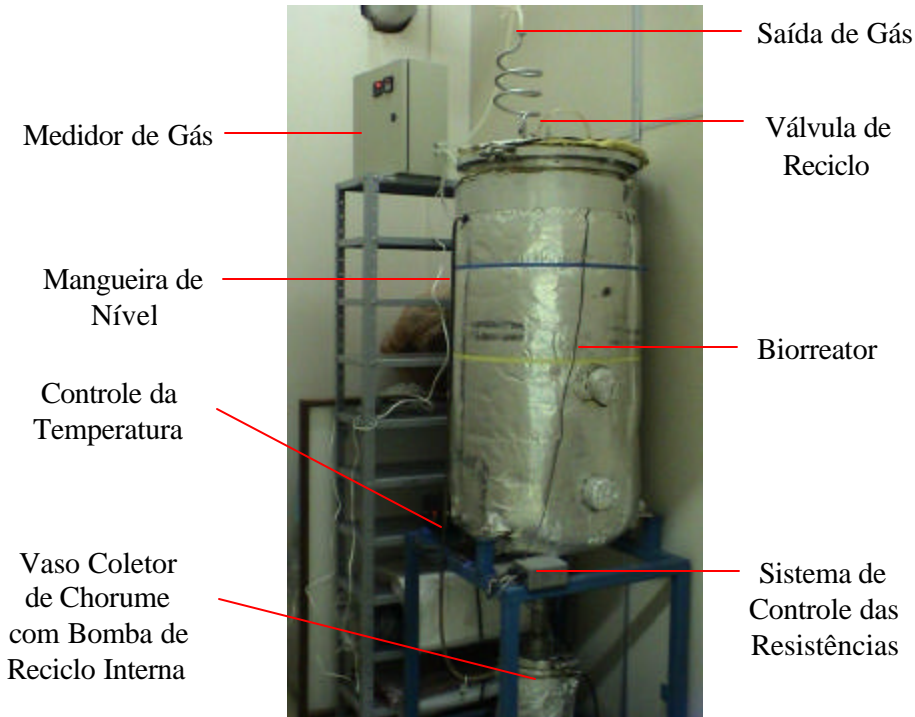


**Figura 3.25** – Representação do sentido dos fluxos dentro do biorreator.

### B.4 Controle da temperatura do sistema

A temperatura do biorreator foi mantida constante em  $38^\circ\text{C}$  por intermédio do controlador de temperatura pré-programado (Figura 3.5). O objetivo do controle de temperatura foi de acelerar as reações de biodegradação da matéria orgânica, e manter a faixa de temperatura em que as bactérias anaeróbias desenvolvem-se naturalmente, sem prejudicar as bactérias presentes no lodo anaeróbio utilizado. A faixa de temperatura que se encontravam foi a mesofílica, faixa na qual a temperatura é de  $29$  a  $45^\circ\text{C}$ . A manutenção da temperatura em  $38^\circ\text{C}$ , conforme literatura, propicia-se um bom desenvolvimento dos microrganismos sem

causar danos ao seu crescimento (Zickefoose e Hayes, 1976; Stafford *et al.*, 1980; Lima, 1995; Chugh *et al.*, 1996; Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998; Chugh *et al.*, 1999; Kim e Speece, 2002).



**Figura 3.26** – Modelo atual do biorreator.

### 3.6.3 TÉCNICAS ANALÍTICAS

#### C.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A técnica para análise da DQO foi mantida a mesma empregada na 5<sup>o</sup> batelada. Contudo, foi modificado o fator de diluição da amostra para 1:5. A diluição foi diminuída, pois a carga orgânica utilizada na 6<sup>o</sup> batelada foi menor que a utilizada nas bateladas anteriores. A periodicidade de realização da análise foi mantida semanalmente.

#### C.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A técnica para análise da DBO foi mantida a mesma empregada na 5<sup>o</sup> batelada. Contudo, foi modificado o fator de diluição da amostra para 1:10. A diluição foi diminuída,

pois a carga orgânica utilizada na 6º batelada foi menor que a utilizada nas bateladas anteriores. A periodicidade de realização da análise foi mantida semanalmente.

### **C.3 Oxigênio Dissolvido (OD)**

Na análise do OD foi mantida a utilização do Oxímetro para sua determinação. A periodicidade de realização da análise foi mantida semanalmente.

### **C.4 Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's)**

A técnica para análise dos AOV's foi mantida a mesma empregada na 5º batelada e a periodicidade de realização da análise foi mantida semanalmente.

## **3.7 7º BATELADA**

### **3.7.1 MATERIAIS E REAGENTES**

Batelada realizada no período de 21 de outubro de 2004 a 08 de novembro de 2004, totalizando 19 dias de operação.

#### **A.1 Reagentes químicos**

##### **A.1.1 Reagente usado para controle do pH**

O reagente para controle do pH foi o mesmo utilizado na 6º batelada (Tabela 3.11).

##### **A.1.2 Reagentes para análise de demanda química de oxigênio (DQO)**

Os reagentes utilizados foram os mesmos empregados na 6º batelada (Tabela 3.12).

### **A.1.3 Reagentes para análise de ácidos orgânicos voláteis (AOV's)**

Os reagentes utilizados foram os mesmos empregados na 6º batelada (Tabela 3.14).

### **A.2 Resíduo sólido**

O resíduo sólido utilizado na 7º batelada foi coletado na Central de Abastecimento do Estado do Rio Grande do Sul (CEASA), ao todo foram coletados 100 kg constituído basicamente de frutas, verduras e legumes.

### **A.3 Inóculo**

O inóculo utilizado na 7º batelada foi lodo anaeróbio coletado na empresa Gelita do Brasil – Empresa do Grupo Gelita South América, conforme orientação de Monteggia (2003). O volume coletado foi de aproximadamente 95 L.

### **A.4 Equipamentos**

Os equipamentos utilizados foram os mesmos utilizados na 6º batelada.

## **3.7.2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL**

### **B.1 Procedimento para enchimento do biorreator**

Os procedimentos foram os mesmos empregados na 6º batelada. No entanto, a quantidade de matéria orgânica utilizada foi de 20 kg.

### **B.2 Procedimento para colocação do lodo anaeróbio no biorreator**

Os procedimentos foram os mesmos empregados na 6º batelada.



### **B.3 Procedimento para o reciclo**

O procedimento foi o mesmo empregado na 6ª batelada (Figura 3.25).

### **B.4 Controle da temperatura do sistema**

O controle da temperatura foi o mesmo empregado na 6ª batelada.

## **3.7.3 TÉCNICAS ANALÍTICAS**

### **C.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A técnica para análise da DQO foi a mesma empregada na 6ª batelada e a periodicidade de realização da análise foi diária. O fator de diluição da amostra foi de 1:10.

### **C.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

Não foram realizadas análises de DBO durante a 7ª batelada, pois o sensor de medição não havia retornado do concerto.

### **C.3 Oxigênio Dissolvido (OD)**

Não foram realizadas análises de OD durante a 7ª batelada.

### **C.4 Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's)**

A técnica para análise dos AOV's foi mantida a mesma empregada na 5ª batelada e a periodicidade de realização da análise foi diária.

## **3.8 8º BATELADA**

### **3.8.1 MATERIAIS E REAGENTES**

Batelada realizada no período de 17 de novembro de 2004 a 06 de dezembro de 2004, totalizando 20 dias de operação.

#### **A.1 Reagentes químicos**

##### **A.1.1 Reagente usado para controle do pH**

O reagente para controle do pH foi o mesmo utilizado na 6º batelada (Tabela 3.11).

##### **A.1.2 Reagentes para análise de demanda química de oxigênio (DQO)**

Os reagentes utilizados foram os mesmos empregados na 6º batelada (Tabela 3.12).

##### **A.1.3 Reagentes para análise de ácidos orgânicos voláteis (AOV's)**

Os reagentes utilizados foram os mesmos empregados na 6º batelada (Tabela 3.14).

#### **A.2 Resíduo sólido**

O resíduo sólido utilizado na 8º batelada foi coletado na Central de Abastecimento do Estado do Rio Grande do Sul (CEASA), ao todo foram coletados 100 kg constituído basicamente de frutas, verduras e legumes.

#### **A.3 Inóculo**

O inóculo utilizado na 8º batelada foi lodo anaeróbio coletado na empresa Gelita do Brasil – Empresa do Grupo Gelita South América, conforme orientação de Monteggia (2003). O volume coletado foi de aproximadamente 95 L.

#### **A.4 Equipamentos**

Os equipamentos utilizados foram os mesmos utilizados na 6ª batelada.

### **3.8.2 METODOLOGIA EXPERIMENTAL**

#### **B.1 Procedimento para enchimento do biorreator**

Os procedimentos foram os mesmos empregados na 6ª batelada. A quantidade de matéria orgânica utilizada na 8ª batelada foi de 30 kg.

#### **B.2 Procedimento para colocação do lodo anaeróbio no biorreator**

Os procedimentos foram os mesmos empregados na 6ª batelada.

#### **B.3 Procedimento para o reciclo**

O procedimento foi o mesmo empregado na 6ª batelada (Figura 3.25).

#### **B.4 Controle da temperatura do sistema**

O controle da temperatura foi o mesmo empregado na 6ª batelada.

### **3.8.3 TÉCNICAS ANALÍTICAS**

#### **C.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A técnica para análise da DQO foi a mesma empregada na 6ª batelada e a periodicidade de realização da análise foi diária. O fator de diluição da amostra foi de 1:10.

## **C.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

Não foram realizadas análises de DBO durante a 8ª batelada, pois o sensor de medição não havia retornado do concerto.

## **C.3 Oxigênio Dissolvido (OD)**

Não foram realizadas análises de OD durante a 8ª batelada.

## **C.4 Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV's)**

A técnica para análise dos AOV's foi mantida a mesma empregada na 5ª batelada e a periodicidade de realização da análise foi diária.

## **3.9 METODOLOGIA PROPOSTA**

A Figura 3.27 apresenta a metodologia proposta para realização dos experimentos. O resíduo passa por um procedimento de pré-lavagem para remoção dos materiais não-biodegradáveis e os de difícil biodegradabilidade. Lavados, os resíduos são cortados em pedaços de 5 x 5 cm, pesados até a quantidade necessária e acondicionados em saco plástico de rafia. Adicionam-se 10 L de água destilada no biorreator, que preencherá o vaso coletor de chorume, acondicionado em seguida o saco plástico de rafia no interior do biorreator (Figura 3.19). Posterior a colocação do resíduo no biorreator, adiciona-se o lodo granular anaeróbio seguido da água destilada, com solução de bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) para tamponar, completando o volume de 160 L. Na parte superior do biorreator é colocado o "O-Ring" (Figura 3.2) e em seguida a tampa de aço inox (Figura 3.3), só então o biorreator é selado e o medidor de gás (Figura 3.6) é instalado. O sistema de aquecimento, ajustado em 38°C (Figura 3.5), é acionado e passadas 24 hr do selamento do biorreator é realizado o 1º reciclo do chorume. O reciclo do chorume e o monitoramento do pH e da temperatura, são realizados diariamente e as análises de DQO,  $\text{DBO}_5$ , AOV's e OD são realizadas semanalmente. Durante a operação é importante a verificação de possíveis vazamentos, tanto de gás como de chorume, revisando as mangueiras, válvulas e vedações.

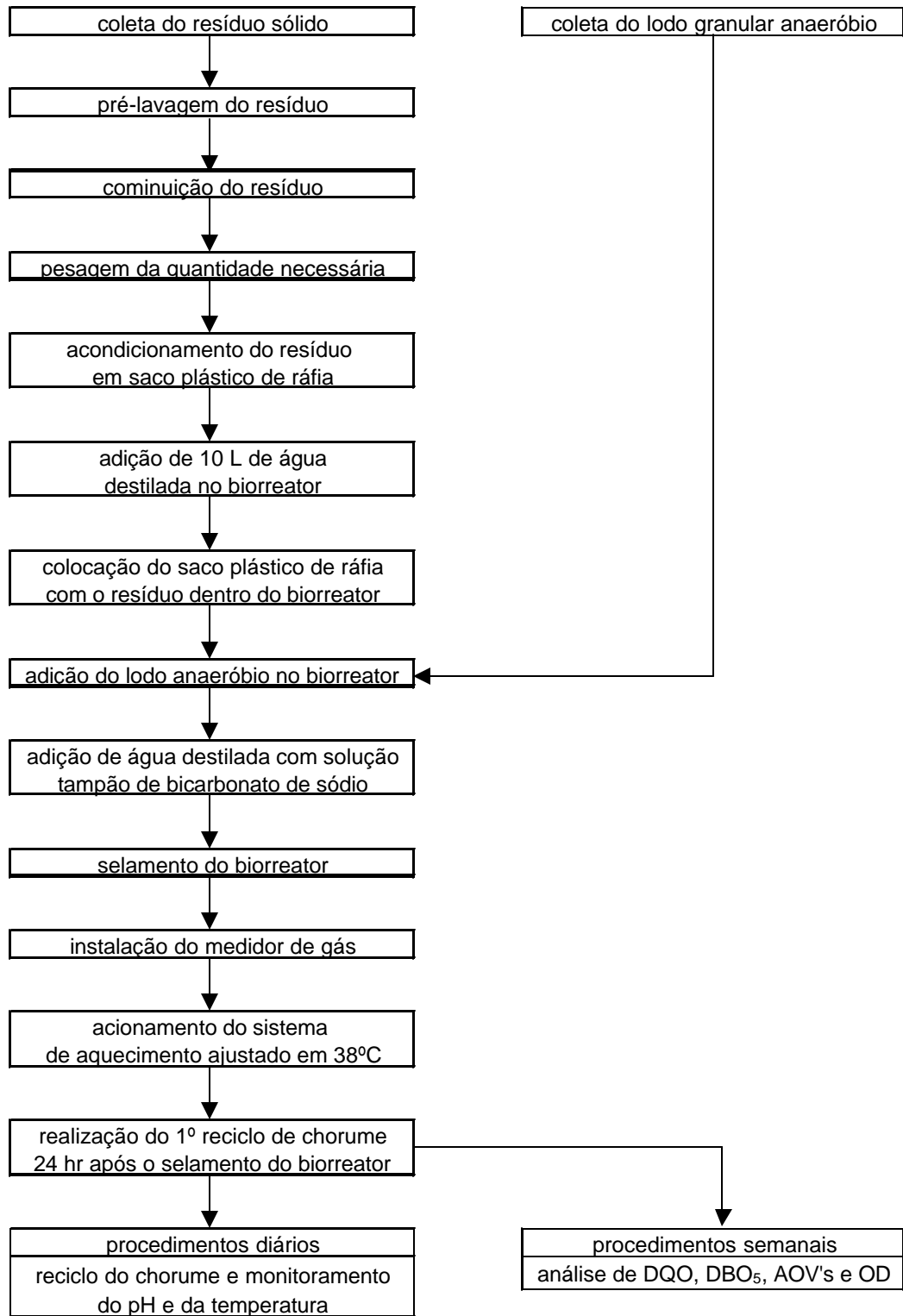


Figura 3.27 – Fluxograma da metodologia proposta.

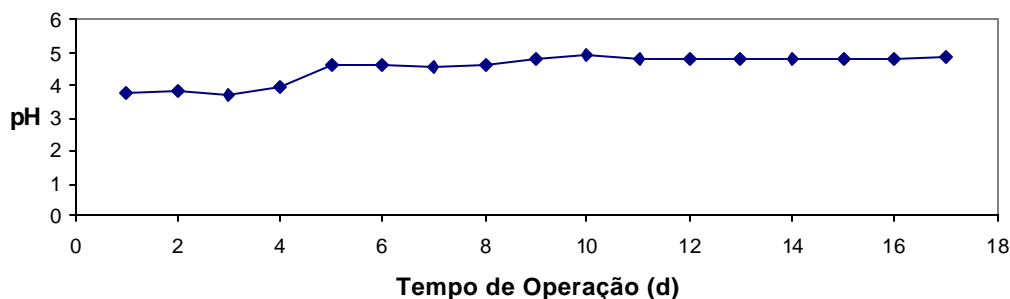
## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

De acordo com o desenvolvimento experimental, os resultados apresentados são discutidos por batelada realizada. Os resultados são mostrados graficamente quanto ao monitoramento do pH, temperatura e das análises químicas da DQO, DBO, AOV's e OD. No entanto, as análises químicas só começaram a ser realizadas a partir da 4ª batelada. A DBO analisada na 4ª batelada foi a DBO<sub>7</sub> e na 5ª e 6ª batelada foi a DBO<sub>5</sub>.

### 4.1 1ª Batelada

#### 4.1.1 MONITORAMENTO DO pH

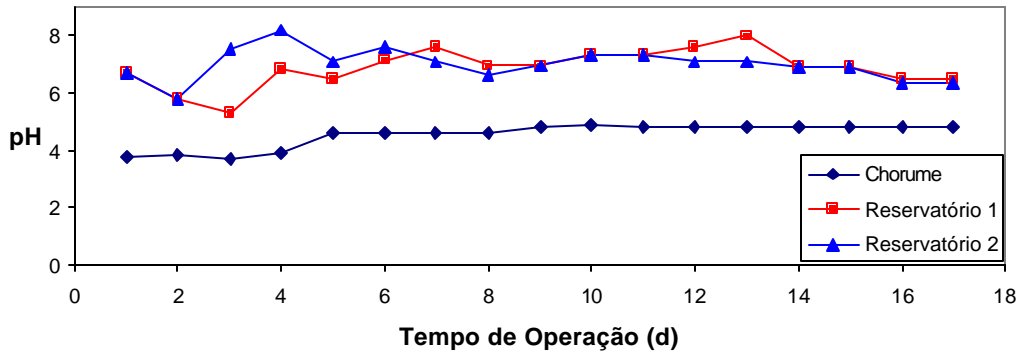
O pH do chorume apresentou valor inicial de 3,76 (Figura 4.1). O volume de chorume recirculado (10% do total), com pH corrigido, foi misturado ao Reservatório 1 e apresentou pH igual a 6,75. O mesmo volume foi retirado do Reservatório 1 e misturado ao Reservatório 2, que apresentou pH igual a 6,75, o mesmo do Reservatório 1 (Figura 4.2).



**Figura 4.1** – Monitoramento do pH do chorume na 1ª batelada.

O pH do chorume não apresentou alteração significativa. No 5º dia de operação, apresentou valor de 4,63, o qual se manteve praticamente constante durante toda a operação. O valor final do pH, no 17º dia, foi de 4,85. Não foi atingido o pH desejado de 6,8 – 7,8. O pH do lodo também foi monitorado e, conforme a Figura 4.2, apresentou oscilações entre 5,33

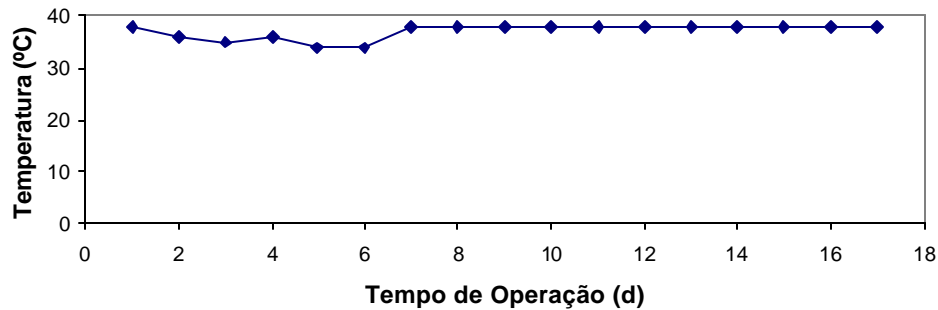
e 8,5 no Reservatório 1, e 5,82 e 8,02 no Reservatório 2. Este pH não foi ideal para o lodo que deveria se manter na faixa de 6,8, conforme indicação do funcionário da estação de tratamento de onde o lodo foi coletado.



**Figura 4.2** – Monitoramento do pH do chorume e dos reservatórios 1 e 2.

#### 4.1.2 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA

A temperatura inicial do biorreator foi de 38°C, no entanto, do 2º ao 6º dia, apresentou diminuição de 38 para 34°C. O sistema de controle de temperatura foi re-programado e do 7º dia até o final da operação a temperatura se manteve constante a 38°C (Figura 4.3).



**Figura 4.3** – Monitoramento da temperatura da 1ª batelada.

### 4.1.3 PRODUÇÃO DE GÁS

A Figura 4.4 apresenta a produção de gás durante o 1º experimento. A quantidade total de gás obtida foi de 400 L. Provavelmente não ocorreu produção de gás meta no nesta batelada dado o pH ácido no sistema durante toda a sua operação (Figura 4.1). Como o lodo de esgoto, utilizado como inóculo, foi aeróbio, não propiciou boas condições para o desenvolvimento da metanogênese. Acredita-se, entretanto, que estes microrganismos foram responsáveis pela produção de gás, provavelmente CO<sub>2</sub>, proveniente da degradação aeróbia da matéria orgânica (Edelmann *et al.*, 2000).

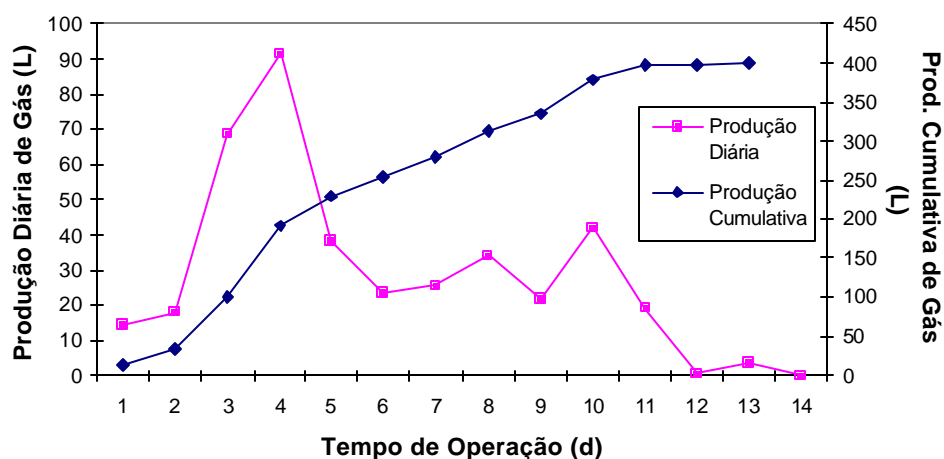


Figura 4.4 – Produção de gás na 1º batelada.

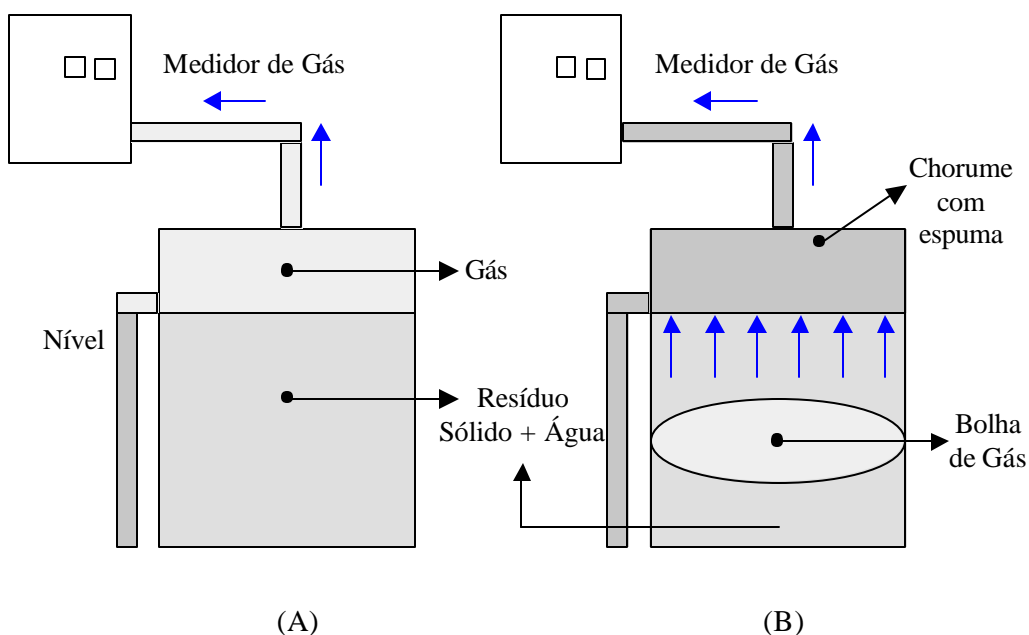
## 4.2 2º Batelada

Na 2º batelada, observou-se vazamento de chorume. O vazamento ocorrido no sistema não foi causado por nenhum tipo de entupimento, mas sim o tipo de resíduo orgânico utilizado. No dia da coleta do resíduo, foi recolhida uma massa de cor amarela, esta massa foi pesada e misturada a outros resíduos orgânicos e colocada dentro do biorreator. Com a adição de água ao sistema e a temperatura atingindo o patamar de 38°C, a massa fermentou ocasionando a formação de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Como o resíduo foi compactado, o gás CO<sub>2</sub> formou uma bolha de gás fazendo com que a coluna de resíduo que estava acima dela se



elevasse. Com isso o chorume também se elevou e como não havia nenhuma saída, a não ser a de gás, este acabou saindo pela parte superior do biorreator, mais precisamente, por dentro do medidor de gás (Figura 4.5). O medidor chegou a registrar um volume de 27,43 L. Este valor não foi levado em conta visto que havia saído chorume junto com o gás e o volume ocupado pelo líquido não é o mesmo que o do gás, portanto este valor foi desconsiderado.

O reciclo foi realizado uma vez, no entanto ao 3º dia de operação notou-se que ainda havia chorume dentro do medidor de gás. Conforme Lopez (2002), para degradar compostos que contém amido as bactérias que agem são diferentes da metanogênese. Portanto, o fato de ter ocorrido vazamento e a massa ter se expandido, houve desestabilização do sistema. O experimento foi encerrado e realizado a limpeza tanto do medidor de gás quanto do biorreator. Após a limpeza do biorreator verificou-se a presença de chorume no medidor o qual foi novamente desmontado, limpo e testado.



**Figura 4.5** – Desenho esquemático interno do biorreator, demonstrando a etapa inicial em (A) e a formação da bolha de gás que ocasionou o vazamento em (B).

### 4.3 3º BATELADA

#### 4.3.1 MONITORAMENTO DO PH

O pH do chorume apresentou valor inicial de 3,90 diminuindo para 3,47 no 4º dia. O pH atingiu 5,04 no 20º dia de operação, tendo pequenos aumentos até atingir o valor final de 5,77 no 38º dia, permanecendo constante até o final da operação (Figura 4.6). O sistema não apresentou bom desempenho quanto ao controle do pH com NaOH. Foi feito um aumento gradativo do pH durante o experimento com o objetivo de que o pH atingisse a faixa de 6,8 – 7,2, ideal para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos, conforme cita Krol *et al.* (1993) e Chugh *et al.* (1996).

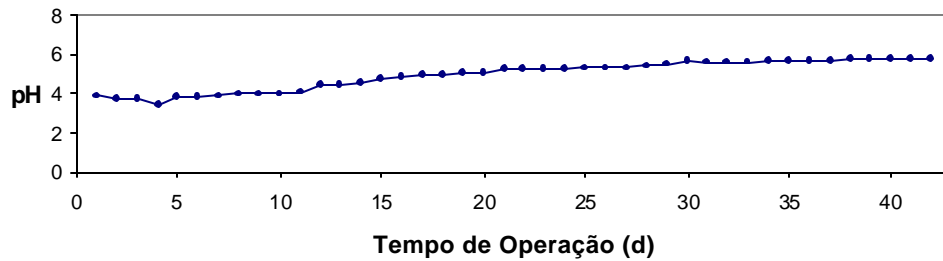


Figura 4.6 – Monitoramento do pH do chorume da 3ª batelada.

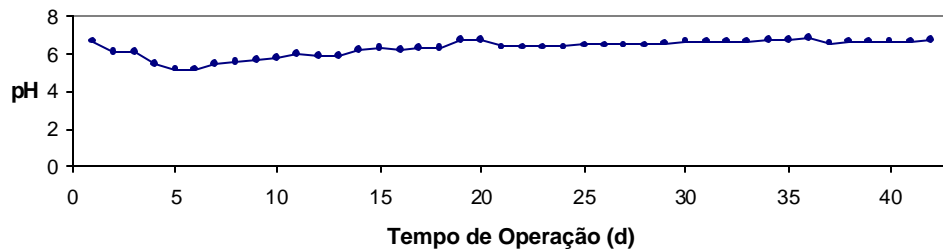
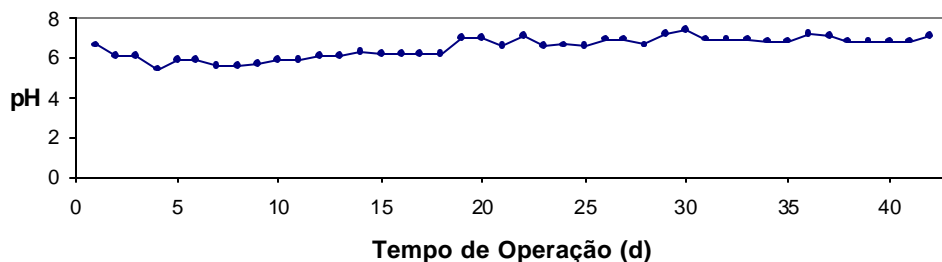


Figura 4.7 – Monitoramento do pH do lodo anaeróbico na 3ª batelada.

A Figura 4.7 mostra o pH do lodo antes da mistura com o chorume. O pH inicial foi de 6,66, diminuindo para 5,19, no 6º dia e aumentando gradativamente até 6,29, no 17º dia. No 20º dia, foi coletado novo lodo anaeróbico, isto foi necessário para renovar a fonte de microrganismos metanogênicos. O pH ácido do chorume no biorreator, não forneceu condições para os microrganismos presentes no lodo anaeróbico se desenvolverem. O lodo ainda apresentava forte odor que não era característico quando havia sido coletado. O lodo novo apresentou pH igual a 6,83. Durante o experimento, o pH do lodo foi medido sempre antes da mistura com o chorume. Na Figura 4.8, apresenta-se o pH da mistura do chorume com o lodo durante o tempo de operação.



**Figura 4.8** – Monitoramento do pH da mistura de chorume com lodo na 3ª batelada.

A utilização de solução de NaOH a 2M para ajuste do pH do chorume recirculado não se mostrou eficiente, visto o pequeno aumento do pH do sistema, de 3,90 (1º dia) para 5,04 (20º dia). Além disso, não houve aumento, passados mais 20 dias, o pH de 5,04 aumentou para 5,77. Além de ser utilizado uma quantidade média de 600 mL de NaOH por dia, o que é considerado muito alto, para corrigir o pH de 3 para 4. Durante a adição da solução para neutralizar o pH do chorume, a medida que o pH se aproximou de 6, ocorreu um aumento inesperado para 8. Este valor de pH não era desejado devido a sensibilidade dos microrganismos quanto a alterações bruscas no pH.

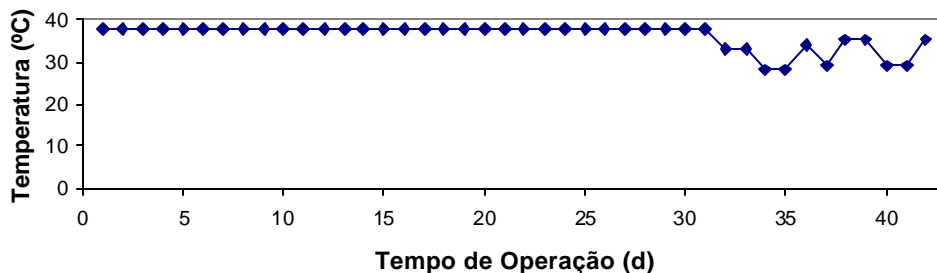
Outros estudos, que avaliaram o tratamento de resíduos sólidos, através da digestão anaeróbia, utilizaram hidróxido de sódio (NaOH) para ajuste do pH (Rao *et al.*, 2000; Gunaseelan, 1997; Warith, 2002), San e Onay (2001) utilizaram hidróxido de potássio (KOH) para o ajuste. A aplicação destes reagentes não foi eficiente para este sistema pois não foi

obtido o pH desejado. Para os próximos ensaios foi adotada outra metodologia para controle do pH bem como outro tipo de reagente, que se adapte as necessidades de controle.

Uma análise mais cuidadosa do comportamento do pH do sistema revelou que o pH tendeu a aumentar e provavelmente atingiria a meta da faixa neutra. No entanto, a taxa de desenvolvimento dos microrganismos é muito lenta e o tempo gasto para que o pH atingisse este patamar seria muito longo, provavelmente entraria na faixa ideal para a metanogênese num período de 3 a 6 meses. Para esta pesquisa em desenvolvimento cujo um dos objetivos é a rápida metanização da matéria orgânica presente no resíduo sólido, aguardar de 3 a 6 meses para que o sistema se mostrasse apto a metanogênese foi inviável. Com base nisso, o sistema foi encerrado no 42º dia de operação e foram preparados novos procedimentos para o início da 4ª batelada.

#### 4.3.2 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA

A temperatura do sistema se manteve a 38°C do 1º dia de operação até o 30º dia. No entanto, ao 32º dia, a temperatura diminuiu para 33°C e continuou diminuindo até 28°C no 35º dia (Figura 4.9). Foi necessário desligar o controlador por alguns instantes e religá-lo em seguida, com isso a temperatura padrão de 38°C foi mantida e o sistema entrou em aquecimento. Mas no 36º dia a temperatura tornou a diminuir chegando a 29°C, no 37º dia. Quando o sistema foi encerrado, no 42º dia, a temperatura se encontrava em 35°C. O controlador de temperatura passou por ajustes durante e depois do encerramento da batelada. No entanto, verificou-se que o sensor do termopar superior (Figura 3.4) estava comprometido, foi necessário substituí-lo por um termopar novo.



**Figura 4.9** – Monitoramento da temperatura na 3ª batelada.

### 4.3.3 PRODUÇÃO DE GÁS

O sistema apresentou uma produção de gás cumulativa igual a 82 L. A produção de gás se manteve do 4º ao 13º dia. No entanto, ocorreu produção significativa, ou seja, que foi registrada através de escapes no medidor de gás, do 8º ao 11º dia. Já no 14º dia não apresentou produção de gás significativa (Figura 4.10).

Nesta batelada, provavelmente não ocorreu produção de gás metano, visto o baixo pH do sistema (Figura 4.6). Mesmo empregando lodo anaeróbio como inóculo, rico em microrganismos metanogênicos, o pH do sistema não foi propício para o seu desenvolvimento. Os microrganismos metanogênicos, presentes no lodo, quando entraram em contato com a matéria orgânica, presente no biorreator, não tiveram condições favoráveis o que impossibilitou o seu desenvolvimento.

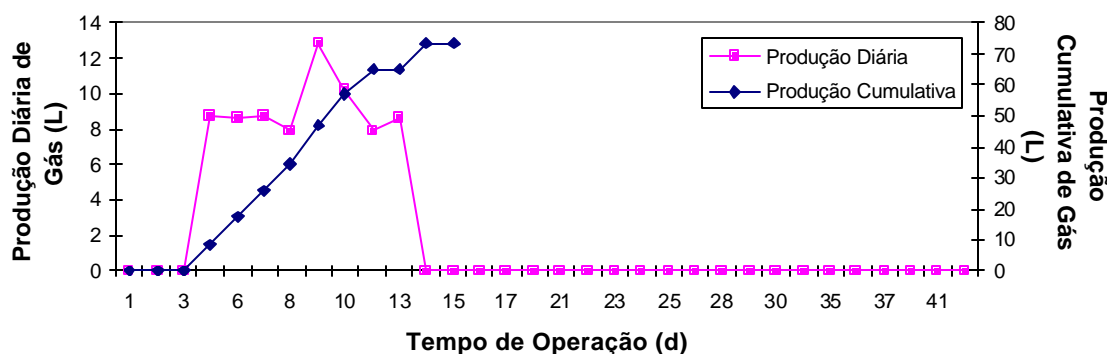


Figura 4.10 – Produção de gás na 3ª batelada.

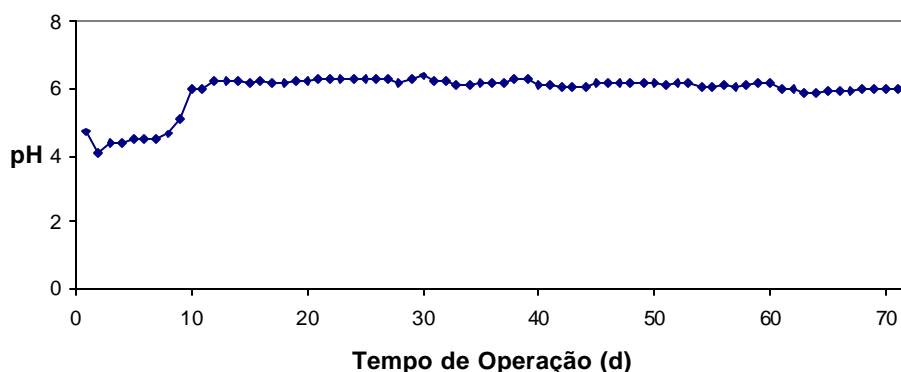
## 4.4 4ª BATELADA

### 4.4.1 MONITORAMENTO DO PH

O pH inicial do chorume foi 4,68 (Figura 4.11), isso mostrou que o tamponamento com carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) não foi eficiente. Foi necessário corrigir o pH do chorume antes de ser recirculado ao sistema. No 1º reciclo, o pH foi corrigido com  $\text{CaCO}_3$ , mas no 2º dia, o pH diminuiu para 4,11 então se optou por ajustar o pH com NaOH até o 7º dia, quando

apresentou pH igual a 4,48. A partir do 8º até o 14º dia, usou-se  $\text{CaCO}_3$  para o ajuste e o pH aumentou de 4,62 para 6,22, este foi o maior aumento obtido durante o experimento. Este aumento foi devido à grande quantidade de carbonato usado para correção do pH, que por ser muito insolúvel, uma fração considerável permaneceu em forma de precipitado no chorume, que ao ser recirculado, este precipitado foi transferido para o biorreator. A partir do 15º dia, foi realizado somente o reciclo sem ajuste do pH do chorume. No 20º dia colocou-se em funcionamento a bomba de reciclo externa (Figura 3.16 e 3.17). Com essa estratégia foi resolvida a questão da aeração do chorume. A aeração foi observada durante a agitação para misturar o reagente de correção do pH. Quando o volume ajustado voltava para o biorreator, essa aeração acrescentava oxigênio ao chorume dificultando o desenvolvimento do sistema anaeróbio.

O sistema de reciclo sem ajuste do pH começou no 20º dia e foi conduzido até o 71º dia de operação. O pH não apresentou oscilações, mas apresentou pequena diminuição, chegando ao valor final de 6,0.



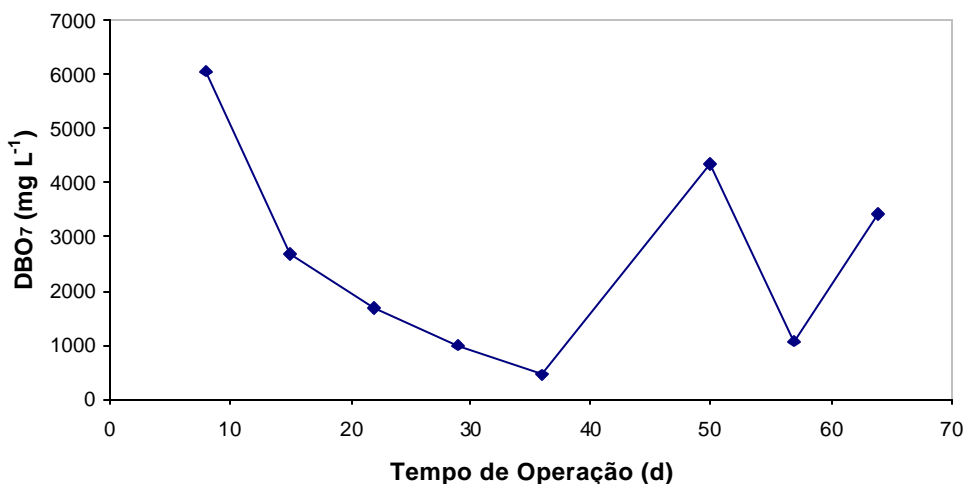
**Figura 4.11** – Monitoramento do pH do chorume na 4º batelada.

Embora o pH médio do sistema tenha permanecido em 6,0, o sistema ainda não foi propício para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos. Outro ponto contra o seu desenvolvimento foi quanto à utilização do  $\text{CaCO}_3$ , devido a sua baixa solubilidade. Houve formação de precipitado no chorume recirculado, como dito anteriormente a grande quantidade de carbonato usado ajudou a elevar o pH do sistema, mas em contrapartida esse carbonato em excesso prejudicou a formação dos microrganismos metanogênicos pela

presença do cátion cálcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ). O cálcio tem uma concentração ideal no sistema entre 100 – 200  $\text{mg L}^{-1}$  e apresenta moderada inibição quando atinge a faixa entre 3500 a 5500  $\text{mg L}^{-1}$  e a partir de 8000  $\text{mg L}^{-1}$  apresenta forte inibição (Nogueira, 1986; McCarty e Pittmann, 2001; Tchobanoglous *et al.*, 2003). Na 4ª batelada a adição de carbonato ultrapassou o limite para forte inibição aos microrganismos metanogênicos, chegando a concentração de 10000  $\text{mg L}^{-1}$  de cátions cálcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ) no sistema.

#### 4.4.2 MONITORAMENTO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO ( $\text{DBO}_7$ )

A análise da  $\text{DBO}_7$ , realizada no 8º dia de operação, apresentou valor de 6027  $\text{mg L}^{-1}$  (Figura 4.12). As demais análises revelaram uma diminuição contínua na  $\text{DBO}$  até atingir o valor de 450  $\text{mg L}^{-1}$ , no 36º dia. No 50º dia, apresentou valor de 4330  $\text{mg L}^{-1}$ , valor bem acima do esperado. Conforme a Figura 4.12, a  $\text{DBO}_7$  apresentava diminuição contínua até a análise do 50º dia. Contudo, na análise posterior, no 57º dia, mostrou nova diminuição no valor para 1062  $\text{mg L}^{-1}$  e o valor final foi de 3405  $\text{mg L}^{-1}$  no 64º dia.



**Figura 4.12** – Monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_7$ ) na 4ª batelada.

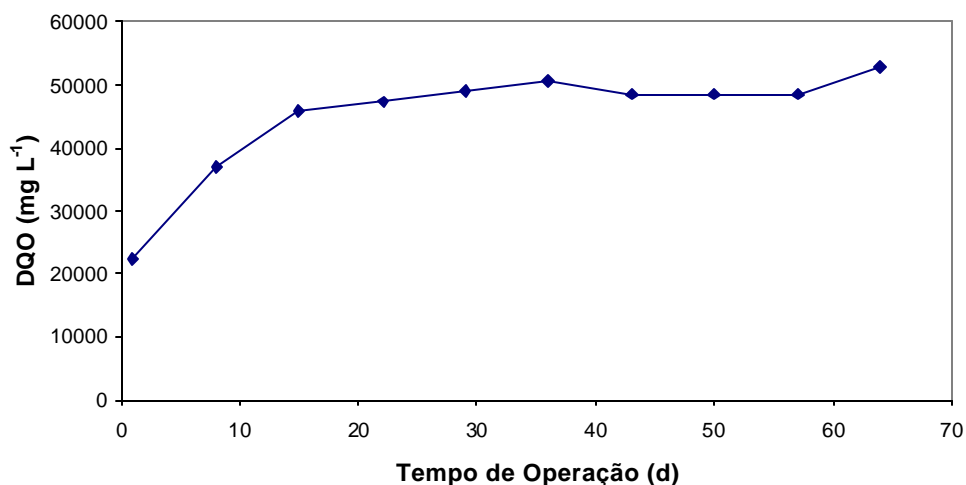
Os três últimos pontos foram atípicos em relação aos primeiros, mas analisando os primeiros pontos nota-se uma diminuição contínua na  $\text{DBO}_7$ , o que demonstra que parte da matéria orgânica presente no sistema foi degradada. A degradação é comprovada pelo balanço

de massa final do sistema, que mostrou que dos 62 kg de matéria orgânica (peso seco) colocada no biorreator 37 kg (peso úmido) ainda estavam no sistema quando a batelada foi encerrada.

#### 4.4.3 MONITORAMENTO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A DQO do sistema apresentou um comportamento diferente da  $DBO_7$ , no 1º dia a DQO inicial apresentou valor de  $22500 \text{ mg L}^{-1}$ , aumentando para  $47300 \text{ mg L}^{-1}$  no 22º dia (Figura 4.13). Nos dias subsequentes, a DQO manteve o valor praticamente constante até o valor final de  $53000 \text{ mg L}^{-1}$  no 64º dia.

O comportamento da DQO foi diferente de algumas pesquisas que mostravam que em sistemas com reciclo de chorume a DQO tende a diminuir durante a operação até uma determinada faixa, permanecendo estável. Ao contrário do observado na Figura 4.13 que a concentração apresentou aumento e depois estabilizou.



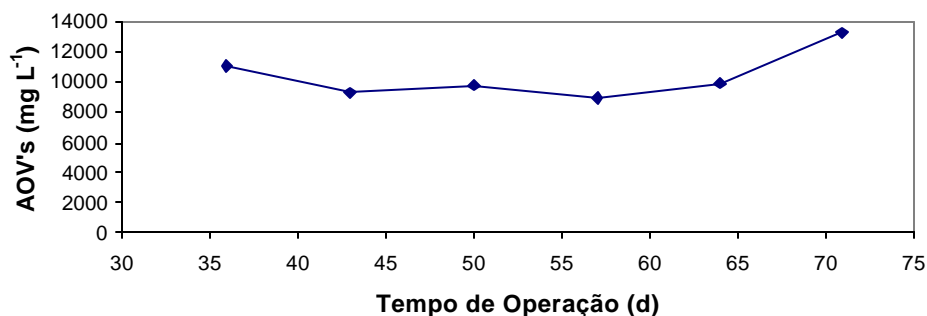
**Figura 4.13** – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 4º batelada.

#### 4.4.4 MONITORAMENTO DOS ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS (AOV'S)

A análise dos AOV's foi realizada somente a partir do 36º dia de operação e apresentou valor inicial de  $11000 \text{ mg L}^{-1}$ , diminuindo para  $9300 \text{ mg L}^{-1}$ , no 43º dia, e



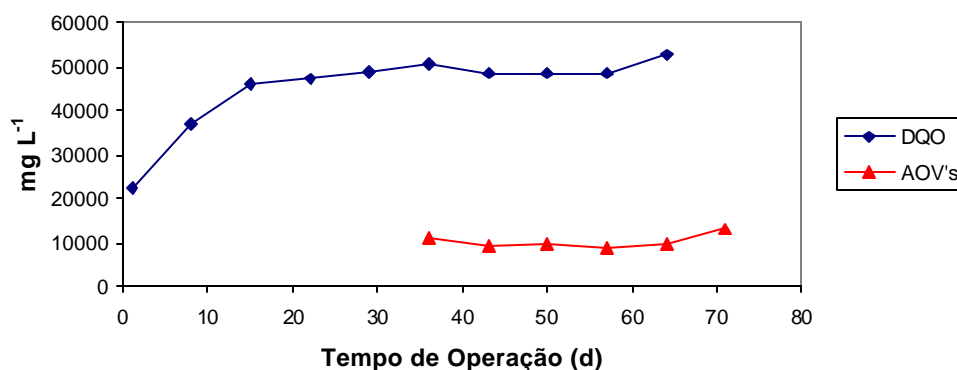
manteve-se quase constante até o 64º dia, onde atingiu 9900 mg L<sup>-1</sup>. Ao final do experimento, no 71º dia, o valor apresentado foi de 13200 mg L<sup>-1</sup> (Figura 4.15).



**Figura 4.14** – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 4ª batelada.

A concentração dos AOV's apresentada pelo sistema foi desfavorável para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos. Os AOV's são a fonte de alimento dos microrganismos metanogênicos. Considerando que a taxa de crescimento entre os microrganismos é diferente, que os formadores de ácido se formam muito mais rápido que os microrganismos formadores de metano, pela Figura 4.14 verifica-se um desbalanceamento no sistema, um excesso de AOV's onde a concentração ideal para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos é entre 2000 e 4000 mg L<sup>-1</sup> (Stafford *et al.*, 1980; McCarty e Pittmann, 2001).

Embora a concentração dos AOV's não fosse ideal, uma análise comparativa entre o gráfico da DQO e o dos AOV's pode-se notar uma similaridade entre o seu comportamento (Figura 4.15). Como as análises de AOV's não foram realizadas desde o início do experimento, podem-se analisar os dados a partir do 36º dia, onde se verificou uma leve diminuição entre o 36º e o 43º dia, que permaneceu praticamente constante no decorrer das análises, com aumento no final, sendo que os AOV's tiveram uma análise a mais realizada no 71º dia.



**Figura 4.15** – DQO versus AOV's na 4ª batelada.

#### 4.4.5 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA

A temperatura do sistema se manteve a 40°C, conforme programada (Figura 3.23), não apresentando quedas bruscas conforme verificado nos ensaios anteriores.

#### 4.4.6 MONITORAMENTO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

Durante a 4ª batelada as análises de OD foram apresentadas com índice ND – Não Detectado.

#### 4.4.7 PRODUÇÃO DE GÁS

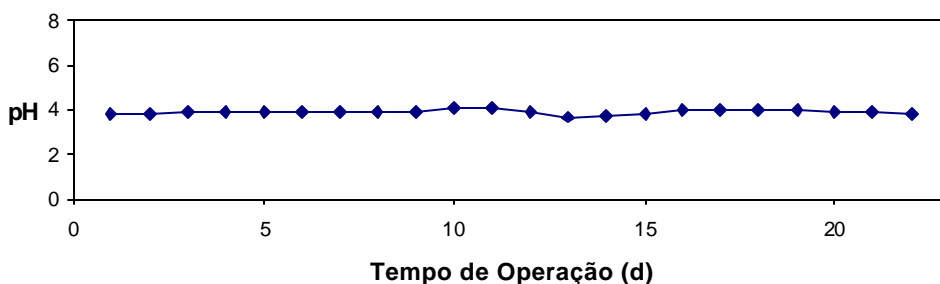
Nesta batelada não houve geração de gás, devido ao pH abaixo da faixa ideal. A concentração de AOV's foi muito alta, causando desbalanceamento dos microrganismos e a alta concentração de cálcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ) no sistema. Estes fatores influenciaram na inibição da metanogênese no sistema, não ocorrendo produção de gás. Outro fator que também influenciou na inibição da metanogênese foi a quantidade de água utilizada no sistema. Como foi utilizado apenas resíduo orgânico ao invés da mistura de orgânico e inorgânico, o espaço ocupado somente pelo resíduo orgânico é menor que o espaço ocupado pela mistura de orgânico com inorgânico, visto que o resíduo inorgânico era composto de papel, plástico, Tetra Pak, garrafas PET, latas, tecidos e isopor. Por isso neste experimento a quantidade de

água foi maior que nos ensaios anteriores. Pelo cálculo do Teor de Sólidos Totais (ST), o sistema apresentou uma concentração de  $10 \text{ g L}^{-1}$  de ST, o equivalente a 1% de matéria orgânica e 99% de água. Conforme Krol *et al.* (1993), a umidade presente em um sistema deve ser ajustada a um ponto satisfatório (entre 20 e 40%), pois o teor de umidade influencia o desenvolvimento dos microrganismos no sistema e influi na taxa de geração de gás.

## 4.5 5º BATELADA

### 4.5.1 MONITORAMENTO DO PH

O pH do chorume apresentou valor inicial de 3,86 mantendo-se praticamente constante durante todo o experimento. O pH final do sistema foi igual a 3,85 (Figura 4.16).



**Figura 4.16** – Monitoramento do pH do chorume na 5ª batelada.

O pH ácido foi constante, indicando que o tamponamento com a solução de  $8 \text{ g L}^{-1}$  de  $\text{NaHCO}_3$  para o volume total do biorreator, não foi suficiente. Como o pH estava se mantendo ácido, não mostrando alteração, no 13º dia o pH estava em 3,70, então se adicionou mais bicarbonato ao sistema. Foram adicionados 80 g, e realizado o reciclo em seguida. Ao término do reciclo, o pH estava em 3,82. Como o pH permaneceu sem alteração nos dias subsequentes à adição de bicarbonato, decidiu-se por encerrar o experimento ao 22º dia. Pois conforme Da Costa (2003), se o pH não aumentasse nos próximos dias o experimento deveria ser encerrado, pois os microrganismos responsáveis pela produção de gás estariam mortos.

#### 4.5.2 MONITORAMENTO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO<sub>5</sub>)

O monitoramento da DBO<sub>5</sub> não apresentou valores que pudessem ser expressos em gráficos, pois a diluição adotada (1:10), foi insuficiente para manter os valores dentro da escala desejada a ser medida pelo leitor digital do sistema de DBO (máximo de 999). A Tabela 4.1 mostra os valores de DBO obtidos ao longo dos dias de incubação. Nas colunas onde consta “-” indica que o valor da DBO ultrapassou a escala e não pode ser medida.

**Tabela 4.1** – Valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) durante o período de incubação de 5 dias

Coleta	Data	DBO	DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )
1º	1	DBO <sub>1</sub>	2270
		DBO <sub>2</sub>	4640
		DBO <sub>3</sub>	6920
		DBO <sub>4</sub>	8970
		DBO <sub>5</sub>	-

Coleta	Data	DBO	DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )
3º	15	DBO <sub>1</sub>	2640
		DBO <sub>2</sub>	2620
		DBO <sub>3</sub>	9130
		DBO <sub>4</sub>	-
		DBO <sub>5</sub>	-

Coleta	Data	DBO	DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )
2º	8	DBO <sub>1</sub>	2480
		DBO <sub>2</sub>	2700
		DBO <sub>3</sub>	2810
		DBO <sub>4</sub>	2700
		DBO <sub>5</sub>	2810

Coleta	Data	DBO	DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )
4º	20	DBO <sub>1</sub>	2730
		DBO <sub>2</sub>	3290
		DBO <sub>3</sub>	7190
		DBO <sub>4</sub>	-
		DBO <sub>5</sub>	-

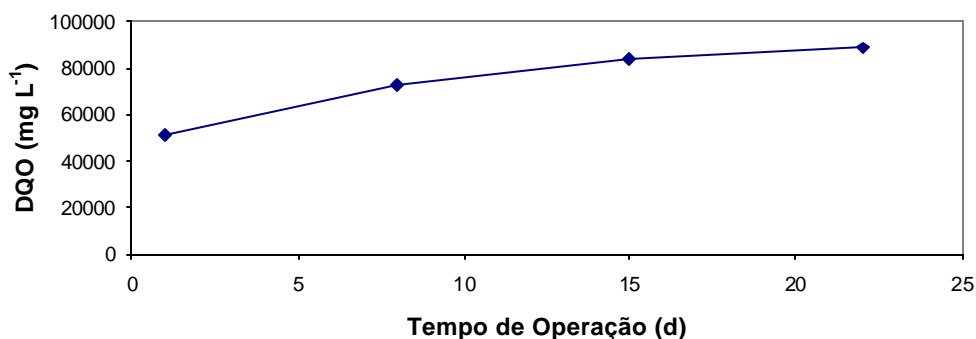
Os dados obtidos demonstraram que o valor da DBO<sub>5</sub> inicial (1º dia) ultrapassa os 9999 mg L<sup>-1</sup>. O mesmo se aplica a 3º e 4º coleta, em que a DBO ultrapassou o valor da escala já no 4º dia de incubação. Portanto, nestes dois últimos pontos, a DBO<sub>5</sub> pode ter ultrapassado a faixa dos 12000 mg L<sup>-1</sup>. Contudo, os dados da 2º coleta (8º dia) se mostraram praticamente inalterados. Isto ocorreu devido a um defeito na vedação do frasco, pois a medição feita pelo leitor digital é de acordo com a depressão interna do frasco.

#### 4.5.3 MONITORAMENTO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A DQO inicial do sistema foi de 51000 mg L<sup>-1</sup> (Figura 4.17), aumentando gradativamente até a última análise, realizada no 22º dia, com valor de 89000 mg L<sup>-1</sup>. Os altos

valores de DQO se devem a alta carga de matéria orgânica inicial, utilizada no biorreator (111,15 kg).

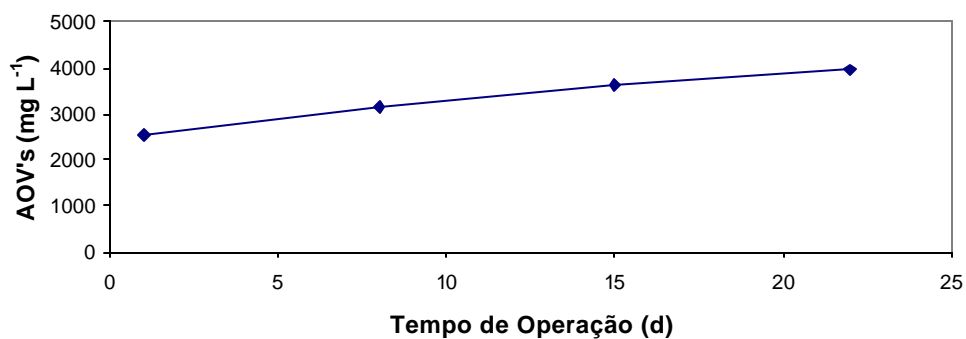
O comportamento da DQO foi similar ao da 4ª batelada, revelando que o meio não foi propício para o desenvolvimento dos microrganismos, não havendo degradação da matéria orgânica no sistema.



**Figura 4.17** – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 5ª batelada.

#### 4.5.4 MONITORAMENTO DOS ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS (AOV'S)

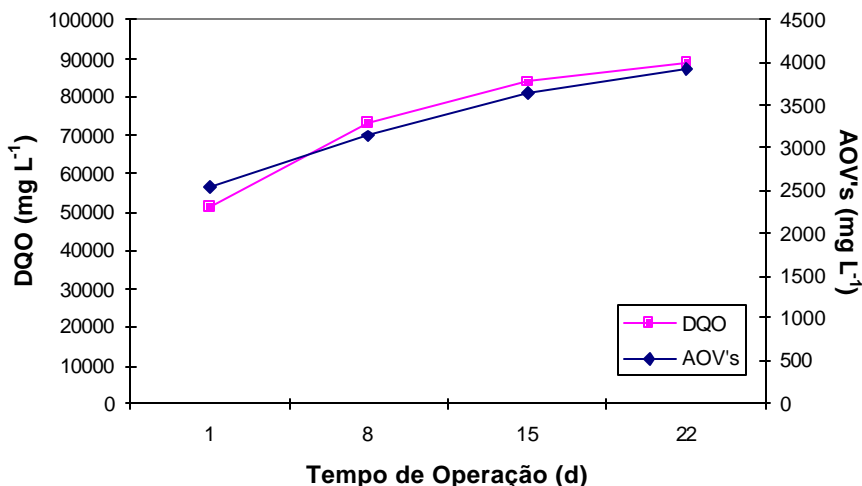
O valor inicial dos AOV's foi igual a 2540 mg L<sup>-1</sup> aumentando gradativamente durante o experimento até chegar ao valor final de 3900 mg L<sup>-1</sup> (Figura 4.18).



**Figura 4.18** – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 5ª batelada.

Apesar da concentração dos AOV's encontrar-se na faixa ideal, entre 2000 e 4000 mg L<sup>-1</sup> conforme Stafford *et al.* (1980) e McCarty e Pittmann (2001), o pH muito ácido do sistema não foi propício para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos, com isso os microrganismos predominantes foram os acidogênicos.

O comportamento apresentado pelos AOV's foi similar ao comportamento da DQO, ambos apresentaram aumento gradativo durante o período que foram analisados (Figura 4.19).



**Figura 4.19** – DQO versus AOV's na 5ª batelada.

Este comportamento também foi observado na 4ª batelada, mas não havia comparação com todos os pontos analisados como na 5ª batelada.

#### 4.5.5 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA

A temperatura foi programada para 60°C. A temperatura inicial do experimento foi de 52°C, atingindo 60°C somente no 2º dia de operação, se mantendo constante durante toda 5ª batelada. Não ocorreu diminuições bruscas ou problemas na sua manutenção.

#### 4.5.6 MONITORAMENTO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

A análise inicial de OD apresentou valor 0,0 mg L<sup>-1</sup> e continuou constante durante toda operação da 5ª batelada.

#### 4.5.7 PRODUÇÃO DE GÁS

Não ocorreu produção de gás na 5ª batelada. Considerando o pH ácido do sistema, não havia condições de desenvolvimento de microrganismos metanogênicos no biorreator. De acordo com Monteggia (2003), em sistemas anaeróbios visando a geração de gás metano, se o pH inicial for abaixo de 6,5 e permanecer abaixo da faixa neutra nos primeiros dias de operação, os microrganismos metanogênicos não tem condições de sobrevivência, sendo necessário reiniciar o experimento. Faz-se necessário utilizar inóculo, rico em microrganismos metanogênicos, que fornecem ao meio a quantidade suficiente de microrganismos na partida do sistema, bem como é necessário tamponá-lo para evitar diminuições acentuadas no pH.

#### 4.6 6ª BATELADA

##### 4.6.1 MONITORAMENTO DO PH

O pH inicial do chorume apresentou valor inicial de 7,21 (Figura 4.20), apresentando pequenas variações durante a operação. Contudo, manteve a faixa ideal (6,6 – 7,6), conforme McCarty e Pittmann (2001), atingindo valor final de 7,58, o valor médio do pH foi de 7,46. O pH respondeu bem ao tamponamento com bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ), na concentração de  $3000 \text{ mg L}^{-1}$ , conforme Lepistö e Rintala (1997), apresentou comportamento similar do pH sem ocasionar diminuições bruscas durante a operação.

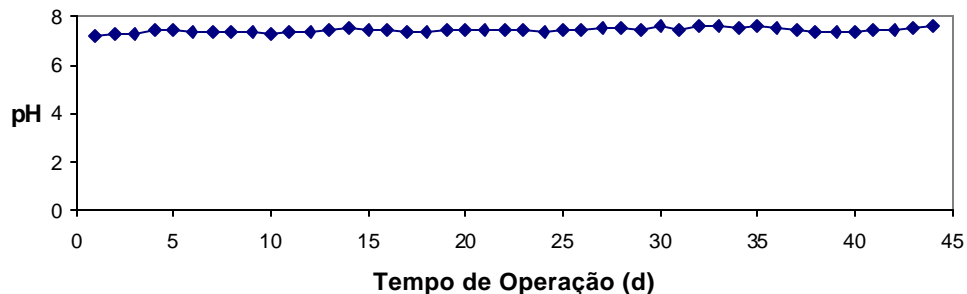


Figura 4.20 – Monitoramento do pH do chorume na 6ª batelada.

A concentração da solução de bicarbonato de sódio adotada foi avaliada em relação à concentração máxima do cátion sódio ( $\text{Na}^+$ ) tolerada pelo sistema, sem que ocorresse inibição dos microrganismos metanogênicos. O cátion sódio apresenta a mesma característica inibitória, com relação a concentração, que o cátion cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) já descrito no item 4.4.1. A concentração usada,  $3000 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NaHCO}_3$ , apresentou uma concentração de sódio igual a  $458 \text{ mg L}^{-1}$ , um pouco acima da concentração ideal, entre  $100 - 200 \text{ mg L}^{-1}$ , mas não apresentou grande influência no pH que se manteve estável.

#### 4.6.2 MONITORAMENTO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO ( $\text{DBO}_5$ )

Nos ensaios da  $\text{DBO}_5$  foram obtidos apenas 2 valores representativos (Figura 4.21). A análise realizada no 7º dia apresentou valor de  $425 \text{ mg L}^{-1}$ . Nas análises seguintes, os valores obtidos não foram satisfatórios, devido a quebra da rosca de encaixe do sensor no frasco de  $\text{DBO}$ . No entanto, ao 28º dia a análise realizada apresentou valor coerente de  $210 \text{ mg L}^{-1}$ .

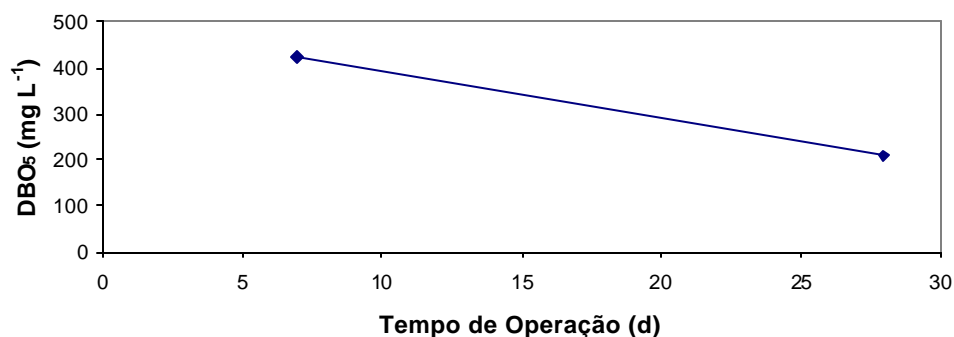
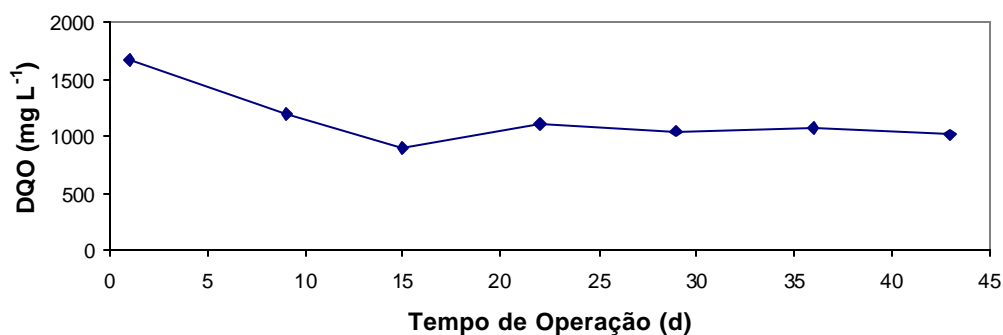


Figura 4.21 – Monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$ ) na 6ª batelada.

#### 4.6.3 MONITORAMENTO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A DQO inicial do sistema foi de  $1667 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 4.22), apresentando diminuição nos resultados seguintes atingindo, no 15º dia, o valor de  $900 \text{ mg L}^{-1}$ . No 22º dia, foi observado leve aumento para  $1117 \text{ mg L}^{-1}$ . A DQO manteve-se praticamente constante nas análises seguintes até a última análise realizada no 43º dia, onde o valor final foi de  $1014 \text{ mg L}^{-1}$ .



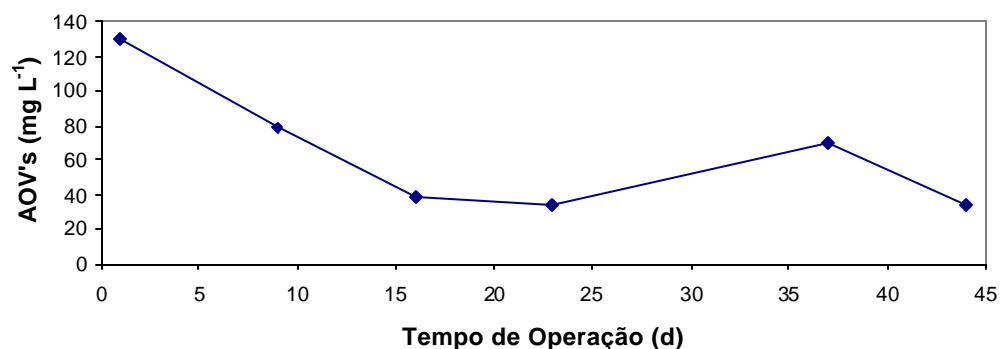


**Figura 4.22** – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 6ª batelada.

Como a carga orgânica inicial utilizada foi menor do que das bateladas anteriores, foi esperada uma DQO menor da obtida na 4ª e 5ª batelada. O sistema apresentou uma demanda química de oxigênio removida ( $DQO_{REMOVIDA} = DQO_{INICIAL} - DQO_{FINAL}$ ) de  $653 \text{ mg L}^{-1}$ , com eficiência de 39,2%.

#### 4.6.4 MONITORAMENTO DOS ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS (AOV'S)

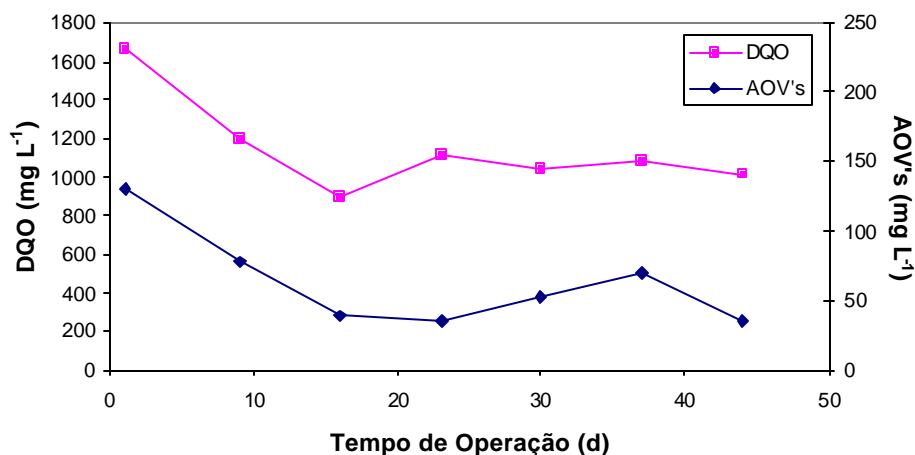
O monitoramento da concentração de AOV's é apresentado na Figura 4.23, onde a concentração inicial foi de  $130 \text{ mg L}^{-1}$ , e, ao final da operação, diminuiu para o valor final de  $35 \text{ mg L}^{-1}$ .



**Figura 4.23** – Monitoramento da concentração de ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 6ª batelada.

A diminuição nos valores dos AOV's, DQO e DBO<sub>5</sub> indica que os microrganismos presentes no meio biológico desenvolveram-se bem, e que ocorreu degradação da matéria orgânica. Estudos similares, que utilizaram biorreatores em batelada como o *SBR* ou *SEBAC?*, para tratamento de RSU (O'Keefe *et al.*, 1993; Chugh *et al.*, 1996 e 1999, Chugh<sup>(A)</sup> *et al.*, 1998; Helmreich *et al.*, 2000 e Warith, 2002), monitoraram o comportamento da degradação da matéria orgânica através dos AOV's, DQO e DBO. Os resultados apresentados revelaram uma diminuição nestes parâmetros, produzindo gás (biogás).

Comparando o comportamento da concentração da DQO e dos AOV's (Figura 4.24), verificou-se que apresentaram diminuição similar no início, do 1º ao 16º dia de operação, mantendo-se praticamente constante após o 22º dia, com exceção do valor dos AOV's que foi desconsiderado no 30º dia. Este comportamento entre a DQO e AOV's também foi verificado na 4ª e na 5ª batelada, que apesar do aumento nas concentrações, seguiram a mesma tendência de aumento.



**Figura 4.24** – DQO versus AOV's na 6ª batelada.

#### 4.6.5 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA

A temperatura do sistema manteve-se constante em 38°C (faixa mesofílica), conforme ajuste inicial, não apresentando oscilações. Retornou-se a este patamar de temperatura, dado

os resultados obtidos por Chugh *et al.* (1996), Chugh<sup>(A)</sup> *et al.* (1998) e por estar usando inóculo armazenado em reator mesofílico.

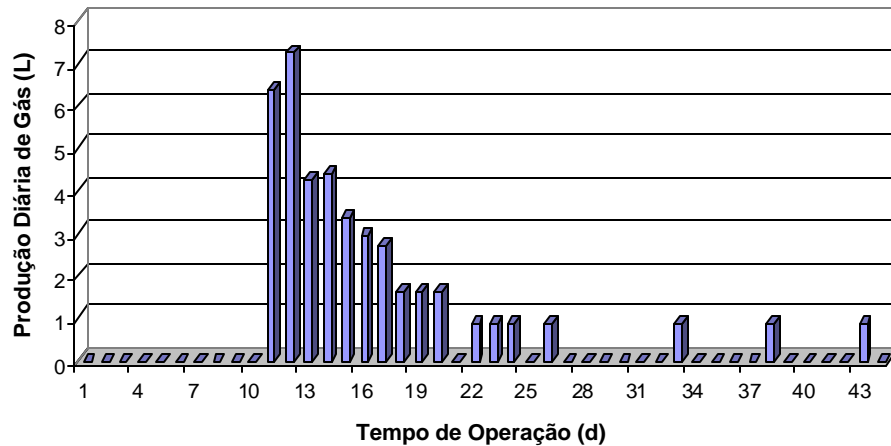
#### **4.6.6 MONITORAMENTO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)**

A análise inicial de OD apresentou valor  $0,0 \text{ mg L}^{-1}$  e continuou constante durante toda operação da 6ª batelada.

#### **4.6.7 PRODUÇÃO DE GÁS**

Com um pH médio de 7,46, o sistema apresentou-se em condições favoráveis para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos conforme relatado por Stafford *et al.* (1980), Schumacher (1983), Nogueira (1986), McCarty e Mosey (1991), Lima (1995), Chugh *et al.* (1996 e 1999), Bidone e Polvinelli (1999), McCarty e Pittmann (2001), Tchobanoglous *et al.* (2003). As pesquisas enfatizaram que o desenvolvimento de atividades metanogênicas só é possível com pH entre 6,5 – 7,8 e em condições anaeróbias na ausência de oxigênio. Stafford *et al.* (1980) cita que a presença de OD a  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  inibe completamente o crescimento da bactéria produtora de metano. A condição anaeróbia foi comprovada na 6ª batelada pelo monitoramento do OD durante a operação, o qual manteve-se em  $0,0 \text{ mg L}^{-1}$  (Item 4.6.6).

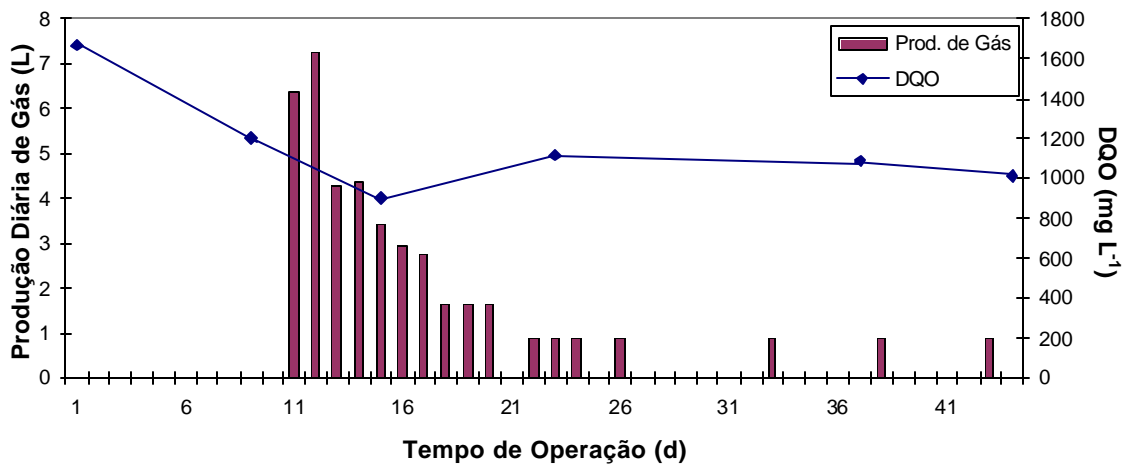
Chugh *et al.* (1996 e 1999) e Chugh<sup>(A)</sup> *et al.* (1998) apresentaram, em seus estudos com biorreatores, a obtenção de gás de aterro a partir da degradação da matéria orgânica presente no RSU já nos primeiros dias de operação. Durante o estudo foi obtida geração de gás a partir do 11º dia de operação até o 43º dia. O volume total de gás, gerado durante a operação do biorreator na 6ª batelada, foi de 42 L. O pico da geração de gás foi no 12º dia, com um volume de 7 L de gás (Figura 4.25) e a partir do 15º dia a produção do gás começou a diminuir. Entre o 22º e o 44º dia de operação, o gás gerado no sistema não atingiu a pressão necessária para que ocorressem escapes no medidor, o volume foi calculado através da pressão indicada no medidor.



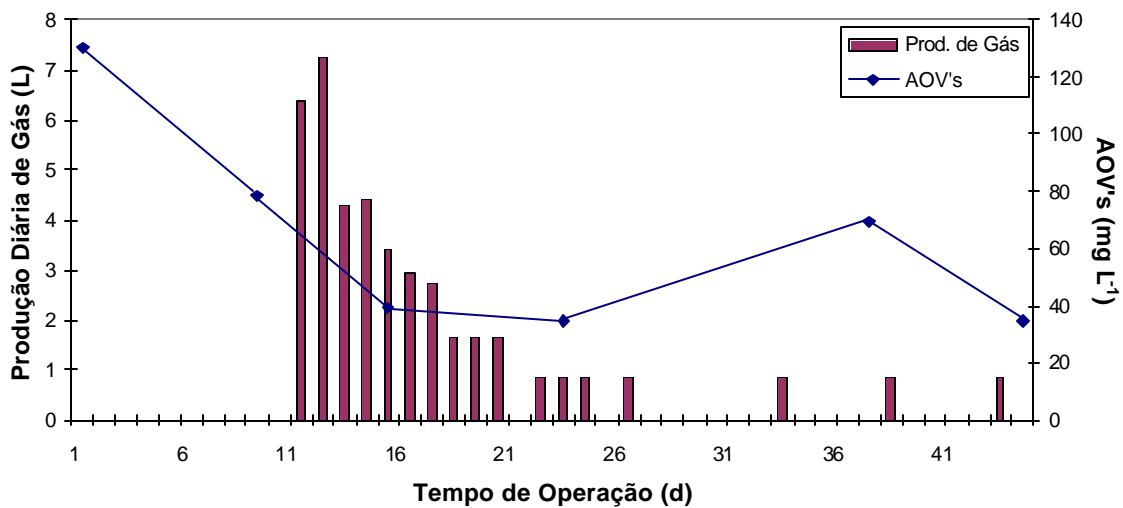
**Figura 4.25** – Produção diária de gás na 6ª batelada.

A geração de gás obtida na 6ª batelada foi menor quando comparada com a obtida em outros estudos (Chugh *et al.*, 1996 e 1999). Isto se deve provavelmente as condições adotadas para a partida da batelada. A carga orgânica utilizada, 10 kg, constituídos de frutas, verduras e legumes, foi menor do que a utilizada por Chugh *et al.* (1996 e 1999), de 62 kg de resíduos orgânicos (70%) e inorgânicos misturados. Nesta batelada, foi utilizada uma pequena fração orgânica (10 kg) e uma grande quantidade de inóculo para poder compensar a diferença de desenvolvimento entre os microrganismos formadores de ácido (acidogênicos) e os formadores de metano (metanogênicos).

Tanto os valores de DQO como dos AOV's apresentaram diminuição durante os primeiros 15 dias de operação, mostrando o aumento na produção de gás no mesmo período. À medida que a produção de gás foi diminuindo, a concentração de DQO se estabilizou. O mesmo aconteceu com os AOV's, fonte de alimento dos microrganismos formadores de metano, que com concentração muito baixa ( $35 \text{ mg L}^{-1}$ ) no 10º dia de operação, não supriu as necessidades dos microrganismos metanogênicos, com isso a produção de gás extinguiu-se (Figura 4.26 e 4.27).



**Figura 4.26** – DQO versus produção diária de gás durante a 6ª batelada.



**Figura 4.27** – AOV's versus produção diária de gás na 6ª batelada.

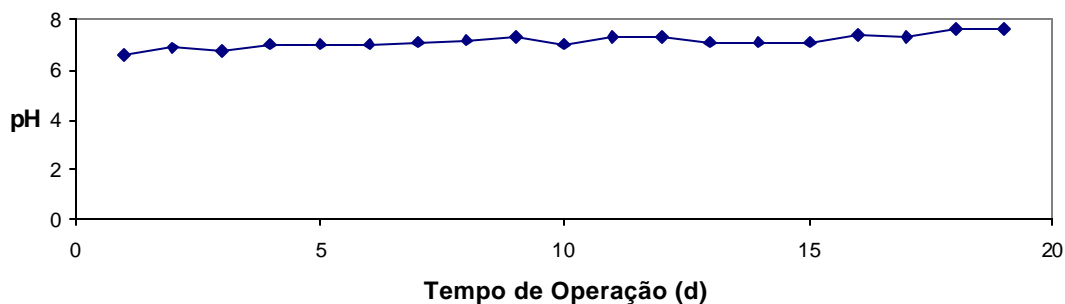
O uso de inóculo foi de grande importância na 6ª batelada, fornecendo os microrganismos necessários para a degradação da matéria orgânica, fenômeno este observado pela diminuição da DQO, e conversão dos AOV's em biogás (Figuras 4.26 e 4.27). Comparado com as cinco bateladas anteriores, o uso de inóculo foi o grande diferencial para obtenção das condições satisfatórias para a produção de gás na 6ª batelada. Foi constatado que

a maior produção de gás e a maior diminuição da DQO e dos AOV's ocorreram nos primeiros 20 dias de operação (Figura 4.26 e 4.27), portanto os próximos ensaios foram realizados dentro de um período de 20 dias. As condições de temperatura (38°C), tamponamento com bicarbonato de sódio (3000 mg L<sup>-1</sup>) e o volume de inóculo (95 L) foram mantidos para os próximos ensaios devido as condições satisfatória obtidas na 6º batelada. As análises químicas foram realizadas diariamente e não mais semanalmente como na 5º e 6º bateladas.

## 4.7 7º BATELADA

### 4.7.1 MONITORAMENTO DO pH

O pH inicial do chorume apresentou valor inicial de 6,60 (Figura 4.28), seguido de pequenos aumentos até atingir o valor de 7,35 no 12º dia. Ao final do experimento o pH foi de 7,60.

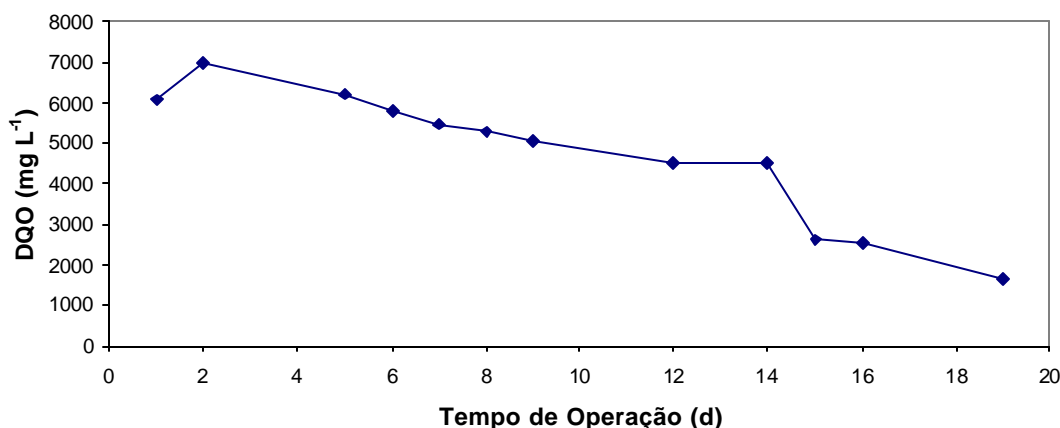


**Figura 4.28** – Monitoramento do pH do chorume na 7º batelada.

O sistema respondeu bem ao tamponamento com bicarbonato de sódio (NaHCO<sub>3</sub>), na concentração de 3000 mg L<sup>-1</sup>. Mesmo com o aumento da carga orgânica (20 kg) o pH manteve-se na faixa neutra, propiciando condições para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos.

#### 4.7.2 MONITORAMENTO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A DQO inicial do sistema foi de 6083 mg L<sup>-1</sup> (Figura 4.29), apresentando aumento para 6983 mg L<sup>-1</sup> no 2º dia.

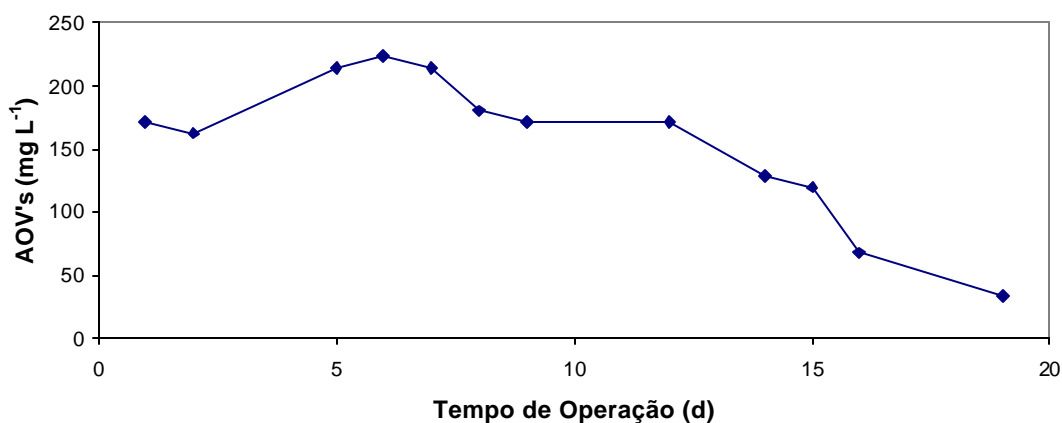


**Figura 4.29** – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 7ª batelada.

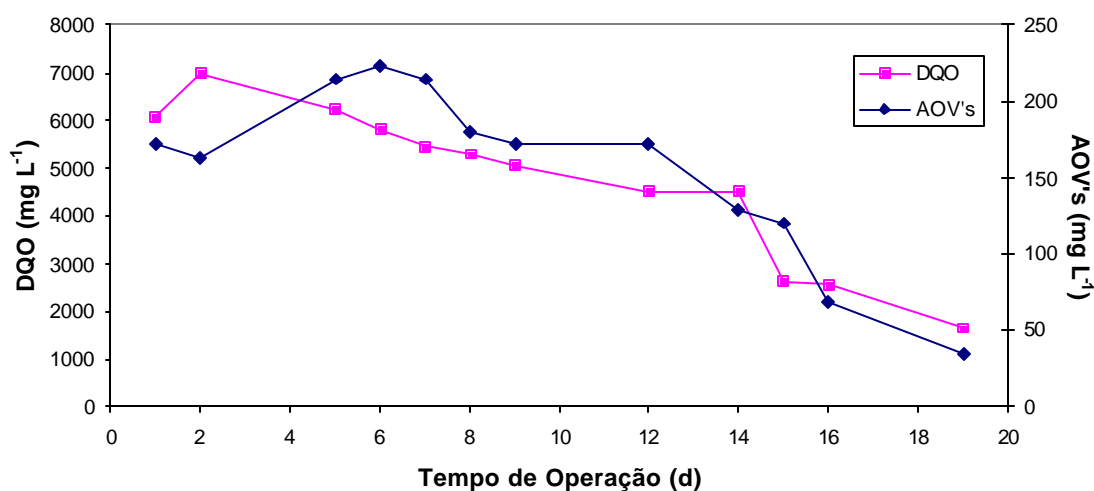
No decorrer da operação, a DQO apresentou uma diminuição contínua na sua concentração chegando ao valor final de 1633 mg L<sup>-1</sup>. O sistema apresentou uma DQO<sub>R</sub> de 4450 mg L<sup>-1</sup>, com eficiência de 73%.

#### 4.7.3 MONITORAMENTO DOS ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS (AOV'S)

A concentração inicial de AOV's foi de 171 mg L<sup>-1</sup>, aumentando nos dias seguintes até o valor de 223 mg L<sup>-1</sup> no 6º dia (Figura 4.30). A partir do 7º dia, a concentração diminuiu chegando ao valor final de 34 mg L<sup>-1</sup>. A diminuição na concentração de AOV's e DQO, observada na 6ª batelada, também ocorreu na 7ª batelada (Figura 4.31), comportamento este similar ao observado na Figura 4.24. Essa diminuição indica que ocorreu degradação da matéria orgânica.



**Figura 4.30** – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 7ª batelada.



**Figura 4.31** – DQO versus AOV's na 7ª batelada.

O aumento ocorrido nas concentrações dos AOV's e da DQO (Figura 4.31), nos primeiros dias de operação, se deve provavelmente à solubilização da matéria orgânica insolúvel em compostos monoméricos solúveis que por sua vez foram convertidos a ácidos orgânicos voláteis (Figura 2.5). Este comportamento não foi observado na 6ª batelada, pois as análises de AOV's e DQO foram feitas semanalmente e não diariamente como realizadas nesta batelada.

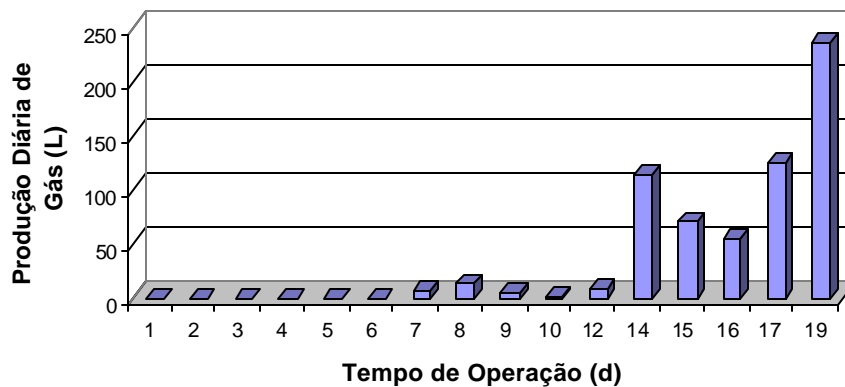


#### 4.7.4 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA

A temperatura do sistema manteve-se constante em 38°C (faixa mesofílica), conforme ajuste inicial, não apresentando oscilações.

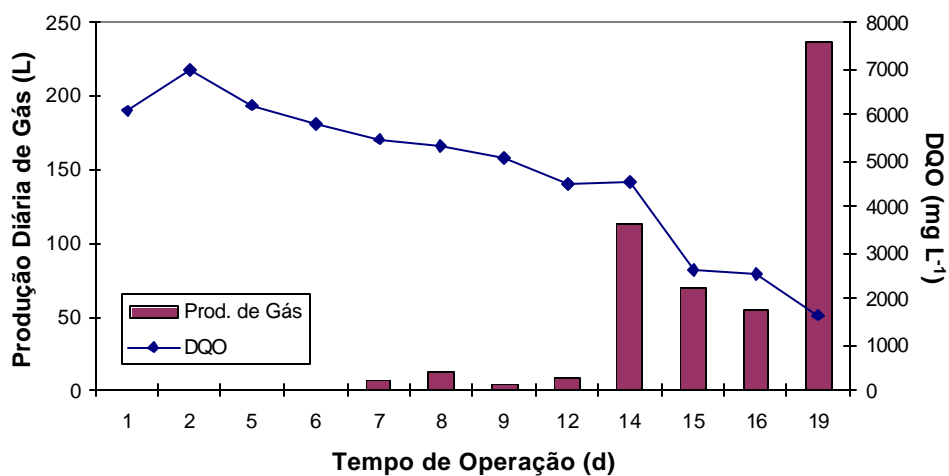
#### 4.7.5 PRODUÇÃO DE GÁS

O sistema operou durante 19 dias obtendo uma produção de gás total igual a 635 L de gás (Figura 4.32).

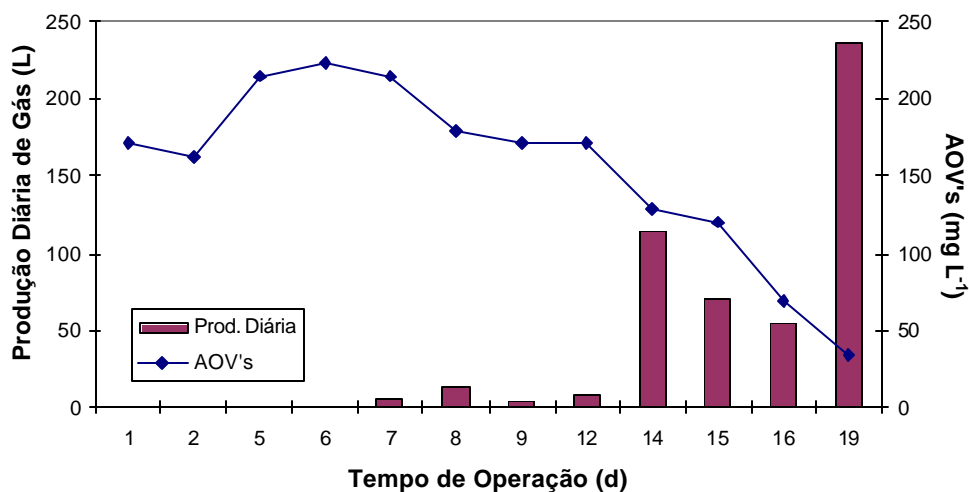


**Figura 4.32** – Produção diária de gás na 7ª batelada.

A produção de gás teve início no 7º dia, ocorrendo uma diminuição nos dias seguintes, devido a um vazamento ocorrido no medidor de gás. Este vazamento foi constatado e concertado no 10º dia. Ao final do experimento se verificou que a geração de gás ainda estava aumentando e que a produção máxima de gás não havia sido atingida. O experimento foi terminado no 19º dia de operação, pois foi estipulado anteriormente que os ensaios não teriam mais que 20 dias de duração.



**Figura 4.33** – DQO versus produção diária de gás durante a 7ª batelada.



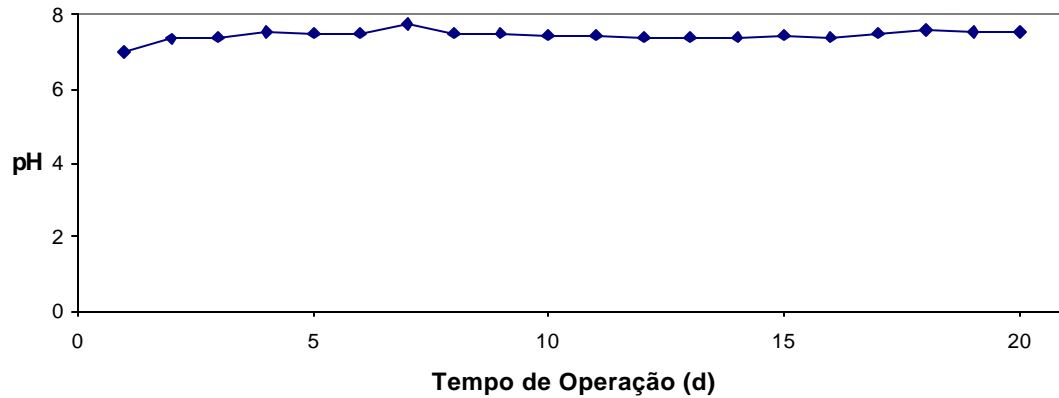
**Figura 4.34** – AOV's versus produção diária de gás durante a 7ª batelada.

Conforme as Figuras 4.33 e 4.34, a diminuição na concentração dos AOV's e da DQO acompanharam o aumento da produção de gás, indicando que a matéria orgânica foi solubilizada e transformada em AOV's pelos microrganismos formadores de ácido e, então, os AOV's foram consumidos pelos microrganismos metanogênicos produzindo o biogás.

## 4.8 8º BATELADA

### 4.8.1 MONITORAMENTO DO PH

O pH inicial do chorume apresentou valor inicial de 6,99 (Figura 4.35), aumentado para 7,37 no 2º dia. O pH médio do sistema foi de 7,46.

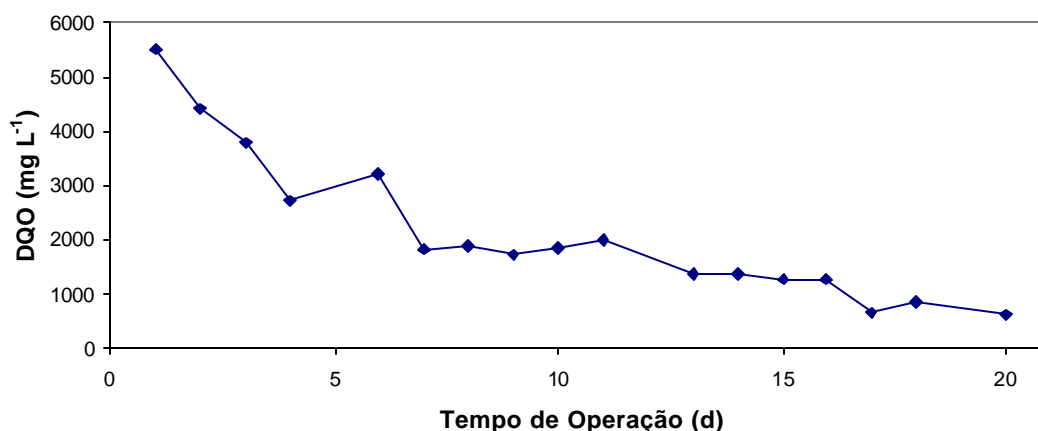


**Figura 4.35** – Monitoramento do pH do chorume na 8º batelada.

Durante a operação do sistema o pH se manteve praticamente constante, respondendo bem ao tamponamento com bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ), na concentração de  $3000 \text{ mg L}^{-1}$ . Mesmo com o aumento da carga orgânica para 30 kg, o pH se manteve na faixa neutra propiciando condições para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos.

### 4.8.2 MONITORAMENTO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A DQO inicial do sistema foi de  $5533 \text{ mg L}^{-1}$ , diminuindo gradativamente até atingir o valor final de  $633 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 4.36).

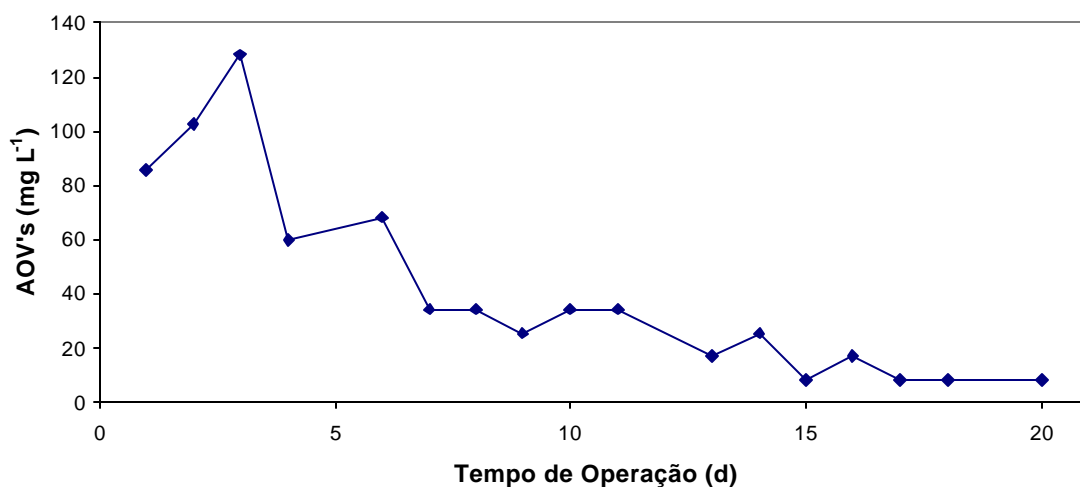


**Figura 4.36** – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 8ª batelada.

O sistema apresentou uma  $DQO_R$  de  $4900 \text{ mg L}^{-1}$ , com uma eficiência de 89%. Nesta batelada, a DQO não apresentou um aumento nos primeiros dias de operação, como o observado na 7ª batelada (Figura 4.29), provavelmente devido a uma maior atividade microbológica do lodo anaeróbio.

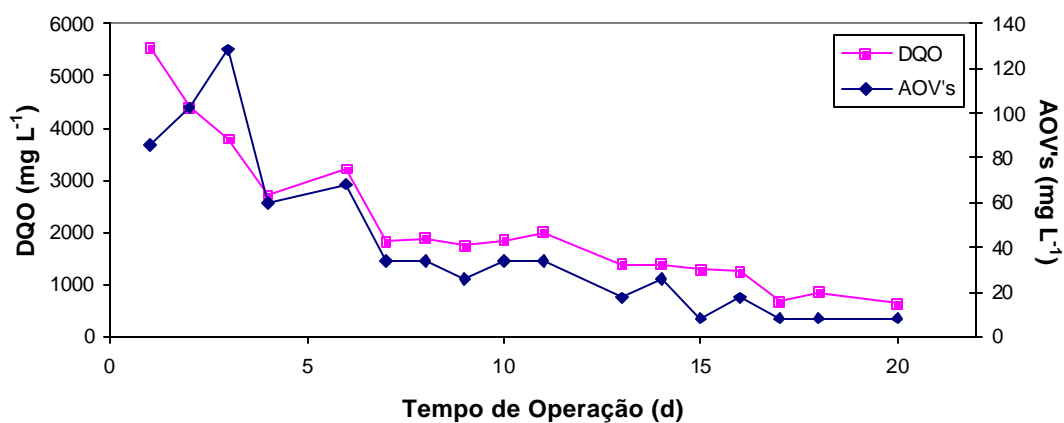
#### 4.8.3 MONITORAMENTO DOS ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS (AOV'S)

A concentração inicial dos AOV's foi de  $86 \text{ mg L}^{-1}$ , aumentando nos dias seguintes até o valor de  $129 \text{ mg L}^{-1}$  no 3º dia. Esse comportamento foi coerente, pois indica que a matéria orgânica depois de solubilizada foi transformada em AOV's. A partir do 4º dia de operação a concentração dos AOV's apresentou diminuição contínua até atingir o valor final de  $9 \text{ mg L}^{-1}$  no 20º dia (Figura 4.37).



**Figura 4.37** – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 8ª batelada.

A Figura 4.38 apresenta o comportamento da DQO e dos AOV's durante a operação da 8ª batelada. Observando a Figura 4.38 foi possível verificar o comportamento similar entre a DQO e os AOV's. Esse comportamento já havia sido observado nas bateladas anteriores (Figuras 4.15, 4.19, 4.24 e 4.31) onde a matéria orgânica foi primeiramente solubilizada e posteriormente convertida a AOV's.



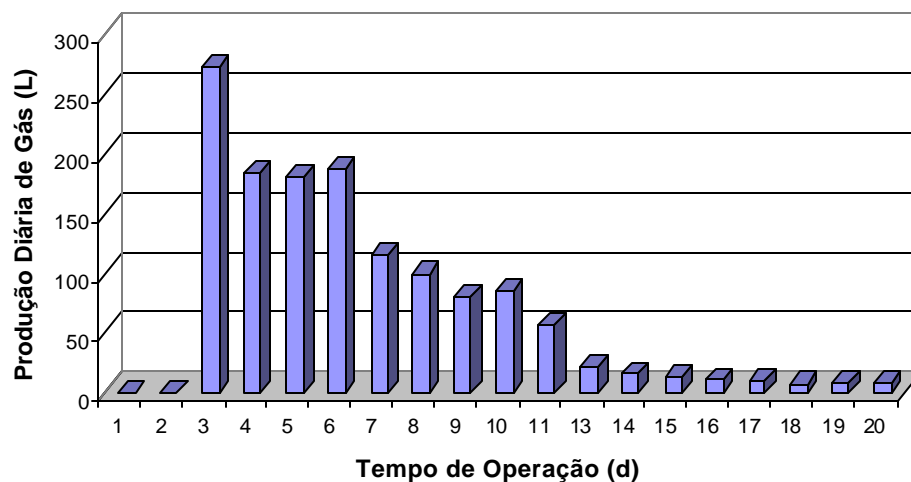
**Figura 4.38** – DQO versus AOV's na 8ª batelada.

#### 4.8.4 MONITORAMENTO DA TEMPERATURA

A temperatura do sistema manteve-se constante em 38°C (faixa mesofílica), conforme ajuste inicial, não apresentando oscilações.

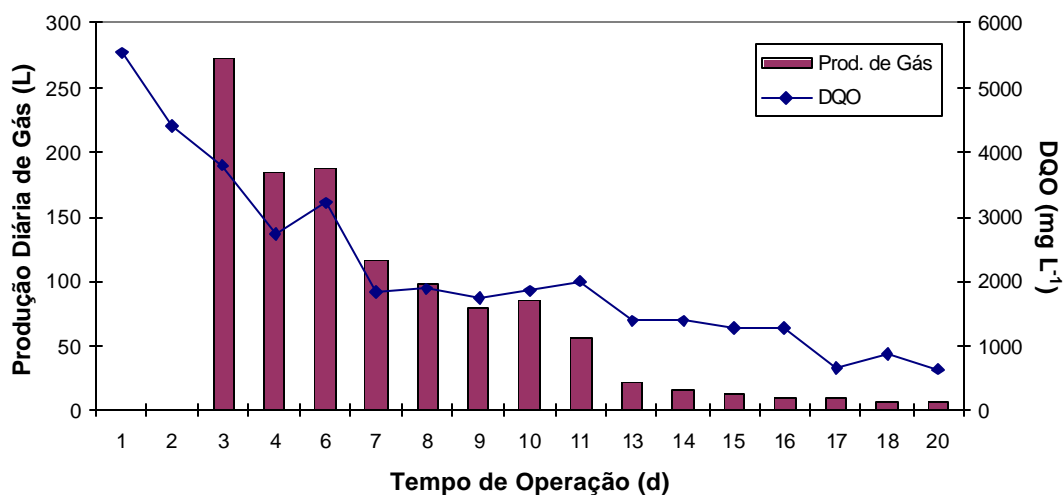
#### 4.8.5 PRODUÇÃO DE GÁS

O sistema operou por 20 dias obtendo uma produção de gás total de 1352 L de gás (Figura 4.39).

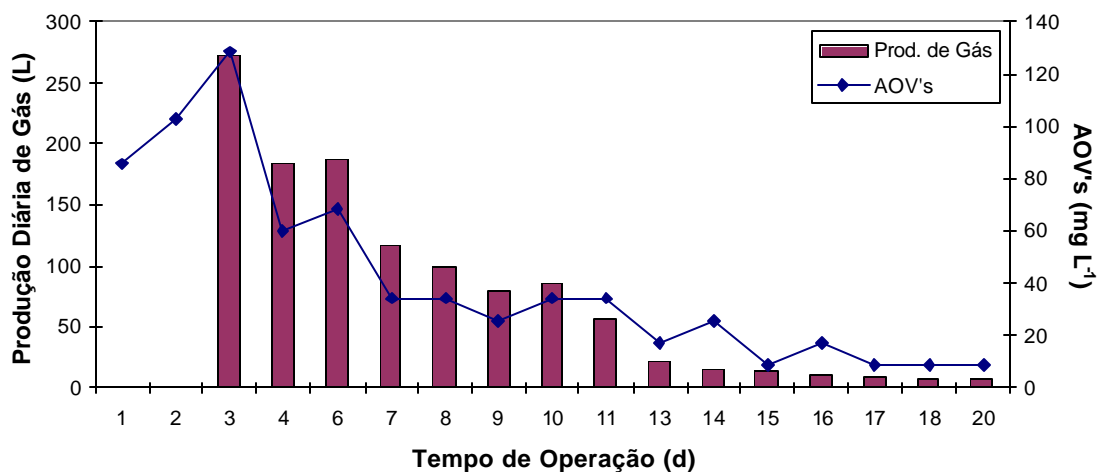


**Figura 4.39** – Produção diária de gás durante a 8ª batelada.

A produção inicial de gás foi de 266 L, diminuindo nos dias seguintes até chegar ao valor de 7 L no 20º dia. A Figura 4.40 mostra o comportamento da variação da DQO em relação a produção de gás. Foi verificado que a diminuição da DQO ocasionou a diminuição da produção de gás.



**Figura 4.40** – DQO versus produção de gás durante a 8ª batelada.



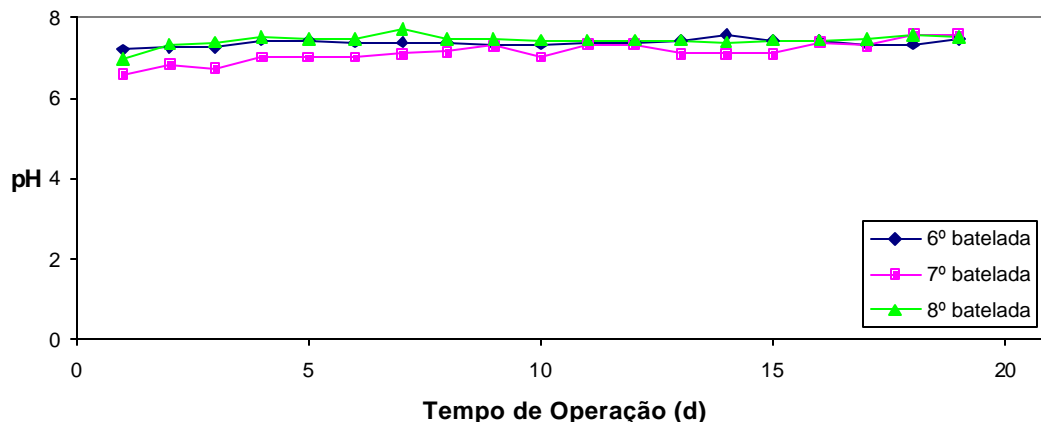
**Figura 4.41** – AOV's versus produção de gás durante a 8ª batelada.

A diminuição na concentração dos AOV's acompanhou a diminuição da produção de gás, conforme observado na Figura 4.41. A medida que a DQO e os AOV's foram se estabilizando, a produção de gás foi se extinguindo e a tendência foi de que a produção de gás se extinguiria após o 20º dia.

#### 4.9 ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE A 6º, 7º E 8º BATELADAS

A 6º, 7º e 8º bateladas foram realizadas mantendo constante a concentração do reagente de tamponamento, bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) a  $3000 \text{ mg L}^{-1}$ , a temperatura do sistema em  $38^\circ\text{C}$ , a taxa de reciclo do chorume em  $2 \text{ L min}^{-1}$ , o tipo e forma de acondicionamento do resíduo, volume de inóculo e variando, apenas, a carga orgânica (6º batelada com 10 kg, 7º com 20 kg e 8º com 30 kg). Foi necessário acompanhar os parâmetros de pH, DQO, AOV's e produção de gás entre estes ensaios para avaliar a condição que melhor se adaptou para a partida do biorreator. Como a 6º batelada teve tempo de operação de 44 dias, a 7º de 19 dias e a 8º de 20 dias, os dados de cada batelada foram analisados dentro de um período de 19 dias.

Comparando o comportamento do pH, verificou-se que o tamponamento foi eficiente nas três bateladas mantendo o pH na faixa neutra (Figura 4.42), propiciando condições para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos e com isso a geração de biogás.

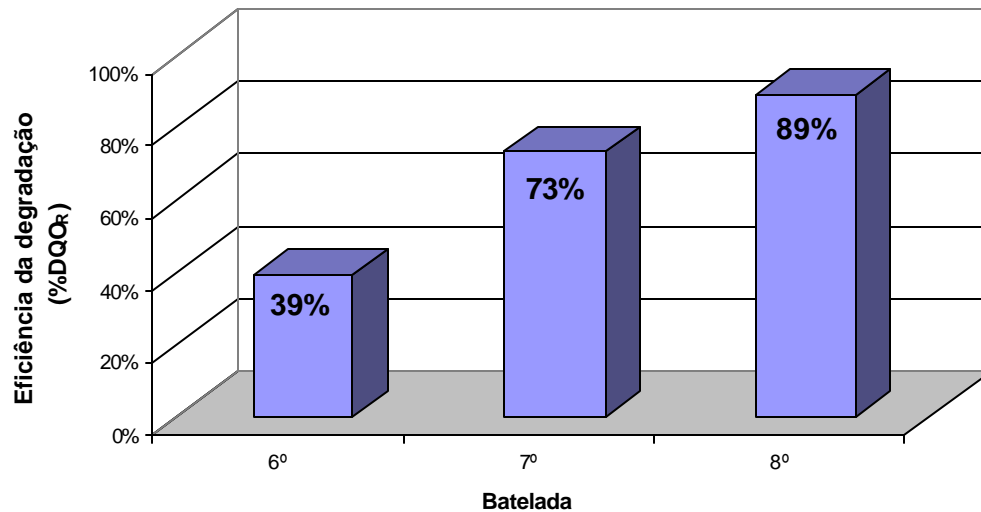


**Figura 4.42** – Monitoramento do pH do chorume na 6º, 7º e 8º bateladas.

Analisando o comportamento da DQO durante a realização dos ensaios foi possível verificar o desempenho de cada uma das bateladas. Através da demanda química de oxigênio removida ( $\text{DQO}_R$ ), que mede a eficiência quanto ao consumo da matéria orgânica de um determinado sistema, a 8º batelada foi a que apresentou melhor eficiência com uma remoção

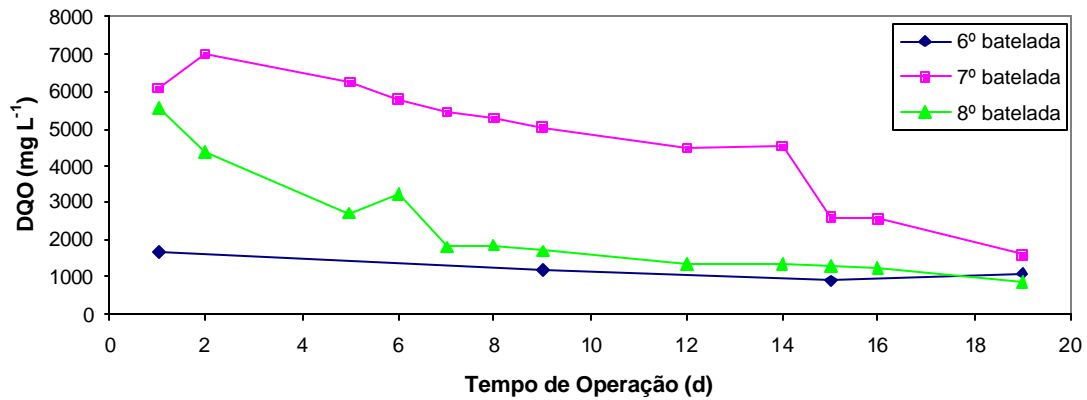


de 89% (Figura 4.43). Durante o período de operação da 8ª batelada, a diminuição na DQO foi maior do que na 6ª e 7ª bateladas (Figura 4.44).



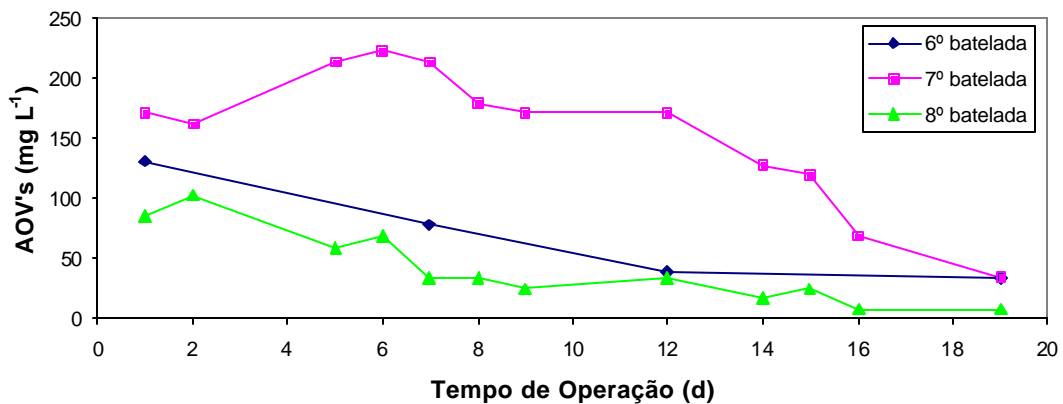
**Figura 4.43** – Eficiência da degradação.

Conforme a Figura 4.44, se verificou uma diminuição mais abrupta na DQO da 8ª batelada. Mesmo com uma carga orgânica maior (30 kg), a  $DQO_{INICIAL}$  foi menor na 8ª batelada do que na 7ª (20 kg). Essa diferença se deve provavelmente a atividade microbiológica do lodo anaeróbio usado como inóculo. O lodo usado foi fornecido pela mesma empresa, mas em épocas diferentes, isso pode implicar que a atividade microbiológica provavelmente não foi a mesma. Os microrganismos presentes no lodo utilizado na 8ª batelada podem ter apresentado maior atividade o que explicaria o valor de  $DQO_{INICIAL}$  menor e diminuição mais acentuada da DQO.



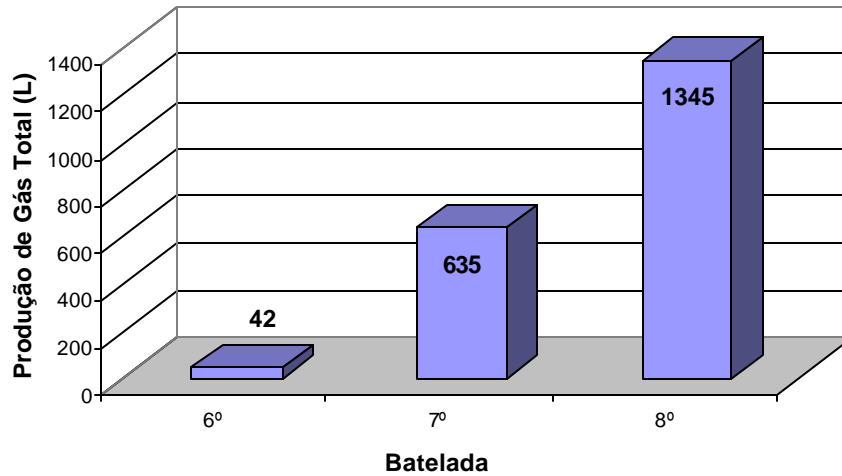
**Figura 4.44** – Monitoramento da demanda química de oxigênio (DQO) na 6ª, 7ª e 8ª bateladas.

Analisando a variação dos AOV's na 6ª, 7ª e 8ª bateladas, o comportamento não foi o esperado. Na 6ª batelada, com carga orgânica de 10 kg, a concentração inicial de 131 mg L<sup>-1</sup> foi maior do que na da 8ª batelada (30 kg) de 86 mg L<sup>-1</sup>. No entanto, a 8ª batelada teve uma redução maior nos AOV's do que nas outras duas bateladas (Figura 4.45). Isto se deve, provavelmente, ao mesmo efeito discutido com relação à DQO, uma maior atividade microbológica no lodo anaeróbico. A concentração final dos AOV's na 8ª batelada foi de 9 mg L<sup>-1</sup>, abaixo das concentrações da 6ª e 7ª batelada, que foram de 35 e 34 mg L<sup>-1</sup>.



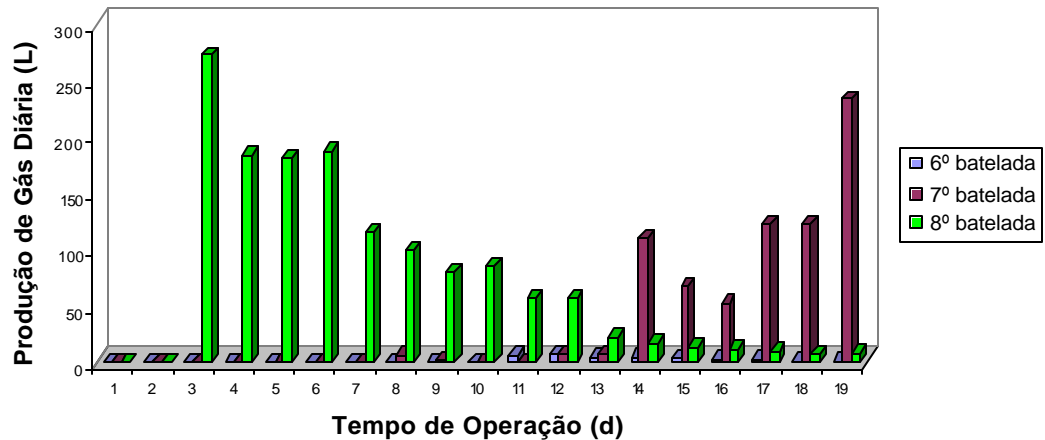
**Figura 4.45** – Monitoramento dos ácidos orgânicos voláteis (AOV's) na 6ª, 7ª e 8ª batelada s.

A Figura 4.46 apresenta a produção de gás total da 6ª, 7ª e 8ª bateladas.



**Figura 4.46** – Produção de gás total na 6ª, 7ª e 8ª bateladas.

A maior produção de gás foi obtida na 8ª batelada, que apresentou uma maior  $DQO_R$  e uma maior redução na concentração dos AOV's. A Figura 4.47 mostra a produção diária de gás nas três bateladas, onde se verificou que, durante 19 dias de operação, a 8ª batelada foi a mais eficiente.



**Figura 4.47** – Produção diária de gás na 6ª, 7ª e 8ª bateladas.

Analisando a 6º, 7º e 8º bateladas e comparando quanto ao comportamento da DQO, dos AOV's e da produção de gás obtida, a 8º batelada foi a que apresentou melhor eficiência, obteve uma mais rápida estabilização da matéria orgânica, uma maior redução na DQO e nos AOV's dentro do período de 19 dias. Comparando a DQO da 7º batelada com a 8º, se verificou que em 19 dias de operação somente após o 14º dia que a DQO apresentou uma diminuição considerável. Na 8º batelada, já nos primeiros dias de operação se verificou uma diminuição na DQO.

Como a carga orgânica utilizada na 8º batelada (30 kg) foi maior que na 7º batelada (20 kg) e maior do que na 6º batelada (10 kg), se esperava que os valores iniciais de DQO e AOV's fossem maior quanto maior a carga orgânica. Entretanto esse comportamento não foi observado. Com relação ao comportamento da variação da DQO da 8º batelada, se observou que a sua tendência de diminuição ficou abaixo das duas demais (Figura 4.44). Já o comportamento da variação dos AOV's na 8º batelada ficou entre as duas demais (Figura 4.45).

Deve ser considerado que o lodo anaeróbio utilizado como inóculo na 6º, 7º e 8º bateladas, não teve a mesma atividade microbiológica, pois foi coletado em épocas diferentes. Não foram medidos o teor de SSV (Sólidos Suspensos Voláteis) e o NMP (Número Mais Provável de microrganismos metanogênicos) presente no lodo. O NMP é o número que, com maior probabilidade que qualquer outro, fornece a estimativa do número de microrganismos em uma amostra (Sousa e Foresti, 1999). Sem esta avaliação não foi possível utilizar a mesma condição do lodo nas três bateladas, o que provavelmente influenciou nos valores de DQO e AOV's.

Portanto, é necessário desenvolver uma metodologia para esta tecnologia dos reatores anaeróbios, em que se possa medir a quantidade de microrganismos presente no inóculo para saber qual a quantidade a ser utilizada que melhor se adapta para a partida do reator, uma vez que a partida é a etapa mais crítica da operação.

## 5 CONCLUSÕES

Os resultados experimentais obtidos neste trabalho, juntamente com as discussões relativas a bibliografia consultada, permitem estabelecer as seguintes conclusões:

1. O sistema de reciclo com a bomba acoplada no interior do vaso coletor de chorume, apresentou boa eficiência no reciclo, minimizando o contato do chorume com o ar, facilitando o processo de reciclo e melhorando a eficiência do sistema. A taxa de reciclo de  $2 \text{ L min}^{-1}$ , operando durante 30 min, foi satisfatória na operação do sistema;
2. O aumento da área superficial do resíduo ajudou na aceleração da degradação da matéria orgânica. A forma de acondicionamento do resíduo em sacos plásticos de rafia foi utilizada com sucesso não ocorrendo entupimento das mangueiras nem prejudicando o funcionamento da bomba de reciclo;
3. Das três quantidades de resíduo orgânico avaliadas, 10, 20 e 30 kg, o ensaio com 30 kg (8ª batelada) apresentou os resultados mais satisfatórios. Obtendo, dentro do período de 20 dias de operação, uma  $\text{DQO}_R$  de 89% e uma produção total de gás igual a 1352 L;
4. O bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ), com concentração de  $3000 \text{ mg L}^{-1}$ , foi satisfatório como agente de tamponamento para as três quantidades de resíduo orgânico testadas (10, 20 e 30 kg). O pH nos três ensaios permaneceu na faixa neutra (6,5 – 7,8) durante todo o período de operação do biorreator.

## 6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Os resultados experimentais obtidos e as conclusões estabelecidas no trabalho sugerem, para continuidade da pesquisa, o desenvolvimento dos seguintes trabalhos:

1. Análise dos gases gerados no biorreator via cromatografia gasosa, para determinação dos teores de metano e dióxido de carbono;
2. Determinação via cromatografia gasosa dos teores das impurezas presentes no biogás como ácido sulfídrico ( $H_2S$ ), amônia ( $NH_3$ ), hidrocarbonetos e hidrocarbonetos halogenados;
3. Determinação da quantidade de microrganismos metanogênicos presente no lodo anaeróbio;
4. Determinação das concentrações e tipos de ácidos orgânicos voláteis (AOV's) presentes no processo de digestão anaeróbia;
5. Avaliação da possibilidade de aplicação do resíduo como adubo orgânico após sua degradação no biorreator;
6. Estudo da obtenção de biogás com diferentes frações de resíduo orgânico e inorgânico;
7. Estudo da determinação e classificação dos microrganismos metanogênicos no biorreator;
8. Utilização de um segundo biorreator para a realização dos ensaios em seqüência, onde o chorume gerado no primeiro biorreator, já estabilizado, será recirculado para degradar o resíduo fresco em um segundo biorreator, e o chorume gerado no segundo biorreator retornará para o primeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Aitchison, E.M. IEA Bioenergy agreement task XI: municipal solid waste conversion to energy end of task review. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 9, nº 343-349, 1995.
2. Akinbami, J.F.K., Ilori, M.O., Oyebisi, T.O., Akinwumi, I.O., Adeoti, O. Biogas energy use in Nigeria: current status, future prospects and policy implications. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, nº 5, pp. 97-112, 2001.
3. APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. 19<sup>th</sup> edition. Washington: American Public Health Association. 1074 p. 1995.
4. Bidone, F.R.A., Povinelli, J. *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*. São Carlos. São Paulo – SP – EESC/SP, 20p. 1999.
5. Biswas, W.K., Lucas, N.J.D. Economic viability of biogas technology in a Bangladesh villade. *Energy*, vol. 22, nº 8, pp. 763-770, 1997.
6. Braber, K. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 9, nº 1-5, pp. 365-376, 1995.
7. Burnley, S. The impact of the European landfill directive on waste management in the United Kingdom. *Resource Conservation & Recycling*, nº 32, pp. 349-358, 2001.
8. Campos, J.R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. *PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico*. 1º Edição, Editora RiMa. 464p. 1999.
9. Cassini, S.T. Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. *PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico*. 1º Edição, Editora RiMa. 210p. 2003.
10. Cerqueira, L. O Desafio de Gerar Menos. *Saneamento Ambiental*, nº 57 – Maio/Junho, pp. 16-21, 1999.
11. Cerqueira, L. e De Freitas, E. A ousadia de integrar governo, técnica e sociedade. *Saneamento Ambiental*, nº 67 – Julho, pp. 24-32, 2000.

12. Chan, G.Y.S., Chu, M.H., Wong, M.H. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environmental Pollution*, nº 118, pp. 393-399, 2002.
13. Chugh, S., Rudolph, V., Silvey, P., Pullammanappallil, P. and Blackall, L. High Energy Technology Landfills: Saving Energy and the Environment. *Chemeca 94*, pp. 149-156, 1994.
14. Chugh, S., Pullammanappallil, P., Nopharatana A., Chynoweth, D.P. and Rudolph, V. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste. *Proceedings of the Asia-Pacific Conference on Sustainable Energy and Environmental Technology*, pp. 467-474, 1996.
15. Chugh<sup>(A)</sup>, S., Clarke, W., Pullammanappallil, P., Rudolph, V. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. *Waste Management & Research*, Vol. 16, pp. 564-573, 1998.
16. Chugh<sup>(B)</sup>, S., Clarke, W., Pullammanappallil, P. and Rudolph, V. Biogasification of municipal solid waste. *Chemeca 98*, Port Douglas, Setembro, 1998.
17. Chugh, S., Chynoweth, D.P., Clarke, W., Pullammanappallil, P., Rudolph, V. Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. *Bioresource Technology*, nº 69, pp. 103-115, 1999.
18. Collivignarelli, C. Sorlini, S. Reuse of municipal solid wastes incineration fly ashes in concrete mixtures. *Waste Management*, nº 22, pp. 909-912, 2002.
19. Da Costa, J.C.D. *Comunicação Pessoal*, 2002.
20. Da Costa, J.C.D. *Comunicação Pessoal*, 2003.
21. Dajan, A., Asmussen, G., Dunstan, M., Clarke, B. e Rudolph, V. Simulation of a fast food chain landfill in a static bed bioreactor for the natural anaerobic digestion of solid protein waste (SPW). 6<sup>th</sup> World Congress of Chemical Engineering, Melbourne, Australia, Setembro, 2001.
22. De Baere, L. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water Science and Technology*, Vol. 41, nº 3, pp. 283-290, 2000.
23. Du, G. Yu, J. Green technology for conversion of food scraps to biodegradable thermoplastic polyhydroxyalkanoates. *Environmental Science & Technology*, nº 36, pp. 5511-5516, 2002.



24. EECA – Energy-wise Renewables – Energy Efficiency and Conservation Authority. Biogas and landfill gas. N° 6, pp. 1-4, Outubro – 1997.
25. Eighmy, T.T. e Kosson, D.S. USA National overview on waste management. Waste Management, vol. 16, n° 5/6, pp. 361-366, 1996.
26. Edelmann, W., Schleiss, K. e Joss, A. Ecological, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic wastes. Water Science and Technology, Vol. 41, n° 3, pp. 263-273, 2000.
27. Environmental Protection Agency (EPA). A Guide for Methane Mitigation Projects, Gas-to-Energy at Landfills and Open Dumps. EPA 430-B-96-081. 35p., Novembro, 1996.
28. Environmental Protection Agency (EPA). Terms of Environmental – Glossary, Abbreviations, and Acronyms (Revised December, 1997). EPA 175-B-97-001. 65p. Dezembro, 1997.
29. Environmental Protection Agency (EPA<sup>(A)</sup>). Technical Approaches to Characterizing and Redeveloping Brownfields Sites: Municipal Landfills and Illegal Dumps. EPA/625/R-02/002. 72p. Janeiro, 2002.
30. Environmental Protection Agency (EPA<sup>(B)</sup>). State of the Practice for Bioreactor Landfills: Workshop on Bioreactor Landfills, Virginia. EPA/625/R-01/012. 62p. Setembro, 2002.
31. Freitas, E. Soluções alternativas ampliam vida útil dos aterros. Saneamento Ambiental, n° 77, pp. 16-19, Junho – 2001.
32. Gendebien, A., Pauwles, M., Consyant, M., Ledrut-Damanet, M.J., Fabry, R.E., Ferrero, G.L. Landfill Gas: from environment to energy. Commission of The European Communities, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities. 865p. 1992.
33. Gujer, W. e Zehnder, J.B. Conversion processes in anaerobic digestion. Water Science and Technology, Vol. 15, pp. 127-167, 1983.
34. Gunaseelan, V.N. Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. Biomass and Bioenergy, Vol. 13, n° 1-2, pp. 83-114, 1997.
35. Helmreich, B., Schreff, D., Wilderer, P.A. Full scale experiences with small sequencing batch reactor plants in Bavaria. Water Science and Technology, Vol. 41, n° 1, pp. 89-96, 2000.

36. Holbein, B.E., Vogt, G.M., Liu, H.W., Kennedy, K.J., Vogt, H.S. Super blue box recycling (SUBBOR) enhanced two-stage anaerobic digestion process for recycling municipal solid waste: laboratory pilot studies. *Bioresource Technology*, n° 85, pp. 291-299, 2002.
37. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, dados extraídos do site [www.ibge.com.br](http://www.ibge.com.br), dados de 1998 e 2000.
38. Jagadish, K.S., Chanakya, H.N., Rajabapaiah, P., Astra, V.A. Plug flow digestors for biogas generation from leaf biomass. *Biomass and Bioenergy*, vol. 14, n° 5/6, pp.415-423, 1998.
39. Júnior, P.B. Resíduos Sólidos Domiciliares – Caracterização quantitativa e qualitativa na cidade de São Paulo. *Saneamento Ambiental*, n° 77, pp. 20-30, Junho – 2001.
40. Kikuchi, R. Recycling of municipal solid waste for cement production: pilot-scale test for transforming incineration ash of solid waste into cement clinker. *Resources, Conservation and Recycling*, n° 31, pp. 137-147, 2001.
41. Kim, I.S., Kim, D.H. e Hyun, S-H. Effect of particle size and sodium ion concentration on anaerobic thermophilic food waste digestion. *Water Science and Technology*, Vol. 41, n° 3, pp. 67-73, 2000.
42. Kim, M., Speece, R.E. Aerobic waste activated sludge (WAS) for start-up seed of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. *Water Research*, n° 36, pp. 3860-3866, 2002.
43. Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A. e Christensen, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, n° 32, pp. 297-336, 2002.
44. Krol, A., Rudolph, V., Greenfield, P. Project 11.1: Improved Landfill Design & Operation. Report A - Commercial Opportunities for New Technologies and Services Related to Landfills: A Basis for CRC R&D and Report B – Resource Report: Review of RDD on MSW Landfills with Particular Relevance to the Design and Operation of Future Facilities. Department of Chemical Engineering – The University of Queensland. 168p. Maio, 1993.
45. Lagerkvist, A. The landfill gas activity of the IEA bioenergy agreement. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 9, n° 1-5, pp. 399-413, 1995.

46. Lastella, G., Testa, C., Cornacchia, G., Notornicola, M., Voltasio, F., Sharma, V. K. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. *Energy Conversion & Management*, n° 43, pp. 63-75, 2002.
47. Lepistö, S.S. e Rintala, J.A. Start-up and operation of laboratory-scale thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating vegetable processing. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, Vol. 68, n° 3, pp. 331-339, 1997.
48. Lima, L.M.Q. Lixo: Tratamento e Biorremediação. 3ª Edição Revisada e Ampliada. Hemus Editora Limitada. 265 p. 1995.
49. Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Biey E.M. e Verstraete, W. Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science Technology*, Vol. 44, n°8, pp. 91-102, 2001.
50. Lopez, D.A.R. Comunicação Pessoal, 2002.
51. Mæng, H., Lund, H., Hvelplund, F. Biogas plants in Denmark: technological and economic developments. *Applied Energy*, n° 64, pp. 195-206, 1999.
52. Mandal, T., Mandal, K. Comparative study of biogas production from different waste materials. *Energy Conversion & Management*, vol. 38, n° 7, pp. 679-683, 1997.
53. McCarty, P.L., Pittmann, B.E. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. McGraw-Hill – New York, 754 p. 2001.
54. McCarty, P.L., Mosey, F.E. Modelling of anaerobic digestion processes (a discussion of concepts). *Water Science and Technology*, Vol. 24, n° 8, pp. 17-33, 1991.
55. Mendes, M.R., Aramaki, T., Hanaki, K. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo City. *Waste Management*, n° 23, pp. 403-409, 2003.
56. Monteggia, L.O. Comunicação Pessoal, 2003.
57. Morita, T., Assumpção, R.M.V. *Manual de Soluções, Reagentes e Solventes: Padronização, Preparação, Purificação*. 2ª ed. 6ª reimpressão. Ed. Edgar Blucher Ltda. 1988.
58. Mota, S. *Introdução à Engenharia Ambiental*. 1ª Ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) – Rio de Janeiro. 292p. 1997.
59. NBR 8419 – Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas, 13 p., 1984.

60. Neketin, H.T. Simplified Laboratory Procedures for Wastewater Examination – A Special Publication. 3<sup>o</sup> Edition (Revised Edition). 105p. 1985.
61. Neto, J.T.P. Reciclagem de resíduos sólidos domésticos. Saneamento Ambiental, n<sup>o</sup> 16 – Outubro/Novembro, pp. 22-26, 1991.
62. Nishida, K., Nagayoshi, Y., Ota, H., Nagasawa, H. Melting and stone production using MSW incinerated ash. Waste Management, n<sup>o</sup> 21, pp. 443-449, 2001.
63. Nogueira, L.A.H. Biodigestão. A Alternativa Energética. 1<sup>o</sup> ed. 1<sup>o</sup> reimpressão (1992). Editora Nobel – São Paulo. 93p. 1986.
64. Nopharatana, A., Clarke, W.P., Pullammanappallil, P., Silvey, P. e Chynoweth, D.P. Evaluation of methanogenic activities during anaerobic digestion of municipal solid waste. Bioresource Technology, n<sup>o</sup> 64, pp. 169-174, 1998.
65. Nopharatana, A., Pullammanappallil, P., Clarke, W.P. A dynamic mathematical model for sequential leach bed anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. Biochemical Engineering Journal, n<sup>o</sup> 13, pp. 21-33, 2003.
66. Nyns, E.J. e Gendebien, A. Landfill gas: from environment to energy. Water Science and Technology, Vol. 27, n<sup>o</sup> 2, pp. 253-259, 1993.
67. O'Keefe, D.M., Chynoweth, D.P., Barkdoll, A.W., Nordstedt, R.A., Owens, J.M. e Sifontes, J. Sequential batch anaerobic composting of municipal solid waste (MSW) and yard waste. Water Science and Technology, Vol 27, n<sup>o</sup> 2, pp. 77-86, 1993.
68. O.W.S. – Organic Waste Systems. Extraído do site <http://www.ows.be/dranco.html>. Acessado em Outubro, 2004.
69. Protocolo de Quioto, extraído do site [www.greenpeace.org.br](http://www.greenpeace.org.br), 1997.
70. Rao, M.S., Singh, S.P., Singh, A.K., Sodha, M.S. Bioenergy conversion studies of the organic fraction of MSW: assessment of ultimate bioenergy production potential of municipal garbage. Applied Energy, n<sup>o</sup> 66, pp. 75-87, 2000.
71. Reinhart, D.R. Beneficial use of landfill gas. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management. 101p. Report #94-7, 1994.
72. Reinhart, D.R. Full-Scale experiences with leachate recirculating landfills: case studies. Waste Management & Research, n<sup>o</sup> 14, pp. 347-365, 1996.

73. Reinhart, D.R. e AlYousfi, A.B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research*, nº 14, pp.337-346, 1996.
74. Sakai, S., Sawell, S.E., Chandler, A.J., Eighmy, T.T., Kosson, D.S., Vehlow, J., Van der Sloom, H.A., Hartlén, J. e Hjelmar, O. World trends in municipal solid waste management. *Waste Management*, Vol. 16, nº 5-6, pp. 341-350, 1996.
75. Schumacher, M.M. *Landfill Methane Recovery*. Energy Technology Review, nº 84. Park Ridge: Noyes, 558p. 1983.
76. Sousa, J.T., Foresti, E. Utilização de lodo anaeróbico como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Vol. 3, nº 1, pp. 69-73, 1999.
77. Stafford, D.A., Hawkes, D.L., Horton, R. *Methane Production From Waste Organic Matter*. CRC Press, Inc. 285p. 1980.
78. Staniforth, J., Kendall, K. Biogas powering a small tubular solid oxide fuel cell. *Journal of Power Sources*, nº 71, pp. 275-277, 1998.
79. Switzenbaum, M.S. Obstacles in the implementation of anaerobic treatment technology. *Bioresource Technology*, nº 53, pp. 255-262, 1995.
80. Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4º ed. Ed. McGraw-Hill – Boston. 1818p. 2003.
81. Vazoller, R.F. *Microbiologia e Saneamento Ambiental*, disponível no site <http://www.bdt.fat.org.br/publicacoes/padct/bio/cap9/3/rosana.html>. Acessado em: Outubro, 2004.
82. Vehlow, J. Municipal solid waste management in Germany. *Waste Management*, Vol. 16, nº 5-6, pp. 367-374, 1996.
83. Warith, M. Bioreactor landfill: experimental and field results. *Waste Management*, nº 22, pp. 7-17, 2002.
84. Weiland, P. e Rozzi, A. The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussor's report. *Water Science Technology*, Vol. 24, nº 8, pp. 257-277, 1991.
85. Xu<sup>(A)</sup>, X., Rudolph, V. e Greenfield, P.F. Landfill gas utilization trends in Austrália. *Dev. Chem. Eng. Mineral Process.*, Vol. 5, nº 1-2, pp. 129-142, 1997.

86. Xu<sup>(B)</sup>, X., Rudolph, V., Greenfield, P.F. e Li, Q. Investigating the subsidies in Australian MSW landfill management. Environmental Engineering Research Event, pp. 195-200, Dezembro, 1997.
87. Zickefoose, C. e Hayes R.B.J., Anaerobic Sludge Digestion – Operations Manual. United States Environmental Protection Agency (EPA). EPA 430/9-76-001, 100 p. Fevereiro 1976.