MARCELO ELIAS DILLENBURG

**Variação da taxa de recirculação de lixiviado
determinada pela concentração de ácidos voláteis no
tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos
urbanos domésticos**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Jurandyr Povinelli

São Carlos

2006

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **MARCELO ELIAS DILLENBURG**

Dissertação defendida e julgada em 27-10-2006 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Titular **JURANDYR POVINELLI** (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Associado **VALDIR SCHALCH**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO

Dr^a. Deiza **MARIA CORRÊA LARA PINTO**
(Pesquisadora/CNPq)

APROVADO

Prof^a. Titular **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Dedico esse trabalho à minha avó, Jovelina, cuja jornada terminou quando minha jornada no mestrado estava prestes a começar, e aos meus pais, Luiz Roberto e Elter Virginia Dillenburg, cujo apoio e dedicação me possibilitaram trilhar meus próprios caminhos.

Agradecimentos

Ao prof. Jurandyr Povinelli, por me proporcionar a experiência do mestrado e me dar todas as condições de realizar minha pesquisa, e pelos conselhos vindos nas horas de maior necessidade.

Ao prof. Francisco Ricardo Andrade Bidone, por toda a ajuda e por todos os conselhos, sem os quais eu não teria chegado até aqui.

Ao engenheiro Geraldo Antonio Reichert, pelo grande exemplo de profissional e de pessoa, e por ter tornado tão proveitoso o meu primeiro contato com a área de resíduos sólidos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelos recursos para a pesquisa.

Aos professores Valdir Schalch e Maria Bernadete Varesche, e à pesquisadora Deíza Pinto pelas importantes colaborações com o trabalho, e por aceitarem compor a banca das qualificações e da defesa.

Ao prof. Luiz Antonio Daniel, pela disponibilidade e presteza nos assuntos relativos ao uso do Laboratório de Saneamento.

Aos técnicos Paulo Fragiácomo, Júlio César Trofino, Maria Aparecida Peres Viúdes (Cidinha) e Juliana Gonçalves dos Santos, do Laboratório de Saneamento, sem cuja ajuda me teria sido impossível desenvolver a pesquisa.

A Elizabeth Moraes (Beth), Maria Ângela Tallarico (Janja) e Eloisa Pozzi, do Laboratório de Processos Biológicos, pelo grande apoio, a presteza e o excelente astral no

laboratório.

A Sá, Pavi, Rose, Bruno e Vanessa, pela ajuda e esclarecimentos.

Aos demais professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP.

A Claudia Paschoalino, nutricionista do Restaurante Universitário da USP - São Carlos, pela disponibilidade e presteza durante a coleta dos resíduos utilizados na pesquisa, e aos demais funcionários que colaboraram na coleta.

A minha tia Leila, por ter me recebido de braços abertos em sua casa, e ter me ajudado e cuidado de mim durante os anos em que morei com ela, em duas ocasiões diferentes.

Aos meus “irmãos” Gabriel Souto e Pedro Henrique Carneiro, pela inestimável colaboração, por todas as dúvidas esclarecidas, todos os bons conselhos, e pela simpática acolhida quando de minha chegada a São Carlos; e à minha “irmã” Aline Franchin, por todas as conversas, todas as festas e todas as manhãs e tardes no laboratório.

À minha grande amiga Juliana, a cearense mais gaúcha do mundo. Não haveria espaço na dissertação pra agradecer o suficiente por tudo que fizeste por mim durante esses mais de dois anos.

A todos os meus amigos da Republica Rapadura, por todas as grandes festas, a companhia nas horas de trabalho, de estudo e de diversão.

A meus amigos e companheiros do curso de Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), em especial Daniel Rech e Diego Altieri, cuja presença e amizade provavelmente me ensinaram mais do que todas as aulas do curso juntas.

A todos que de alguma forma contribuíram com o desenvolvimento desse trabalho.

E, por fim, obrigado, Noemi, por me ensinar a amar.

Resumo

DILLENBURG, M.E. (2006). *Variação da taxa de recirculação de lixiviado determinada pela concentração de ácidos voláteis no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos domésticos*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a possibilidade de acelerar o processo de digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos domésticos em sistemas de duas fases, com taxas crescentes de recirculação de lixiviado, variando a taxa de recirculação de lixiviado em função da concentração de ácidos voláteis. Para tanto, foram operados dois sistemas de reatores, cada um composto por um reator de sólidos, que continha o resíduo sólido a ser tratado e um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, que tratava o lixiviado do primeiro, antes que esse lixiviado fosse recirculado ao reator de sólidos. Um dos sistemas teve sua taxa de recirculação aumentada a intervalos constantes, enquanto que no outro o momento do aumento da taxa foi função da concentração de ácido propiônico no sistema. O trabalho teve ainda dois objetivos secundários: avaliar a validade de comparar os resultados dos dois sistemas, operados em paralelo, em função das características dos resíduos sólidos e dos procedimentos adotados para coleta e preparação do substrato e para o carregamento dos reatores; e avaliou-se a possibilidade de utilizar filtros anaeróbios para recuperar reatores acidificados. Durante o desenvolvimento do experimento, foram monitorados os seguintes parâmetros: DQO (não filtrada e filtrada), pH, alcalinidade, série de sólidos, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, ácidos voláteis e composição do biogás. Foram realizados ainda exames qualitativos da microbiota que se desenvolveu nos reatores, através de

microscopia óptica de fluorescência e contraste de fase. Os resultados obtidos permitiram concluir que: a) os procedimentos testados para o carregamento dos reatores de sólidos permitiram a comparação de resultados entre os sistemas; b) os filtros foram capazes de recuperar reatores acidificados; e c) a utilização da concentração de ácido propiônico para determinar o momento da variação da taxa de recirculação permitiu acelerar o processo, embora de forma restrita, para a escala de reatores utilizada.

Palavras-chave: resíduos sólidos; digestão anaeróbia; sistemas em duas fases; recirculação de lixiviado; reprodutibilidade de experimentos.

Abstract

DILLENBURG, M.E. (2006). *Variation of leachate recirculation rate determined by the concentration of volatile acids in the treatment of the organic fraction of domestic municipal solid waste*. M.Sc. Dissertation. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.

The purpose of this dissertation was to evaluate the possibility of accelerating the process of anaerobic digestion of the organic fraction of domestic municipal solid waste, in two-stage systems, with increasing leachate recirculation rate, through the use of volatile acids as determining parameter of the moment in which the rate must be varied. To do so, two systems of reactors were operated, each being composed by a solids reactor, which contained the solid waste intended to be treated, and an upflow anaerobic filter, which treated the leachate of the first reactor, before recirculation. One of the systems had its recirculation rate increased at constant spells of time, while, in the other system, the moment of the increase in the recirculation rate was a function of the concentration of propionic acid in the system. This study had yet two secondary purposes: evaluating the validity of comparing the results from the two systems of reactors, operated in parallel, in view of the characteristics of solid waste and the adopted procedures for collecting and preparing the substrate, as well as for the loading of reactors; and evaluating the possibility of using anaerobic filters to recover acidified reactors. The following parameters were measured during the process: COD (filtered and non-filtered), pH, alkalinity, solids, Kjeldahl nitrogen, ammonium nitrogen, volatile acids and biogas composition. The development of microorganisms in the reactors was observed qualitatively, using optical microscopy. It was possible to reach the following conclusions: a)

the tested procedures allow the comparison of results between the systems; b) the filters are capable of recovering acidified reactors; and c) the employment of the concentration of propionic acid to determine the moment of increase of leachate recirculation rate is capable of accelerating the process, though in a restricted way, for the scale of reactors used.

Keywords: solid waste; anaerobic digestion; two-stage systems; leachate recirculation; reproducibility of experiments.

Lista de símbolos e abreviações

ΔG^0 – Variação da energia livre

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

CaCO_3 – Carbonato de cálcio

CH_3COO^- – Acetato

$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^-$ – Propionato

$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^-$ – Butirato

$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$ – Etanol

CH_4 – Gás metano

CO_2 – Gás carbônico

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EESC – Escola de Engenharia de São Carlos

FORSUDp – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos Domésticos Padronizada

H^+ – Íon hidrogênio

H_2 – Gás hidrogênio

HCO_3^- – Íon bicarbonato

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LPB – Laboratório de Processos Biológicos

$\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ - Estruvita

N-amon – Nitrogênio Amoniacal

NAD^+ – Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo (forma oxidada)

NADH – Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo (forma reduzida)

NBR – Norma Brasileira

NH₃ - Amônia

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

O₂ – Gás oxigênio

pH – Potencial Hidrogeniônico

PVC – Policloreto de Vinila

RSUD – Resíduos Sólidos Urbanos Domésticos

SDF – Sólidos Dissolvidos Fixos

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SDV – Sólidos Dissolvidos Voláteis

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

USP – Universidade de São Paulo

Lista de Figuras

Figura 1 – Destino dado aos RSUD no Brasil.....	32
Figura 2 - Visão geral do processo de decomposição anaeróbia.....	40
Figura 3 - Catabolismo de carboidratos em digestão anaeróbia.....	43
Figura 4 - Esquema do sistema experimental.....	55
Figura 5 - Reator de sólidos utilizado no experimento.....	56
Figura 6 - Leito dos reatores de sólidos (A)Detalhe e; (B)Disposição no reator.	57
Figura 7 - Reator de sólidos (A) Parte superior, destacando o ponto de entrada do lixiviado e; (B) Detalhe do dispositivo de saída.....	57
Figura 8 – Filtro anaeróbio (A) Vista frontal e; (B) vista lateral.....	60
Figura 9 - Esquema representativo do meio suporte.....	60
Figura 10 - Meio suporte do filtro anaeróbio (A) Em perspectiva e; (B) Detalhe.	62
Figura 11 - Detalhe da entrada do filtro anaeróbio.....	63
Figura 12 - Saída do lixiviado do filtro anaeróbio e ponto de coleta de amostras	64
Figura 13 - Bomba usada para a recirculação do lixiviado	65
Figura 14 - Sistema de retorno do lixiviado	65
Figura 15 - Temporizador utilizado para ativar e desativar as bombas.....	67
Figura 16 - Croqui da câmara climatizada.....	68
Figura 17 - Dispositivo de carregamento do filtro anaeróbio.....	72
Figura 18 - Variação do pH nos reatores ao longo da operação.....	79
Figura 19 - Variação da alcalinidade ao longo da operação dos reatores.....	80
Figura 20 - Variação da DQO não filtrada ao longo da operação dos reatores.....	81
Figura 21 - Variação da DQO filtrada ao longo da operação dos reatores.....	82
Figura 22 - Variação da DQO não filtrada e filtrada no sistema controle.....	83
Figura 23 - Variação da DQO não filtrada e filtrada no sistema teste.....	83
Figura 24 - Variação da concentração de NTK e nitrogênio amoniacal ao longo da operação dos reatores.....	84
Figura 25 - Variação da concentração de sólidos totais nos reatores ao longo da operação.....	85
Figura 26 - Concentração de sólidos suspensos totais nos reatores durante o período de operação.....	86
Figura 27 - Concentração de sólidos dissolvidos totais nos reatores durante o período de operação.....	86
Figura 28 - Variação da concentração de sólidos totais fixos durante a operação dos reatores.	86
Figura 29 - Variação da concentração de sólidos totais voláteis durante a operação dos reatores.....	87
Figura 30 - Variação da concentração de sólidos suspensos fixos durante a operação dos reatores.....	87
Figura 31 - Variação da concentração de sólidos suspensos voláteis durante a operação dos reatores.....	88
Figura 32 - Variação da concentração de sólidos dissolvidos fixos durante a operação dos reatores.....	89
Figura 33 - Variação da concentração de sólidos dissolvidos voláteis durante a operação dos reatores.....	89
Figura 34 - Concentração de ácido acético nos reatores.....	90

Figura 35 - Concentração de ácido propiônico nos reatores.	90
Figura 36 - Concentração de ácido butírico nos reatores.	90
Figura 37 - Variação na concentração de ácido acético nos reatores de sólidos.	92
Figura 38 - Variação na concentração de ácido acético nos filtros anaeróbios.	93
Figura 39 - Variação na concentração de ácido propiônico nos reatores de sólidos.	94
Figura 40 - Variação na concentração de ácido propiônico nos filtros anaeróbios.	94
Figura 41 - Variação na concentração de ácido butírico nos reatores de sólidos.	96
Figura 42 - Variação na concentração de ácido butírico nos filtros anaeróbios.	96
Figura 43: Comportamento do pH nos reatores de sólidos durante a operação em duas fases.	97
Figura 44 – Comportamento do pH nos filtros anaeróbios durante a operação em duas fases.	98
Figura 45 - Variação da alcalinidade nos reatores de sólidos durante o experimento.	98
Figura 46 - Variação da alcalinidade nos filtros anaeróbios durante o experimento.	99
Figura 47 - Variação da DQO não filtrada nos reatores de sólidos.	100
Figura 48 - Variação da DQO filtrada nos reatores de sólidos.	100
Figura 49 - Variação da DQO não filtrada nos filtros anaeróbios.	101
Figura 50 - Variação da DQO filtrada nos filtros anaeróbios.	101
Figura 51 - Variação da concentração de nitrogênio total Kjeldahl durante o experimento.	103
Figura 52 - Variação da concentração de nitrogênio amoniacal durante o experimento.	103
Figura 53 - Concentração de sólidos totais nos sistemas ao longo do experimento.	104
Figura 54 - Concentração de sólidos suspensos totais nos sistemas ao longo do experimento.	105
Figura 55 - Concentração de sólidos dissolvidos totais nos sistemas ao longo do experimento.	105
Figura 56 – Comparação dos valores de pH e SST nos reatores de sólidos.	106
Figura 57 - Concentração de sólidos totais fixos nos sistemas ao longo do experimento.	107
Figura 58 - Concentração de sólidos totais voláteis nos sistemas ao longo do experimento.	108
Figura 59 - Concentração de sólidos suspensos fixos nos sistemas ao longo do experimento.	108
Figura 60 - Concentração de sólidos suspensos voláteis nos sistemas durante o experimento.	108
Figura 61 - Concentração de sólidos dissolvidos fixos nos sistemas ao longo do experimento.	109
Figura 62 - Concentração de sólidos dissolvidos voláteis nos sistemas durante o experimento.	109
Figura 63 - Variação da porcentagem de metano no biogás nos reatores de sólidos.	111
Figura 64 - Variação da porcentagem de metano no biogás nos filtros anaeróbios.	111
Figura 65 - Porcentagem do metano no biogás ao longo de uma semana.	113
Figura 66 - Bacilos identificados por contraste de fase (Filtro do sistema teste – dia 6).	114
Figura 67 - Cocos metanogênicos (A) Obs. por fluorescência e; (B) Por contraste de fases (Reator de sólidos - sistema teste – dia 43).	114
Figura 68 – (A) Morfologia semelhante a protozoário obs. por contraste de fases (reator de sólidos - sistema controle – dia 43) e; (B) Morfologias observadas no reator de sólidos do sistema controle, no dia 55.	115
Figura 69 – (A) Morfologias observadas no filtro anaeróbio do sistema teste (A) Por contraste de fase e; (B) Por fluorescência (55º dia de operação em duas fases).	115
Figura 70 - Morfologia semelhante a Metanobrevibacter (A) Obs. por fluorescência e; (B) Por contraste de fases (filtro do sistema teste – dia 69).	115

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Ácidos voláteis.	42
Tabela 2 - Composição da FORSUDp utilizada no experimento.....	52
Tabela 3 - Análises realizadas durante o experimento	74
Tabela 4 - Caracterização da FORSUDp.....	78
Tabela 5 - Caracterização das propriedades do inóculo.	79
Tabela 6 – Comparação entre os resultados obtidos na presente pesquisa e os obtidos por Picanço (2004) e Pinto (2000) para sistemas de uma fase.	91
Tabela 7 – Resultados da presente pesquisa e de Souto (2005) e Picanço (2004) para sistemas de duas fases.	110

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	OBJETIVOS	24
2.1	OBJETIVO PRINCIPAL	24
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
3.1	CONCEITOS GERAIS	26
3.2	PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS RSUD	26
3.3	GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DOMÉSTICOS	27
3.4	GERENCIAMENTO, TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE RSUD	28
3.5	COMPONENTES DA MATÉRIA ORGÂNICA PRESENTE EM RSUD	33
3.5.1	PROTEÍNAS	33
3.5.2	CARBOIDRATOS	34
3.5.3	LIPÍDEOS	35
3.6	REPRODUTIBILIDADE DE EXPERIMENTOS COM RESÍDUOS SÓLIDOS	35
3.6.1	PADRONIZAÇÃO DA FORSUD	36
3.6.2	PROCEDIMENTO DO CARREGAMENTO DOS REATORES	38
3.7	FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	38
3.8	ÁCIDOS VOLÁTEIS	42
3.9	RECIRCULAÇÃO DE LIXIVIADO	45
3.10	DIGESTÃO EM SISTEMAS ANAERÓBIOS DE DUAS FASES	46
4	MATERIAL E MÉTODOS	48
4.1	VISÃO GERAL DO EXPERIMENTO	48
4.2	RESÍDUO	51
4.3	INÓCULO	53
4.4	REATORES	54
4.4.1	REATORES DE SÓLIDOS	55
4.4.1.1	Leito dos reatores de sólidos	56
4.4.1.2	Dispositivo de entrada	56
4.4.1.3	Dispositivo de saída	57
4.4.1.4	Coleta de lixiviado	58
4.4.1.5	Coleta de biogás	58
4.4.2	FILTROS ANAERÓBIOS	58
4.4.2.1	Meio suporte dos filtros anaeróbios	59
4.4.2.2	Colocação do meio suporte	62
4.4.2.3	Dispositivo de entrada	62
4.4.2.4	Dispositivo de saída	63
4.4.2.5	Coleta de lixiviado	63
4.4.2.6	Coleta de biogás	64

4.5	SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO	64
4.5.1	CALIBRAÇÃO DAS BOMBAS	66
4.5.2	VAZÃO DAS BOMBAS	66
4.5.3	CONTROLE DA TAXA DE RECIRCULAÇÃO	67
4.6	CÂMARA CLIMATIZADA	67
4.7	CARREGAMENTO DOS REATORES	69
4.7.1	MEIO DE REAÇÃO	69
4.7.2	PROCEDIMENTO PARA O CARREGAMENTO DOS REATORES DE SÓLIDOS	70
4.7.3	ADAPTAÇÃO DOS FILTROS ANAERÓBIOS	71
4.8	COLETA DE AMOSTRAS DO LIXIVIADO	73
4.9	ANÁLISES E EXAMES	74
4.9.1	CROMATOGRAFIA GASOSA PARA ÁCIDOS VOLÁTEIS	75
4.9.2	CROMATOGRAFIA GASOSA PARA O BIOGÁS	76
4.9.3	MICROSCOPIA ÓTICA	76
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
5.1	CARACTERIZAÇÃO INICIAL	78
5.2	PRIMEIRA ETAPA	79
5.2.1	PH	79
5.2.2	ALCALINIDADE	80
5.2.3	DQO	81
5.2.4	NITROGÊNIO	83
5.2.5	SÉRIE DE SÓLIDOS	84
5.2.6	ÁCIDOS VOLÁTEIS	89
5.3	SEGUNDA E TERCEIRA ETAPAS	92
5.3.1	ÁCIDOS VOLÁTEIS	92
5.3.2	PH	96
5.3.3	ALCALINIDADE	98
5.3.4	DQO	99
5.3.5	NITROGÊNIO	102
5.3.6	SÉRIE DE SÓLIDOS	103
5.3.7	PORCENTAGEM DE METANO NO BIOGÁS	110
5.3.8	MICROSCOPIA ÓTICA	113
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	116
6.1	CONCLUSÕES	116
6.2	SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	117
6.3	RECOMENDAÇÕES	118
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	120

1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas, das mais simples até as mais complexas, sempre geraram resíduos com as mais diversas características. Em pequenas quantidades, esses resíduos podem não vir a representar problemas para o próprio ser humano ou para o meio em que ele vive. Entretanto, à medida que a quantidade de resíduo se torna maior, tem-se uma situação na qual é necessário buscar formas de evitar que esse resíduo comprometa a saúde, o conforto, ou até mesmo o próprio *status quo* da sociedade.

Dentre as formas de resíduos gerados pela sociedade, temos os resíduos sólidos. Caso não sejam coletados, tratados e dispostos corretamente, eles podem representar riscos para a saúde pública e para o meio. A consciência desse fato por parte da sociedade tem crescido recentemente, o que vem atraindo atenção para as pesquisas nesta área.

Nas últimas décadas, alguns fatores vieram a agravar o problema. Dentre os principais estão o crescimento populacional elevado, a tendência de urbanização da sociedade, a industrialização e a mudança nos hábitos de consumo da população.

Para ilustrar tal situação no Brasil, pode-se observar alguns dados apresentados na mais recente pesquisa de saneamento básico realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no ano 2000. De acordo com essa pesquisa, no ano em questão foram geradas no Brasil 228.413 toneladas de resíduos sólidos domiciliares por dia. Desse total, 141.617 toneladas (62% do total) foram geradas na região sudeste, sendo 105.582 toneladas (46 % do total) apenas no estado de São Paulo. Se somarmos a geração diária nas regiões metropolitanas dos estados do Sul, Sudeste e Nordeste, e as de Brasília, Goiânia, Belém e Manaus, teremos o valor de 142.893 toneladas, equivalente a 63% do total nacional.

Essa elevada concentração da geração de resíduos sólidos nas grandes cidades complica o gerenciamento dos mesmos, criando uma problemática ainda mais complexa. A prática habitual de dispor os resíduos em aterros fica restrita pela falta de disponibilidade de áreas próximas aos pontos de geração, ou pelo custo de transporte dos resíduos para aterros distantes desses pontos.

Dentro desse contexto, a pesquisa e aplicação de alternativas que possibilitem a redução do volume de resíduo a ser disposto em aterros ganham importância. Estratégias como a redução da geração de resíduos, o reúso e a reciclagem contribuem para a redução do volume a ser disposto no solo, mas têm seu foco em materiais não biodegradáveis. Considerando que a matéria orgânica putrescível constitui a parcela mais significativa dos resíduos sólidos urbanos domésticos, práticas destinadas a tratar essa parcela devem ser foco de crescente atenção, tanto em pesquisa quanto em aplicação.

Dentre essas práticas, aquela que se configura como objetivo deste trabalho é a digestão anaeróbia da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos Domésticos (FORSUD). Esse processo já vem sendo utilizado em escala real em países da Europa, e dentre suas vantagens estão a diminuição do volume a ser disposto em aterro e a possibilidade de geração de energia através do uso do biogás produzido.

Mata-Alvarez *et al.* (2000) cita a digestão anaeróbia de resíduos sólidos como uma tecnologia madura. Isso pode ser verdade para a realidade européia, porém não há garantias de que a tecnologia utilizada naquele continente seja compatível com a nossa realidade. Além disso, os sistemas de digestão anaeróbia utilizados lá são patenteados, o que implica em um custo adicional para a aquisição do direito de uso. Assim sendo, é essencial que a digestão anaeróbia de resíduos sólidos seja pesquisada no Brasil, adaptada à nossa realidade, em termos climáticos, econômicos e sociais.

Dentre as pesquisas já realizadas no país, e em específico no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, muitas merecem destaque. Neste departamento, as pesquisas relacionadas à digestão anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos Domésticos (RSUD) iniciaram com os trabalhos de Lima (1988), Teixeira (1993) e Baldochi (1990). Os dois primeiros estudaram a recirculação do lixiviado nos processos anaeróbios em aterros. Já Baldochi (1990) focou seu trabalho no comportamento dos ácidos voláteis durante a decomposição anaeróbia.

A influência da inoculação com lixiviado de aterro sanitário foi estudada por Pinto (2000). Salgado (2003) avaliou o efeito da variação da taxa de recirculação do lixiviado. Picanço (2004) fez uso de reatores híbridos. Souto (2005) utilizou o sistema de Picanço (2004), mas utilizando taxa de recirculação crescente ao longo do experimento, ao invés da taxa fixa. Souto (2005) aumentava a taxa de recirculação a intervalos de 15 dias.

O intervalo utilizado por Souto não leva em conta a concentração de ácidos voláteis no sistema. Tais ácidos são produtos da etapa de acidogênese, resultando da quebra de moléculas orgânicas de cadeia mais longa (açúcares e amido). Na etapa seguinte, a acetogênese, os ácidos voláteis de cadeia maior que o acético são convertidos a este último, que por sua vez é o principal substrato para a etapa da metanogênese. Entretanto, é necessário fazer duas considerações com relação à formação de ácidos voláteis. A primeira diz respeito ao processo de formação em si, uma vez que esse pode gerar condições que levam à queda do pH do sistema, prejudicando os microrganismos envolvidos na digestão, e por consequência, o próprio processo. A segunda consideração se refere ao crescimento dos microrganismos e sua demanda por mais substrato. No início da degradação, os microrganismos responsáveis pelo processo de degradação no sistema precisam se adaptar, e cargas elevadas podem prejudicar tal adaptação. Com o tempo, os microrganismos já adaptados podem consumir mais alimento.

2 OBJETIVOS

Baseado nas considerações anteriores, o presente trabalho pretende avaliar a possibilidade de atingir maior eficiência no processo de digestão anaeróbia em duas fases, aumentando a taxa de recirculação de lixiviado de acordo com a concentração de ácidos voláteis no sistema, buscando manter condições ideais de pH, e oferecendo aos microrganismos a quantidade de substrato adequada às suas necessidades, evitando inibição no início do processo. Tendo em mente tal objetivo, pode-se elaborar duas hipóteses de trabalho. São elas:

Hipótese nula: a vinculação da variação da taxa de recirculação à concentração de ácidos voláteis presente no sistema **não permite** obter maior eficiência no processo de digestão anaeróbia, para o sistema híbrido estudado.

Hipótese alternativa: a vinculação da variação da taxa de recirculação à concentração de ácidos voláteis presente no sistema **permite** obter maior eficiência no processo de digestão anaeróbia, para o sistema híbrido estudado.

2.1 *Objetivo principal*

Testar as hipóteses citadas anteriormente, identificando a melhor forma de operação de sistemas híbridos de degradação anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.

2.2 *Objetivos específicos*

- a) Avaliar o comportamento dos parâmetros físico-químicos de dois reatores de sólidos operados de forma idêntica, com vistas a verificar se os procedimentos associados à preparação e o emprego do substrato padrão (FORSUDp) e ao

carregamento dos reatores com o substrato e o inóculo garantem condições iniciais semelhantes aos reatores, permitindo posterior comparação de resultados entre experimentos diversos que sejam preparados mediante esses procedimentos.

- b) Avaliar a possibilidade da utilização de filtros anaeróbios para recuperação de reatores de fase única em condições de concentração elevada de ácidos voláteis.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 *Conceitos gerais*

No trabalho a seguir, vai-se discorrer sobre o tratamento anaeróbio de resíduos sólidos. O primeiro passo, portanto, é definir o que são resíduos sólidos. No que diz respeito a esse trabalho, resíduos sólidos, bem como suas características e classificação são aquelas definidas pela norma NBR-10.004 – Resíduos Sólidos – Classificação (2004), publicada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Sabendo-se então o que são os resíduos sólidos, e conhecendo seus possíveis efeitos negativos, deve-se buscar soluções no que diz respeito à minimização desses efeitos. É importante salientar que cada tipo de resíduo (industrial, hospitalar, doméstico, etc...) representa riscos diferentes, e, portanto, requer soluções que melhor respondam a esses riscos. Essas soluções incluem formas adequadas de coletar, tratar e dispor o resíduo.

Dentre os tipos de resíduo, o mais representativo em termos de geração, e que certamente é mais familiar à população em geral, é o resíduo sólido urbano doméstico (RSUD), aquele que produzimos em nossas residências. Esse resíduo é comumente chamado de “lixo”, termo que tem forte conotação pejorativa, e cujo uso deve ser evitado em trabalhos científicos e no meio acadêmico.

3.2 *Principais características dos RSUD*

Talvez a mais importante característica dos RSUD seja a grande variabilidade em sua composição. Dentre os materiais que podem fazer parte dos resíduos sólidos urbanos se encontram: matéria orgânica putrescível, papel, papelão, trapos, couro, plástico, metais,

madeira, entre outros. Em geral, o principal constituinte do resíduo doméstico é a matéria orgânica putrescível.

Entretanto, a presença de cada um desses materiais e a proporção entre eles varia de forma acentuada, tanto no tempo como no espaço. Dentro de uma mesma cidade, ou até de um mesmo bairro, por exemplo, pode haver diferenças sensíveis com relação ao resíduo, em função dos hábitos da população, de sua classe social, entre outros. No que diz respeito à variação temporal, os resíduos podem variar de forma sazonal, em função das variações climáticas, de avanços tecnológicos, etc.

Outra característica importante, relacionada à composição, é a diferença de condições de biodegradabilidade dos diversos componentes dos RSUD. Quanto a esse critério, os materiais presentes nos RSUD podem ser classificados em (ABNT, 2004):

- a) Facilmente degradáveis: é o caso da matéria orgânica;
- b) Moderadamente degradáveis: papel, papelão e material celulósico;
- c) Dificilmente degradáveis: pedaços de pano, borracha, madeira, entre outros;
- d) Não degradáveis: vidros, metais, plásticos, entre outros.

3.3 Geração de resíduos sólidos urbanos domésticos

É importante que se tenha noção da ordem de grandeza do volume de resíduo gerado, quando se pensa em tratá-lo ou gerenciá-lo. Como já citado, entretanto, tal volume é extremamente variável. Para que se tenha uma idéia, países altamente industrializados, como os EUA, produzem mais de 700 kg/hab.ano de resíduos domésticos, enquanto que no Brasil, o valor médio verificado nas cidades mais populosas é da ordem de 180 kg/hab.ano (Bidone & Povinelli, 1999).

De acordo com Schalch & Leite (2000), cada habitante produz, em média, 500 a 700 g de RSUD por dia. Cada tonelada desse resíduo, quando não compactado, ocupa volume de 3 a 5 m³. Para ilustrar o quanto essa quantidade representa, esses autores tomam como base uma cidade do porte de Campinas, que na época tinha uma população de 900 mil habitantes. Uma população desse porte poderia produzir cerca de 630 toneladas de resíduos sólidos por dia. Tal quantidade ocuparia um volume de 3 150 m³. Uma piscina olímpica, com dimensões de 50 x 25 x 2,5 m tem volume de 3 125 m³. Ou seja, uma cidade com tal população ocuparia um volume equivalente ao de uma piscina de dimensões olímpicas por dia para dispor seu resíduo, caso ele não fosse tratado, ou pelo menos compactado.

3.4 Gerenciamento, tratamento e disposição de RSUD

Possíveis soluções para a gestão dos RSUD vêm sendo propostas e estudadas com crescente interesse, na medida em que se torna mais clara a necessidade de resolver o problema representado pelos resíduos sólidos. Dentre essas soluções, pode-se citar: diminuição da geração; coleta seletiva; reuso; reciclagem; incineração; pirólise; hidrólise térmica; combustão em leito catalítico; combustão em leito fluidificado; compostagem; vermicompostagem; lixiviação microbiana e físico-química; encapsulamento; secagem/desidratação; alimentação de animais (após cocção); digestão anaeróbia; disposição em aterro. Algumas delas, entretanto, apresentam custos muito elevados, ou ainda requerem mais estudo antes de poderem ser aplicadas à realidade nacional.

Programas de incentivo à diminuição da geração de RSUD, de incentivo ao reuso e à reciclagem, bem como o estabelecimento da coleta seletiva, são medidas estruturais, as quais, quando bem aplicadas, representam um passo importante na direção de um sistema eficiente

de gerenciamento de RSUD. Isso pode ser observado no exemplo da cidade de Porto Alegre, RS, aonde tais procedimentos vêm sendo utilizados, com resultados positivos.

Entretanto, isso não elimina a necessidade de tratamento e disposição do resíduo que não é passível de reuso e reciclagem. Em especial, isso se aplica à matéria putrescível, que em geral representa a maior parcela do RSUD. De acordo com Bidone & Povinelli (1999), o resíduo sólido doméstico é composto por mais de 50% de matéria orgânica. Deve-se então buscar alternativas para o tratamento da matéria orgânica presente nos resíduos.

A prática mais comum no país ainda é dispor o resíduo no solo. Essa solução se configura como a mais apropriada para a nossa realidade, em função do custo envolvido e do conhecimento adquirido ao longo de vários anos de utilização. Cabe aqui fazer a classificação dos tipos de disposição no solo. Mas antes é necessário que se conceitue “lixiviado”, pois esse termo é crucial no entendimento das diferenças entre as classificações de aterros.

Lixiviado nada mais é do que a mistura do chorume, um líquido negro, ácido e mal-cheiroso, com as águas pluviais que se infiltram no aterro. O chorume é resultante do processo de decomposição predominantemente anaeróbico que ocorre no ambiente de aterros. Quando a água da chuva penetra os espaços onde o resíduo está disposto e atinge o ponto de saturação da massa de resíduo, ela passa a escorrer, carregando consigo o chorume e outros materiais potencialmente prejudiciais ao ambiente. A esse líquido dá-se o nome de lixiviado. A DBO do lixiviado é elevada, podendo chegar a 150 vezes os valores de DBO comumente observados em esgotos domésticos (Bidone & Povinelli, 1999).

Finalmente, podemos passar à classificação das formas de disposição de resíduos sólidos no solo. Uma área de disposição a céu aberto, popularmente conhecida como “lixão”, é um espaço onde os resíduos sólidos são depositados sem que se tomem providências no sentido de controlar seu impacto poluidor. Essas áreas não possuem impermeabilização de

base, cobertura ou sistemas de tratamento do lixiviado e gases gerados. O emprego de tal “solução” deve ser combatido. Aterros controlados são aqueles nos quais os resíduos, após serem dispostos no menor volume possível, recebem uma cobertura. Apesar de apresentarem vantagens em relação à prática da disposição a céu aberto, aterros controlados não são soluções ambientalmente corretas, pois não possuem impermeabilização da base ou sistemas adequados de tratamento do lixiviado e dos gases. Assim sendo, eles representam um elevado potencial poluidor para os corpos de água e para a atmosfera.

Aterros projetados, construídos e operados segundo estritas normas de engenharia recebem o nome de aterro sanitário. Em um aterro sanitário, o resíduo disposto é coberto, normalmente com camadas de argila compactada, garantindo seu confinamento seguro, protegendo assim a saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Um aterro sanitário deve contar com impermeabilização da base, sistema de drenagem da base para coleta do lixiviado, sistema de tratamento do lixiviado coletado, sistema de coleta e tratamento dos gases e de drenagem periférica e superficial para o afastamento das águas de chuva. Essa sim seria a solução ideal para a realidade do nosso país, em termos ambientais e sociais. Vale lembrar, entretanto, que mesmo que todos esses cuidados sejam tomados, um aterro sanitário ainda apresenta potencial poluidor, pois constituem-se em obras de grande magnitude, sendo, portanto, de difícil manutenção, e a carga orgânica do lixiviado é muito elevada.

Pode parecer estranho que se deseje então dedicar uma pesquisa a outro tema, quando já se tem uma solução ótima em mãos. Entretanto, deve-se levar em consideração os dados apresentados anteriormente sobre a concentração da geração de RSUD nos grandes centros urbanos nacionais. Nesse contexto, surge uma série de problemas no que diz respeito à instalação de aterros sanitários. O elevado volume gerado exige aterros de grande porte, que por sua vez requerem grandes áreas. Entretanto, a escassez de áreas disponíveis próximas aos

grandes centros (e conseqüentemente próximas aos focos de geração) e a legislação ambiental cada vez mais restritiva tornam difícil que se encontre locais apropriados para a instalação de tais aterros. Aterros construídos em áreas pequenas tendem a ter pequena vida útil, esgotando sua capacidade de receber resíduos em poucos anos. De fato, esse é o caso de aterros de algumas grandes cidades do país, os quais encerraram ou estão por encerrar suas atividades nos próximos anos, e não há áreas adequadas disponíveis para a instalação de novos aterros. Isso faz com que seja necessário dispor os resíduos em aterros distantes do ponto de geração, o que implica em elevado custo de transporte. Mais uma vez, pode-se citar o exemplo de Porto Alegre, RS, cujos resíduos já vêm sendo dispostos no Aterro do Recreio, na cidade de Minas do Leão, a aproximadamente 80 km de Porto Alegre. Torna-se então importante buscar formas complementares de lidar com o problema do gerenciamento de resíduos sólidos, de forma a destinar aos aterros apenas o necessário.

Uma das alternativas que já são utilizadas em escala real no país para o tratamento da fração orgânica dos RSUD é a compostagem. A compostagem é a digestão biológica da matéria orgânica em ambiente aeróbio. Ela transforma o resíduo orgânico em um resíduo estabilizado, de propriedades e características completamente diferentes das originais. Esse composto estabilizado recebe o nome de húmus. Uma das vantagens do processo é que esse composto pode ser utilizado ou comercializado como condicionador de solos, para fins agrícolas, além de representar uma fonte de macro e micro nutrientes para as plantas em geral (Bidone & Povinelli, 1999).

A Figura 1 mostra o destino dado aos RSUD no Brasil, de acordo com a pesquisa do IBGE. Pode-se perceber que a disposição em aterros é a forma de tratamento dada a praticamente 95% dos resíduos no país. Aterros sanitários recebem 36,2% dos resíduos. A

compostagem, principal alternativa à disposição em aterro, responde por apenas 2,9% do destino dos resíduos sólidos. Outras formas de destinação respondem por 2,7% do total.

Figura 1 – Destino dado aos RSUD no Brasil. Fonte: IBGE, 2000.

A compostagem pode ser realizada da forma dita “tradicional” (processo Windrow), que compreende a compostagem em leiras e em pilhas, ou por processo mecanizado. Na forma tradicional, o resíduo é colocado em montes de forma cônica, conhecidos como pilhas de compostagem ou em montes de forma prismática, com seção aproximadamente triangular (leiras de compostagem). A compostagem por processo tradicional requer o emprego de grandes áreas, enquanto a compostagem mecanizada emprega equipamentos de custo elevado.

Adicionalmente, a compostagem é um processo que requer o consumo de uma grande quantidade de energia. De acordo com Mata-Alvarez (2002), o tratamento de 100 kg da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU) tem como resultado 30 kg de resíduo, 60 kg de composto e consome 6 KW/h de eletricidade.

Aparece como opção o processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos. Por ser o enfoque do presente trabalho, o processo será discutido de forma separada, posteriormente.

3.5 Componentes da matéria orgânica presente em RSUD

É comum descrever a composição dos resíduos sólidos urbanos domésticos em função dos materiais presentes (matéria orgânica putrescível, plástico, metais, etc.), como já foi feito previamente nesse trabalho. Entretanto, Pinto (2000) afirma que tal divisão não é adequada no que se refere a pesquisas voltadas ao tratamento biológico ou bioquímico dos resíduos sólidos. De acordo com a autora, é fundamental que se tenha um conhecimento mais profundo da constituição da fração orgânica a ser tratada, em termos qualitativos e quantitativos, não só para que se tenha melhor compreensão das rotas metabólicas, como também para que seja possível reproduzir os experimentos.

Assim sendo, é essencial que se procure conhecer os diversos materiais que servirão de substrato para os microrganismos durante o processo de digestão, em especial no período de partida do sistema, e nas fases de hidrólise e acidogênese.

Os três principais constituintes da matéria orgânica presente em RSUD são as proteínas, os carboidratos e os lipídeos.

3.5.1 Proteínas

As proteínas são as moléculas orgânicas mais abundantes nas células, representando 50% ou mais de seu peso seco. São encontradas em todas as partes de todas as células, uma vez que são fundamentais sob todos os aspectos da estrutura e função celulares. Suas massas moleculares são muito elevadas, variando de 5000 a mais de um milhão de Daltons. Todas contêm carbono, hidrogênio, nitrogênio e oxigênio. Quase todas contêm enxofre. Algumas

contêm elementos adicionais, especialmente fósforo, ferro, zinco e cobre (Lehninger, 2002). As proteínas apresentam ainda uma proporção aproximadamente constante de 16% de nitrogênio em massa, de acordo com Metcalf & Eddy (1991).

Proteínas são formadas pela condensação de aminoácidos, que se unem por ligações peptídicas. Embora o número de aminoácidos que usualmente compõem as proteínas seja pequeno (apenas 20 tipos de α -aminoácidos diferentes), as proteínas podem apresentar grande complexidade estrutural. Essa se deve aos diferentes arranjos que os aminoácidos assumem na formação de proteínas. (Lehninger, 2002).

Por serem instáveis, as proteínas podem ser decompostas de várias maneiras. No caso de decomposição anaeróbia, as proteínas são hidrolisadas, separando-se seus aminoácidos componentes. Os aminoácidos podem ser diretamente utilizados pelos microrganismos na síntese de suas próprias proteínas ou então serem também quebrados, formando amônia ou o íon amônio, dependendo do pH do meio. A amônia (NH_3) - ou o íon amônio - pode ser incorporada pelos microrganismos e utilizada no seu anabolismo ou então ser descartada no lixiviado (Souto, 2005).

3.5.2 Carboidratos

Os carboidratos são formados por cadeias de carbono onde a maioria dos átomos de carbono está associada a um grupamento álcool, e um carbono apresenta-se ligado a um grupo aldeído ou cetona. Eles são formados exclusivamente por carbono, hidrogênio e oxigênio, podendo ser definidos como poliidroxiáldeídos e poliidroxicetonas. Os carboidratos estão amplamente distribuídos na natureza. São exemplos de carboidratos os açúcares, amidos, celulose e fibras vegetais. Alguns são solúveis em água, notadamente os açúcares; outros são insolúveis, como o amido (Allinger *et al.* 1978).

Os açúcares são facilmente decompostos; as enzimas de certas bactérias os fermentam, produzindo álcool e dióxido de carbono. Os amidos são mais estáveis, porém podem ser convertidos em açúcares pela atividade microbiana ou por ácidos minerais diluídos. A celulose é um dos materiais mais resistentes e mais abundantes na natureza, estando presente em grande quantidade nos vegetais (Allinger *et al.* 1978).

3.5.3 Lipídeos

Os lipídeos compreendem os óleos e as gorduras, constituindo o terceiro principal componente dos alimentos. Dá-se o nome de óleos aos lipídeos que são líquidos a temperatura ambiente; os sólidos são chamados gorduras.

São ésteres de ácidos graxos com glicerol (propanotriol) ou outros álcoois. São formados por carbono, hidrogênio e oxigênio, podendo em certos casos conter outros elementos, como fósforo. Nesse caso, em que há um grupamento fosfato ao invés de um ácido graxo na molécula, os lipídios são chamados fosfolipídios (Lehninger, 2002).

As gorduras estão entre os compostos orgânicos mais estáveis, não sendo facilmente decompostas biologicamente. Óleos e gorduras tendem a envolver superfícies com as quais entram em contato, interferindo na ação dos microrganismos (Metcalf & Eddy, 1991).

3.6 Reprodutibilidade de Experimentos com Resíduos Sólidos

Uma das principais características da pesquisa científica é sua reprodutibilidade. Ou seja, uma pesquisa deve poder ser repetida, sob as mesmas condições, atingindo resultados similares. No caso de resíduos sólidos, a ampla variação na constituição dos mesmos e a dificuldade de homogeneização criam barreiras com relação à possibilidade de se reproduzir experimentos sob condições semelhantes. Para que se possam garantir tais condições, é

necessário que o resíduo usado em cada experimento tenha composição tão semelhante quanto possível àquele utilizado no experimento com o qual se deseja comparar resultados. De preferência, seria ideal que se estabelecesse um resíduo padrão para o uso em experimentos. Seria ainda essencial que se adotasse um procedimento para o carregamento de reatores, de forma a garantir não apenas que o substrato preparado tenha características conhecidas, mas que tais características sejam igualmente representadas em reatores diferentes.

3.6.1 Padronização da FORSUD

A preparação de substrato para pesquisas com resíduos sólidos baseada em amostragem a partir do resíduo real, mesmo que se tomem cuidados diversos, pode apresentar amplas variações no que diz respeito aos materiais coletados. Caso se pensasse em apenas um experimento, mesmo que em dois ou mais sistemas diferentes, seria possível coletar uma grande quantidade de resíduo, homogeneizá-lo e distribuí-lo entre os sistemas, garantindo um bom grau de semelhança. Entretanto, isso inviabilizaria a comparação entre experimentos não simultâneos.

Um primeiro passo na direção de superar esse obstáculo é definir um resíduo que possa ser reproduzido em pesquisas diversas, porém que seja também representativo dos resíduos sólidos de uma cidade.

Tendo isso em mente, Pinto (2000), em seu trabalho de doutorado, pesquisou a composição dos resíduos sólidos da cidade de São Carlos, SP. A partir de suas observações, ela elaborou a Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos Domésticos padronizada (FORSUDp). A FORSUDp é basicamente uma “receita”, a partir da qual se pode montar um resíduo sintético, representativo da fração orgânica presente em uma cidade do porte de São

Carlos. Uma vez que se tenha esse resíduo como padrão para uso em pesquisas, torna-se mais fácil fazer a comparação entre as mesmas, pois elas terão um substrato similar.

Para chegar a esse resíduo, Pinto (2000) elaborou um plano de amostragem baseado na divisão sócio-econômica da população, obtida do IBGE. A partir disso, ela selecionou um total de 30 domicílios para fazer a amostragem. A escolha dessas residências foi baseada nos critérios de rendimento familiar, número de moradores, frequência de refeições por dia, frequência da coleta regular de resíduos e da estimativa de geração diária dos mesmos. Essas informações foram obtidas através de questionários entregues à população. A amostragem foi realizada em um único momento do ano, uma vez que Gomes (1989) já havia demonstrado que não há variação significativa na qualidade ou quantidade dos resíduos sólidos de São Carlos ao longo do ano.

De acordo com Pinto (2000), foi possível fazer a separação dos componentes com tal nível de detalhamento porque os resíduos se encontravam em boas condições de identificação. Isso se deveu ao curto período entre a geração, a coleta e a caracterização, período esse de no máximo três dias. Componentes cuja separação não foi possível, como arroz misturado com feijão, foram pesados em conjunto e suas porcentagens foram determinadas visualmente. Vale salientar ainda que a autora considerou que o valor de folhas coletado foi muito maior que o normal, uma vez que o período de amostragem foi considerado atípico, em função do clima. Por isso ela utilizou apenas a metade do valor encontrado em suas amostras. Finalmente, a autora formulou a receita da FORSUDp, baseada nos procedimentos e considerações acima citados.

3.6.2 Procedimento do carregamento dos reatores

Uma vez que se tenha superado o problema de estabelecer um substrato padrão para as pesquisas em resíduos sólidos, deve-se passar aos próximos obstáculos: a preparação, homogeneização e carregamento dos reatores. Por se tratar de matéria sólida, tais passos tornam-se complicados. Souto (2005) e Carneiro (2005), que realizaram seus trabalhos experimentais simultaneamente, operaram três sistemas híbridos de digestão anaeróbia de resíduos sólidos. Para garantir que a FORSUDp utilizada por eles estivesse em condições semelhantes de homogeneização e degradação após o carregamento dos reatores, eles adotaram um procedimento, que foi utilizado também no presente trabalho. O procedimento adotado será descrito em detalhes posteriormente, no item 4.7.

3.7 Fundamentos da digestão anaeróbia

Digestão anaeróbia é o processo através do qual um conjunto de microrganismos variados, na ausência de oxigênio, age sobre um substrato orgânico, resultando dessa ação metano, gás carbônico e gás sulfídrico como principais produtos. Os processos através dos quais os microrganismos obtêm energia são fermentativos ou oxidativos. No caso de processos oxidativos, o acceptor final de elétrons não é O_2 , mas sulfato ou nitrato, que são reduzidos a sulfeto e amônia (Harper & Poland, 1986).

Há quatro etapas na conversão anaeróbia da matéria orgânica: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A hidrólise, etapa inicial do processo, constitui-se na decomposição de compostos orgânicos insolúveis em produtos solúveis mais simples, como açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos. Esses produtos serão usados pelas células nas fases seguintes do processo. Muitos autores a consideram a etapa limitante do processo (Mata-

Alvarez *et al.* 2000), embora isso somente seja válido após o consumo da fração orgânica muito facilmente degradável presente nos resíduos.

Na acidogênese, os componentes orgânicos solúveis, inclusive aqueles gerados na hidrólise, são assimilados e convertidos, por bactérias, a ácidos graxos voláteis de cadeia curta (ácidos acético, propiônico e butírico), álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia, ácido sulfídrico e outros compostos. Muitas dessas bactérias são facultativas, podendo consumir oxigênio eventualmente dissolvido no sistema.

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em substratos para a metanogênese: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Há dois grupos principais dessas bactérias (Vazoller, 1986): as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, que catabolizam propionato e outros ácidos orgânicos com mais de dois carbonos, e as homoacetogênicas, que consomem H_2 e CO_2 para formar acetato.

Na metanogênese, as arqueas metanogênicas transformarão essas substâncias em metano e gás carbônico. A maior parte destes microrganismos produz metano a partir de CO_2 e H_2 exclusivamente, sendo denominadas de hidrogenotróficas. Aquelas que geram metano a partir do acetato são chamadas de acetoclásticas, das quais só se conhece dois gêneros: *Methanosaeta* (antigamente conhecida como *Methanotrix*), que só utiliza acetato, e *Methanosarcina*, que utiliza tanto acetato quanto gás carbônico e hidrogênio (Vazoller, 1986). Cerca de 70% do metano produzido em sistemas anaeróbios provêm da degradação do acetato (Barlaz, 1996).

A Figura 2 apresenta um esquema da digestão anaeróbia, indicando os principais processos, os microrganismos envolvidos, o substrato utilizado bem como os produtos de cada etapa e os produtos finais do processo.

Figura 2 - Visão geral do processo de decomposição anaeróbica - modificado de Barlaz (1996); Barlaz (1997); Chernicharo (1997) apud Carneiro (2005).

A digestão anaeróbica se mostra viável, pois além de utilizar processos biológicos na estabilização do resíduo, a produção de gás metano permite a geração de energia. Essa energia ultrapassa a necessária para a operação do sistema, podendo tornar auto-suficientes estações de tratamento, em termos energéticos. Adicionalmente, o aproveitamento energético do CH_4 , ao invés de sua emissão à atmosfera, gera divisas no mercado mundial de créditos de carbono, tornando a digestão anaeróbica um investimento potencialmente rentável. Do ponto de vista ambiental, a digestão anaeróbica libera menos gases-estufa por tonelada de resíduo tratado do que qualquer outro sistema, inclusive a compostagem (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

Os estudos realizados por Mata-Alvarez *et al.* (2000) indicam que dentre os sistemas de digestão anaeróbica, o mais eficiente é o híbrido, com recirculação do líquido tratado.

Estudos realizados no próprio Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC – USP) apontam na mesma direção. A faixa de temperatura empregada é a mesofílica. Embora seja sabido que temperaturas termofílicas aceleram a degradação, o gasto de energia para manter o sistema operando na faixa termofílica, bem como o custo dos equipamentos necessários, elimina essa vantagem. A digestão em duas fases também pode ser utilizada para resíduos já aterrados, caso em que se considera o aterro como a fase acidogênica e o tratamento de lixiviado como a fase metanogênica. O lixiviado tratado é recirculado através do aterro. Este sistema tem sido chamado na literatura internacional de "landfill bioreactor" (Pohland & Kim, 1999).

Diversas pesquisas vêm sendo realizadas no Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC voltadas aos resíduos sólidos e sua digestão por processo anaeróbio. Pinto (2000) avaliou a composição do resíduo de São Carlos. A partir desse estudo estabeleceu um resíduo padrão, de forma a que se possam comparar diferentes estudos. Esse resíduo foi denominado Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos Domésticos Padronizada (FORSUDp). A mesma autora comparou também o desempenho de diferentes substâncias como inóculo para o processo, chegando à conclusão de que o mais apropriado é o lixiviado de aterro sanitário. Pinto (2000) determinou ainda que o teor de sólidos totais que permite a melhor condição de partida da digestão é de 13%. Um sistema em duas fases operado em temperatura mesofílica foi testado por Picanço (2003). Picanço utilizou uma taxa de recirculação constante de 20% do total de lixiviado utilizado como inóculo. Entretanto, há artigos como o de Vavilin *et al.* (2002) que propõem que o uso de taxa de recirculação variável e crescente ao longo do período de operação do sistema seria mais eficiente. O trabalho de Souto (2005) demonstrou que o uso de taxa variável de recirculação acelera a degradação. Isso ocorre porque taxas de

recirculação muito elevadas no início da operação provocam o acúmulo de ácidos voláteis, o que inibe a degradação.

3.8 Ácidos voláteis

Os ácidos voláteis estão entre os compostos mais importantes para a digestão anaeróbia, e, portanto, seu estudo é essencial para melhor compreensão do processo. Eles possuem até 6 carbonos e apresentam baixo peso molecular. São definidos como ácidos graxos solúveis em água, que podem ser destilados a pressão atmosférica (Baldochi, 1990).

Na Tabela 1 estão apresentados os ácidos voláteis de interesse para o trabalho, e algumas de suas propriedades físico-químicas.

Tabela 1 - Ácidos voláteis.

Ácido volátil	Fórmula química	Ponto de ebulição	Solubilidade (g/100g H ₂ O)
Acético	CH ₃ COOH	118,1	∞
Propiônico	CH ₃ CH ₂ COOH	141,1	∞
Isobutírico	CH ₃ (CH ₂) ₂ COOH	163,5	∞
Butírico	CH ₃ (CH ₂) ₂ COOH	154,0	20
Isovalérico	CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH	187,0	3,3
Valérico	CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH	177,0	4,2
Capróico	CH ₃ (CH ₂) ₄ COOH	202,0	1,1

Fonte: Perry & Chilton (1980) e Collenut (1979) apud Baldochi (1990).

De acordo com McInerney & Bryant (1981) *apud* Baldochi (1990), há duas vias catabólicas principais para o metabolismo de substratos complexos. Essas vias são apresentadas simplificadaamente a seguir:

I – Substrato complexo → CO₂ + H₂ + acetato

II – Substrato complexo → propionato + butirato + etanol

A Figura 3 ilustra esses caminhos no catabolismo de carboidratos.

matéria orgânica, deve-se manter baixa pressão parcial de H_2 . Com isso, o equilíbrio da reação se altera, favorecendo a liberação de hidrogênio. Essas condições podem ser obtidas com o consumo de H_2 pelas arqueas metanogênicas (Baldochi, 2005).

É importante ainda notar que, a baixa pressão parcial de H_2 , a degradação de piruvato a acetato é favorecida. Por outro lado, quando a pressão parcial de hidrogênio é elevada, a tendência é que o piruvato seja catabolizado a produtos mais reduzidos, como o propionato e o butirato.

Na digestão anaeróbia, lipídeos são provavelmente degradados pela quebra inicial das gorduras pela enzima lipase. Resultam dessa quebra, entre outros produtos, ácidos graxos de cadeia longa e glicerol. Os ácidos graxos são degradados a acetato e hidrogênio, se contêm um número par de átomos de carbono, e a acetato, propionato e hidrogênio, caso tenham um número ímpar de átomos de carbono (Baldochi, 1990).

Já as proteínas são provavelmente degradadas pela ação da enzima celular protease, produzindo ácidos carboxílicos de cadeia curta, como valerato, isobutirato e isovalerato (Baldochi, 1990).

Percebe-se então que, após as etapas de hidrólise e acidogênese, estão presentes no sistema o ácido acético, principal substrato para a metanogênese, mas também outros ácidos voláteis, de cadeia maior que o acético, dos quais os principais são o propiônico e o butírico. Esses ácidos são metabolizados a ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono pelas bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio (McCarty, 1964 *apud* Baldochi, 1990).

As reações de conversão de propionato, butirato e etanol a acetato, de acordo com Speece *apud* Baldochi (1990), são:

É importante ressaltar que as reações acima favorecem, termodinamicamente, a conversão de acetato aos compostos de cadeia mais longa, como butirato e propionato, a menos que a concentração de hidrogênio no sistema seja baixa (Baldochi, 1990).

3.9 Recirculação de lixiviado

Diversas pesquisas avaliaram o efeito da recirculação do lixiviado, tanto em aterros sanitários quanto em reatores fechados. Pohland e Kim (1999) concluíram que a recirculação promove melhor contato entre substratos insolúveis, nutrientes e microrganismos, ao mesmo tempo tratando o lixiviado e acelerando a degradação anaeróbia dos resíduos, sendo, portanto, um processo bastante vantajoso para a estabilização anaeróbia de resíduos sólidos. Segundo Pavoni (1975) *apud* Picanço (2004), a recirculação de lixiviado cria condições ideais de umidade e temperatura para a digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos em ambiente de aterro sanitário.

Utilizando dois reatores de 5 m³, um com e outro sem recirculação, Brummeler (1993) *apud* Pinto (2000) obteve que o reator com recirculação apresentou tempo de digestão de 42 dias, enquanto que o outro reator não atingiu digestão completa mesmo depois de 180 dias de operação. A influência da recirculação de lixiviado foi estudada também por San e Onay (2001), através do emprego de dois reatores de PVC simulando condições de aterros sanitários. Em um dos reatores, os autores testaram diferentes taxas de recirculação, enquanto que no outro reator não houve recirculação do lixiviado. Foi possível concluir que a recirculação possibilitou aceleração do processo de degradação da matéria sólida e tratamento

do lixiviado. Esses autores também concluíram que o grau de estabilização da matéria orgânica no sistema depende do modo de operação, em particular da frequência de recirculação e do tamponamento do sistema.

3.10 Digestão em sistemas anaeróbios de duas fases

Harper & Pohland (1986) escreveram que a taxa de crescimento das bactérias hidrolíticas é muito superior à das hidrogenotróficas. Por esse motivo, a tendência do sistema é produzir hidrogênio em excesso. Conforme descrito anteriormente, o excesso de hidrogênio prejudica a metanogênese, e, portanto, é desfavorável à digestão anaeróbia.

Uma forma de contornar esse problema é o uso de sistemas de digestão em duas fases, cada fase ocorrendo em um reator separado. Um dos reatores contém o resíduo sólido a ser tratado, e foi referido por Mata-Alvarez *et al.* (2000) como acidogênica, sendo operado no sentido de otimizar a produção de ácidos voláteis. O outro reator destina-se a tratar o lixiviado proveniente do primeiro reator, e foi referido como metanogênica, no qual se procura converter a maior quantidade possível desses ácidos em metano. Sistemas como esses têm sido utilizados com sucesso já há algum tempo para o tratamento de resíduos sólidos na Europa (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

Embora o efluente do reator que contém os resíduos sólidos possa conter pequenas concentrações de H_2 e valores elevados de propionato, substrato inadequado à metanogênese, esse quadro pode ser revertido caso haja o desenvolvimento de uma população de bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio no reator metanogênico, convertendo assim propionato a acetato e H_2 (Souto, 2005).

O mecanismo básico de controle do sistema é a variação da vazão de lixiviado que passa do reator acidogênica para o metanogênico.

Para a fase metanogênica, o importante é garantir o maior tempo de retenção celular possível (Speece, 1996), o que pode ser obtido com o uso de um meio suporte para os microrganismos.

Um possível acúmulo de ácidos voláteis no reator acidogênico devido à baixa taxa de recirculação inicial não deve inibir o processo de hidrólise e fermentação, como apresentado no trabalho de Veeken *et al.* (2000). Os autores estudaram o efeito do pH e do acúmulo de ácidos voláteis na hidrólise, usando concentrações de ácidos voláteis entre 3 e 30 g DQO/L e valores de pH entre 5 e 7. Não houve efeito de inibição pelos ácidos voláteis, ao passo que se notou um decréscimo na acidogênese para pH igual a 5. Providenciando tamponamento do sistema ou utilizando a alcalinidade produzida na fase metanogênica, a fase acidogênica não deverá sofrer inibição (Veeken *et al.*, 2000).

Tendo em mente os tópicos apresentados, aparece como uma tendência natural que se pense em atrelar a variação da taxa de recirculação de lixiviado à concentração de ácidos voláteis presentes em um sistema de digestão anaeróbia em duas fases, tratando a FORSUP.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 *Visão geral do experimento*

O experimento consistiu de três etapas. Na primeira foram operados dois reatores, em fase única. Esses reatores foram denominados “reatores de sólidos”. Na segunda e terceira etapas foram utilizados dois sistemas, compostos por dois reatores. Um dos reatores que compunha os sistemas era o mesmo reator de sólidos utilizado na primeira etapa. O outro era um filtro anaeróbio.

De forma a diferenciar os dois sistemas operados em paralelo, foram atribuídas denominações a cada um. Para estabelecer tais denominações, tomou-se por base a configuração da terceira etapa do experimento. Assim sendo, um dos sistemas foi chamado de “controle” e o outro de “teste”, em função das diferentes formas de operação que cada um recebeu na etapa final da pesquisa.

A primeira etapa teve por objetivo avaliar se os procedimentos adotados na preparação do experimento poderiam garantir a validade da comparação dos resultados dos dois sistemas. Incluem-se nesses procedimentos: uso da FORSUDp como substrato; preparação da FORSUDp; homogeneização da FORSUDp; carregamento dos reatores de sólidos com a FORSUDp; e inoculação dos reatores de sólidos. Nessa etapa não houve rigorosamente nenhuma diferença na operação dos dois reatores. Apesar de se haver realizado o acompanhamento do processo de digestão em uma fase, o objetivo dessa etapa foi comparar o comportamento dos parâmetros físico-químicos avaliados entre os dois reatores, de forma a aferir se tais comportamentos seriam realmente semelhantes entre si, como se esperava garantir com os procedimentos citados no item 3.6.

É importante ressaltar que apesar de a FORSUDp já ter sido utilizada nos experimentos de Pinto (2000), Salgado (2003), Picanço (2004), Carneiro (2005) e Souto (2005), e de o procedimento de carregamento dos reatores já ter sido utilizado nas pesquisas de Carneiro (2005) e Souto (2005), nenhum desses autores comparou diretamente o comportamento da digestão anaeróbia em sistemas operados de forma idêntica, com vistas a avaliar se a similaridade da operação garantiria similaridade dos resultados. É em função disso que se configura a importância da primeira etapa do presente trabalho.

A segunda etapa se constituiu na avaliação da eficiência do uso de um filtro anaeróbio para a recuperação de um reator de sólidos acidificado. Para isso foram associados aos reatores de sólidos utilizados na primeira etapa filtros anaeróbios de fluxo ascendente. Os sistemas foram operados com taxa de recirculação de 5%.

Finalmente partiu-se para a terceira e última etapa do experimento. Esta consistiu na avaliação das hipóteses de trabalho postuladas anteriormente, ou seja, nessa fase avaliou-se a possibilidade de aumentar a eficiência do sistema de digestão em duas fases variando a taxa de recirculação de lixiviado em função da concentração de ácidos voláteis no sistema.

Nessa etapa, a operação do sistema denominado previamente “controle” se deu da seguinte forma: a taxa de recirculação do lixiviado começou com o valor de 5% do volume de lixiviado presente no reator de sólidos, utilizado na etapa anterior. Essa taxa foi aumentada em intervalos de 15 dias, constantes e pré-determinados.

Já no sistema teste, a taxa de recirculação foi aumentada em função da concentração de ácidos voláteis presentes no sistema. Foi necessário então estabelecer qual dos ácidos representaria o parâmetro mais eficiente, visto que trabalhar com todos eles simultaneamente seria complexo e envolveria muitas variáveis, e também em que ponto do sistema a concentração desse ácido seria tomada como parâmetro. Conforme já explicado, o objetivo do

sistema de digestão em duas fases é utilizar um reator para otimizar a produção de ácidos, que no caso desta pesquisa é o reator de sólidos, e outro reator para tratar o lixiviado proveniente do primeiro, procurando converter a maior parte desses ácidos a metano, no caso deste trabalho, o filtro anaeróbio.

Em função dessa configuração do sistema e das propriedades termodinâmicas das diversas etapas da digestão anaeróbia, discutidas nos itens 3.7 e 3.8, foi selecionado o ácido propiônico como parâmetro. O ponto em que sua concentração foi tomada como parâmetro é a saída do filtro anaeróbio. A combinação desses parâmetros permitiu avaliar se a microbiota do filtro anaeróbio estava cumprindo sua função, ou seja, se ela estava adaptada ao substrato oferecido a ela através da recirculação. Quando a concentração de ácido propiônico na saída do filtro se tornava muito reduzida, podia-se supor que os microrganismos presentes no filtro estavam conseguindo converter os ácidos a metano, retirando H_2 do meio e evitando a formação de propionato. Assim sendo, já era possível aumentar a carga aplicada ao filtro, aumentando a recirculação.

Dessa forma, o intervalo para o aumento da taxa de recirculação do sistema “teste” não era fixo. Iniciou-se, assim como no sistema “controle”, com a taxa de 5% utilizada na segunda etapa. Sempre que o sistema teste se mostrava adaptado à nova condição de operação, procedia-se um aumento na taxa de recirculação, passando para 10%, 15% e finalmente 20%. Essa adaptação à nova condição de operação era avaliada em função do comportamento do ácido propiônico.

Os sistemas foram operados segundo os critérios da terceira etapa até que a concentração de ácidos tornou-se muito baixa, indicando que os materiais facilmente e moderadamente degradáveis já haviam sido consumidos.

4.2 Resíduo

O resíduo tratado foi a Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos Domésticos Padronizada, determinada no trabalho de Pinto (2000). Ela foi elaborada seguindo o procedimento proposto por essa autora. A intenção ao usar esse resíduo foi poder comparar o experimento com os trabalhos realizados no departamento, em especial os de Picanço (2004) e de Souto (2005), que serviram de base para essa pesquisa.

A maior parte dos componentes do resíduo foi coletada no restaurante universitário do campus da própria USP São Carlos. Melancia, mandioca e abobrinha foram compradas em supermercado. As folhas foram coletadas manualmente no campus da Universidade. As folhas secas foram a primeira parte do resíduo a ser coletada, e as folhas verdes a última, para evitar que secassem antes da trituração e preparação da FORSUDp.

Após a aquisição, até o processo de trituração, os componentes do resíduo foram guardados em sacos plásticos bem fechados e ficaram armazenados no laboratório. Esse período de armazenamento durou poucos dias, em função apenas da necessidade de aguardar a disponibilidade de todos os componentes necessários para a preparação da FORSUDp. Os componentes receberam trituração mecânica, com o uso de um triturador de resíduos orgânicos, modelo TR200 da marca Trapp. Apenas o papel sofreu trituração manual, motivo pelo qual ele foi umedecido, para tornar mais fácil sua trituração. O café, o arroz e o feijão não foram triturados.

A Tabela 2 apresenta a composição da FORSUDp. Vale ressaltar que, apesar de serem necessários 20 kg de resíduo para carregar os dois sistemas, foram preparados 30 kg de FORSUDp, por segurança.

Tabela 2 - Composição da FORSUDp utilizada no experimento

Componente	Massa (kg)	% em massa
Frutas		
Casca/bagaço de laranja	5,34	17,8
Pedaços de tomate	1,38	4,6
Casca de banana	1,14	3,8
Casca de melancia	1,14	3,8
Legumes Crus		
Casca de batata	1,65	5,5
Casca/pedaços de cebola	0,69	2,3
Casca de abobrinha	0,48	1,6
Casca/pedaços de mandioca	0,48	1,6
Legumes Cozidos		
Pedaços de mandioca	0,81	2,7
Casca/pedaços de batata	0,39	1,3
Hortaliças		
Alface	1,14	3,8
Repolho	0,57	1,9
Couve-flor	0,45	1,5
Arroz	3,36	11,2
Feijão	1,41	4,7
Café	1,05	3,5
Pão	0,90	3,0
Macarrão	0,66	2,2
Queijo	0,12	0,4
Carnes		
Pele/pedaços de frango cru	0,39	1,3
Pedaços de carne bovina crua	0,21	0,7
Osso		
Frango	0,54	1,8
Folhas		
Secas	2,76	9,2
Verdes	0,48	1,6
Outros		
Papel úmido	1,50	5,0
Casca de ovo	0,96	3,2

Para compor a FORSUDp, foi utilizado o seguinte procedimento: pesou-se a massa de cada componente, que a seguir foi colocada no triturador e coletada em recipiente de plástico, tomando o cuidado de recuperar toda a massa adicionada. Para fazer a pesagem foi utilizada balança da marca Dayton, modelo CB2, com precisão de 1 g. Cada componente triturado era

misturado aos que já haviam sofrido o processo, buscando homogeneizar ao máximo o resíduo. Uma vez que todos os componentes foram triturados e misturados, se procedeu a mais uma homogeneização, com o uso de haste metálica. A FORSUDp foi então armazenada por período de três dias em recipiente de plástico, a temperatura ambiente. O recipiente de plástico foi fechado com tampa apropriada e coberto com saco plástico, com a intenção de evitar a emissão de odores. Durante esse período, não houve revolvimento ou homogeneização do resíduo armazenado. Após esse procedimento e o período de três dias de espera, os reatores foram carregados com a FORSUDp.

4.3 Inóculo

Como inóculo foi utilizado lixiviado proveniente do aterro sanitário de Jaboticabal, cidade do interior de São Paulo. Esse lixiviado foi utilizado com sucesso nas pesquisas anteriores nesse departamento, e por isso foi escolhido para esse trabalho. Vale salientar que uma das possíveis razões para que esse lixiviado funcione bem como inóculo é o fato de o aterro de Jaboticabal realizar a recirculação direta de lixiviado, o que faz com que ele permaneça mais tempo em contato com o resíduo. Isso permite o desenvolvimento de uma biomassa adaptada ao processo de digestão avaliado na presente pesquisa. O autor buscou descobrir a idade do lixiviado, entretanto não obteve resposta do responsável pela operação do aterro.

O lixiviado foi coletado pelo responsável pela operação do aterro, e entregue ao autor deste trabalho no mesmo dia de sua coleta. Foram coletados 100 litros, divididos em cinco recipientes plásticos com volume de 20 litros cada. Após sua coleta, o lixiviado ficou armazenado nesses recipientes, em temperatura ambiente, até o momento de seu uso. O período de armazenamento foi de aproximadamente oito semanas.

4.4 Reatores

Cada um dos sistemas operados nas etapas dois e três do experimento foi composto por dois reatores. Um deles, no qual foi colocada a FORSUDp inoculada com o lixiviado, foi chamado de “reator de sólidos”. O outro, destinado a tratar o lixiviado, foi um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente, referido aqui como “filtro anaeróbio”.

Essa configuração teve por objetivo separar as etapas da digestão anaeróbia, de forma que as etapas de hidrólise e acidogênese fossem favorecidas no reator de sólidos, enquanto que as etapas de acetogênese e metanogênese fossem favorecidas no filtro anaeróbio. Buscou-se, com esse procedimento, que o lixiviado recirculado para o reator de sólidos, após ser tratado no filtro anaeróbio, apresentasse pH e alcalinidade com valores adequados ao processo de degradação da matéria sólida no reator de sólidos.

Assim sendo, foram essenciais os cuidados para que a passagem de sólidos para o filtro anaeróbio fosse a menor possível. Seria impossível evitar totalmente que uma parcela de sólidos chegasse ao filtro. Mas foi possível determinar quanto passa, através de ensaios de sólidos suspensos de amostras retiradas da saída do reator de sólidos.

Foram usados os mesmos reatores utilizados em trabalhos anteriores. Os reatores de sólidos já haviam sido utilizados por Pinto (2000), Picanço (2004), Carneiro (2005) e Souto (2005). Os filtros anaeróbios foram construídos e utilizados pelos dois últimos. Eles montaram quatro sistemas, sendo um deles um protótipo, e os outros três utilizados efetivamente em seus experimentos. Vale salientar que, apesar da utilização dos reatores de sólidos e filtros anaeróbios de pesquisas anteriores, todos eles foram lavados de forma a que não houvesse aproveitamento da biomassa desenvolvida em experimentos anteriores.

Os reatores de sólidos não apresentaram nenhum problema ao longo da operação. Entretanto, todos os quatro filtros possuíam algum tipo de vazamento. A seleção dos filtros em melhores condições e o conserto dos vazamentos presentes nestes tomaram uma grande parcela do tempo do pesquisador. Vale salientar aqui que a longa duração da primeira etapa do experimento foi determinada pela necessidade de conserto dos filtros, antes que se pudesse passar à segunda fase.

A representação esquemática do sistema utilizado no experimento pode ser observada na Figura 4 a seguir. A figura não está em escala, e serve apenas como ilustração. O sistema será apresentado com maior detalhamento posteriormente.

Figura 4 - Esquema do sistema experimental. Adaptado de Souto (2005).

4.4.1 Reatores de sólidos

Os reatores em questão foram recipientes de plástico rígido de volume igual a 50 L, com tampa rosqueável. O diâmetro dos reatores era de 36 cm, e sua altura de 56 cm. O fluxo

de líquido neste reator foi descendente. A tampa foi vedada com o uso de fita de teflon, de forma a evitar a saída do biogás. Essa fita também foi usada para vedar a tubulação de entrada do líquido recirculado. Outros pontos onde poderia haver saída de biogás foram impermeabilizados com silicone. Os reatores não possuíam nenhum mecanismo de mistura ou agitação do resíduo contido neles. Um desses reatores pode ser visto na Figura 5.

Figura 5 - Reator de sólidos utilizado no experimento

4.4.1.1 Leito dos reatores de sólidos

Os dez centímetros inferiores dos reatores de sólidos foram preenchidos com um leito de pedregulho, com granulometria inferior a 1 cm. Com isso teve-se a intenção de evitar o carregamento de sólidos para fora do reator, e para o filtro anaeróbio. Além de prejudicar o funcionamento do sistema híbrido, isso poderia causar entupimento das bombas. A Figura 6 mostra o pedregulho utilizado como leito.

4.4.1.2 Dispositivo de entrada

O líquido tratado no filtro anaeróbio era reconduzido ao reator de sólidos através de uma tubulação de PVC de ½". O ponto de entrada do líquido pode ser visto na Figura 7. O

reator de sólidos não possuía sistema de distribuição do lixiviado recirculado, sendo esse descarregado no centro do reator, através do orifício no centro da tampa do mesmo.

Figura 6 - Leito dos reatores de sólidos (A) Detalhe e; (B) Disposição no reator.

4.4.1.3 Dispositivo de saída

A saída do lixiviado do reator de sólidos se dava a uma altura de 5 cm acima do fundo, através de adaptador rosqueável com flanges e anel de vedação. Esse sistema permitia que se fizesse manutenção na tubulação sem esvaziar o reator. A saída era protegida na parte interna do reator por uma tela de malha fina, com abertura de 1,5 mm, para evitar a saída de sólidos. Essa tela foi fixada com auxílio de borracha de silicone. O dispositivo de saída pode ser visto na Figura 7.

Figura 7 - Reator de sólidos (A) Parte superior, destacando o ponto de entrada do lixiviado e; (B) Detalhe do dispositivo de saída.

4.4.1.4 Coleta de lixiviado

Durante a primeira etapa do experimento, a coleta de lixiviado dos reatores de sólidos foi realizada diretamente no registro de saída (Figura 7). Nas etapas dois e três, que envolviam bombeamento, o lixiviado foi coletado após passar pelas bombas, antes da entrada do filtro anaeróbio.

4.4.1.5 Coleta de biogás

O biogás gerado no reator saía por uma mangueira de silicone, conectada a uma das saídas existentes na tampa do reator. Essa mangueira estava conectada ao reator através de uma conexão metálica. A outra extremidade da mangueira terminava em um recipiente de vidro, contendo água, de forma a garantir selo hídrico, para que não entrasse ar no reator.

Tentou-se utilizar frascos de Mariotte para medir o volume de biogás gerado. Esse procedimento já havia sido testado, sem sucesso, por Carneiro (2005) e Souto (2005). De acordo com Souto, isso se deveu à abertura excessivamente grande do sifão dos frascos de Mariotte. O teste no presente experimento demonstrou que esses frascos realmente não apresentam condições apropriadas para medir o volume de biogás no sistema utilizado.

4.4.2 Filtros Anaeróbios

Os filtros, que consistiam de tubos de PVC de 1,2 m de altura e 20 cm de diâmetro, foram montados por Carneiro (2005) e Souto (2005), para seus experimentos. Optou-se pelo uso desses filtros uma vez que, por já terem sido utilizados em condições semelhantes às propostas nesse trabalho, seria teoricamente seguro utilizá-los, pois seus possíveis defeitos e problemas seriam conhecidos.

A parte inferior do reator consistia de um Tê sanitário de dimensões 150 x 100 mm. Uma das extremidades de 150 mm foi fechada com um Cap de mesma dimensão. Na outra extremidade de 150 mm foi colocada uma grelha metálica, cujas finalidades foram suportar o meio suporte em sua posição e fazer com que a distribuição da vazão na entrada do filtro se desse da maneira mais uniforme possível. A extremidade de 100 mm do Tê foi fechada com um Cap de 100 mm. Um pequeno tubo de 100 mm foi instalado entre o Cap e o Tê, para possibilitar que se colocasse o primeiro. Assim sendo, a parte inferior do filtro, como explicada aqui, serviu como fundo falso, no qual além de se dar a distribuição da vazão, podia ficar acumulado algum sólido mais denso que porventura pudesse sair do reator de sólidos. Todas as conexões receberam anéis de vedação de borracha, de forma a garantir a estanqueidade do conjunto.

O espaço utilizado para tratar o lixiviado foi de 1 m da altura do filtro, acima do fundo falso. O espaço restante, na parte superior do filtro, foi utilizado como espaço para acúmulo de gás.

A parte superior do Tê mencionado anteriormente foi ligada a um tubo de 150 mm, com 1,20 m de comprimento. Na parte superior do filtro foi instalado um Cap de 150 mm, com duas saídas para o biogás, uma que foi usada e outra de reserva, para o caso de problemas com a primeira. Os filtros podem ser observados na Figura 8 a seguir.

4.4.2.1 Meio suporte dos filtros anaeróbios

Foram utilizados como meio suporte anéis de polietileno de $\frac{3}{4}$ ", os mesmos utilizados nos trabalhos de Carneiro (2005) e Souto (2005). Por serem corrugados, eles apresentavam maior superfície total. Tais anéis tinham diâmetro externo de 2,5 cm e interno de 2,0 cm. A Figura 9 traz uma representação esquemática da forma e dimensões desses anéis.

Baseado nessa representação é possível calcular a área por unidade de comprimento do anel, que equivale a $28 \text{ cm}^2/\text{cm}$, ou $0,28 \text{ m}^2/\text{m}$.

Figura 8 – Filtro anaeróbio (A) Vista frontal e; (B) vista lateral.

Figura 9 - Esquema representativo do meio suporte. Fonte: Souto (2005).

Para preparar esse meio suporte, os autores supracitados cortaram os anéis em serra circular, sem manter um controle rígido sobre as dimensões. Posteriormente, a partir de uma amostragem utilizando 415 anéis, eles determinaram um comprimento médio de 2,8 cm, com

desvio padrão de 0,53 cm. Dentro dessa amostra, o menor anel mediu 1,5 cm, e o maior mediu 4,3 cm. Considerou-se para o presente experimento que, uma vez que foram utilizados os mesmos anéis, os valores dessa amostragem podiam ser considerados válidos.

O tamanho da amostra, 415 anéis, se deveu ao procedimento utilizado pelos pesquisadores para determinar a superfície total por unidade de volume do filtro. Eles preencheram com os anéis um volume conhecido, e depois disso somaram os comprimentos desses anéis.

O recipiente usado para tal determinação foi um tubo de PVC de 20 cm, cujo diâmetro nominal era de 150 mm. Esse foi o mesmo tubo utilizado na confecção dos filtros. Tal tubo foi fechado com um Cap. O diâmetro interno real medido foi de 14,5 cm. Com essas dimensões, pode-se calcular o volume desse recipiente, que foi de $3,30 \times 10^3 \text{ cm}^3$.

A seguir, eles preencheram esse recipiente com o meio suporte, e posteriormente determinaram os comprimentos totais. Esse procedimento foi repetido três vezes, obtendo-se os resultados de 377,5, 401,4 e 407,8 cm. Uma vez que o valor de 377,5 cm diferiu sensivelmente dos outros dois, Carneiro e Souto optaram por desconsiderá-lo e determinar o comprimento total utilizando os outros dois. Assim sendo, o comprimento total do meio suporte nesse volume de $3,30 \times 10^3 \text{ m}^3$, calculado como a média dos dois valores considerados, foi de 404,6 cm. Para determinar o comprimento total por unidade de volume, basta dividir esses valores. Com isso se obtém que o comprimento total por unidade de volume do filtro anaeróbio é 1,226 m/L

Conhecendo-se a área por unidade de volume dos anéis, previamente determinada como sendo $0,28 \text{ m}^2/\text{m}$, pode-se calcular a área de meio suporte por unidade de volume do reator, ou seja, a superfície específica do meio suporte, que equivale a $343,3 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Com isso, tem-se um bom conhecimento das propriedades físicas do meio suporte.

4.4.2.2 Colocação do meio suporte

Apesar da necessidade de preencher apenas um metro do filtro com meio suporte para fins de tratamento do lixiviado, o filtro foi preenchido com meio suporte até o topo. Isso se deu em função da densidade do polietileno ser inferior à da água. Dessa forma, a tendência dele é flutuar, o que faria com que a parte inferior do filtro não tivesse meio suporte. Por esse motivo, preencheu-se o filtro totalmente, prendendo o meio suporte entre a grelha na parte inferior e o Cap na parte superior. Vale notar, entretanto, que apenas o primeiro metro de meio suporte ficou imerso no lixiviado, participando do tratamento. O restante apenas serviu para manter o meio fixo. O meio suporte já colocado no filtro está mostrado na Figura 10.

Figura 10 - Meio suporte do filtro anaeróbio (A) Em perspectiva e; (B) Detalhe.

4.4.2.3 Dispositivo de entrada

A entrada do lixiviado no filtro anaeróbio se deu pela derivação do Tê sanitário instalado em sua base (ramo de 100 mm de diâmetro). A essa derivação foi acoplado um adaptador rosqueável com flanges e anel de vedação. Adicionalmente, foi instalado um registro de $\frac{3}{4}$ ", com o objetivo de permitir a eventual manutenção das mangueiras utilizadas

no bombeamento do lixiviado sem que houvesse a necessidade de esvaziar o filtro. Isso pode ser visto na Figura 11.

Figura 11 - Detalhe da entrada do filtro anaeróbico.

4.4.2.4 Dispositivo de saída

O lixiviado saía do filtro por um dispositivo colocado na parte superior do mesmo. Esse dispositivo é mostrado na Figura 12 (seta vermelha). O mesmo era composto de peças de PVC roscável de $\frac{1}{2}$ ". A curvatura do dispositivo se destinava a garantir selo hídrico suficiente para evitar a entrada de ar no topo do reator. Isso prejudicaria as análises do biogás e geraria condições de aerobiose. O prolongamento superior do tubo teve por finalidade possibilitar a reposição do volume de amostras coletadas, de forma a manter a carga hidráulica do sistema constante. A altura do ponto de saída garantiu que o líquido no interior do reator permanecesse no nível desejado (1 m acima da grelha).

4.4.2.5 Coleta de lixiviado

As amostras de lixiviado eram retiradas de um conjunto de peças de PVC rosqueável, colocado próximo, e à mesma altura, que a saída do lixiviado recirculado para o reator de

sólidos (Figura 12 – seta verde). Essa configuração se justificava por permitir a coleta de amostras tão semelhantes quanto possível ao líquido recirculado, sem interferir no funcionamento do sistema.

4.4.2.6 Coleta de biogás

A coleta de biogás nos filtros anaeróbios seguiu o mesmo sistema utilizado para a coleta de biogás nos reatores de sólidos, descrito no item 4.4.1.5.

4.5 Sistema de recirculação

A passagem do líquido do reator de sólidos para o filtro anaeróbio foi feita através de mangueiras de silicone, com diâmetro de 0,5 cm, e o líquido foi transportado do reator de sólidos para o filtro anaeróbio mediante bombeamento. As bombas usadas foram do tipo peristáltica, modelo DosaMini 400, da Provitec. A Figura 13 apresenta a bomba utilizada. As bombas não apresentaram entupimento ou qualquer outro problema, em nenhum momento da operação.

Figura 12 - Saída do líquido do filtro anaeróbio e ponto de coleta de amostras

Figura 13 - Bomba usada para a recirculação do lixiviado

O retorno do líquido tratado ao reator de sólidos foi feito por gravidade. Esse líquido era levado ao reator de sólidos através de uma tubulação de PVC rígido rosqueável de ½". A Figura 14 apresenta o sistema de retorno do lixiviado ao reator de sólidos (destacado pelas setas vermelhas).

Figura 14 - Sistema de retorno do lixiviado

4.5.1 Calibração das bombas

A calibração das bombas se deu ao longo de três dias, de forma a que se testassem várias formas de operação e que se obtivesse suficiente conhecimento das características das mesmas. Inicialmente, as bombas foram testadas bombeando apenas água, para que se tivesse uma noção inicial de sua capacidade de bombeamento. A seguir, as mesmas foram instaladas nos reatores de sólidos, de forma a testar sua capacidade de bombeamento de lixiviado.

Finalmente, as bombas foram ligadas também aos filtros anaeróbios. Dessa forma a calibração ocorreu com as bombas trabalhando com o líquido a ser utilizado no experimento, que tem propriedades, como viscosidade e densidade, diferentes da água, e ainda sob as condições manométricas nas quais as bombas deveriam trabalhar durante o experimento. Em um primeiro momento, foi coletada uma quantidade pré-estabelecida de lixiviado em cada sistema, e determinado o tempo que cada bomba necessitou para bombear tal volume. Esse volume foi coletado na tubulação de retorno dos filtros anaeróbios para os reatores de sólidos. Após uma tentativa utilizando esse procedimento, optou-se por estabelecer o período de funcionamento das bombas e medir o volume bombeado, visto que tal procedimento mostrou-se mais prático.

4.5.2 Vazão das bombas

Uma vez determinado o volume bombeado em cada sistema no intervalo pré-estabelecido, a potência de cada bomba foi ajustada de forma que ambas fornecessem vazões tão parecidas entre si quanto possível, para garantir a mesma velocidade ascensional nos filtros. Vale ressaltar que o parâmetro cuja variação se desejava avaliar era o volume de lixiviado recirculado. Os outros parâmetros deviam ser mantidos idênticos, ou tão próximos quanto possível disso.

4.5.3 Controle da taxa de recirculação

Cada aumento da taxa de recirculação de lixiviado implica em aumento do volume bombeado no sistema. Caso se decidisse por realizar os aumentos da taxa aumentando a potência das bombas, isso implicaria em novas calibrações das bombas para cada nova taxa de recirculação. Ao invés disso, optou-se por variar o volume recirculado mantendo a potência das bombas fixa e aumentando o tempo de funcionamento. Para controlar o tempo de funcionamento das bombas foram usados temporizadores eletrônicos, como o mostrado na Figura 15. Para as vazões de funcionamento determinadas na calibração, foi calculado o tempo que cada bomba deveria funcionar de forma a bombear o equivalente à taxa de recirculação inicial de 5% do volume de inóculo adicionado ao reator de sólidos. Depois disso, toda vez que foi necessário variar a taxa de recirculação, aumentou-se o tempo de funcionamento das bombas alterando a configuração dos temporizadores.

Figura 15 - Temporizador utilizado para ativar e desativar as bombas

4.6 Câmara climatizada

Desejava-se testar o processo de digestão, nas etapas dois e três do experimento, dentro da faixa mesofílica de temperatura, sendo também interessante para o trabalho que a mesma não apresentasse grandes variações, de forma a não se configurar em uma variável adicional

no experimento. Para tanto, fez-se o uso de uma câmara climatizada. As dimensões dessa câmara são 2,20 x 2,60 x 1,90 m, com área útil de 5,35 m², divididos em uma antecâmara com 1,05 m² e a câmara propriamente dita, a qual teve a sua temperatura controlada, e que mede 4,30 m². Essa câmara foi construída em alvenaria de tijolos maciços, com espessura de meio tijolo e foi rebocada internamente. A antecâmara se destina a melhorar o isolamento térmico da câmara. Para tanto, ela conta com um sistema de portas duplas. A Figura 16 apresenta uma representação da câmara climatizada.

Figura 16 - Croqui da câmara climatizada. Fonte: Souto (2005).

O sistema utilizado com o propósito de manter a temperatura constante era composto inicialmente de dois aquecedores, ligados permanentemente, controlados por seus termostatos internos. No início da segunda etapa, ambos foram ligados e tiveram suas potências ajustadas de forma a que, funcionando juntos, mantivessem a temperatura da câmara em 35 ± 1 °C.

Entretanto, no 46º dia da operação em duas fases (153º dia do experimento), foi constatado que um dos aquecedores não mais funcionava. O outro aquecedor, operando sozinho e com sua potência máxima utilizada, manteve a temperatura em torno dos 33 °C, mas com maior variabilidade. A temperatura mais baixa observada foi aproximadamente 31 °C, e a mais alta aproximadamente 35 °C. Todas essas temperaturas, entretanto, se encontram dentro da faixa mesofílica propícia ao processo de digestão anaeróbia.

4.7 Carregamento dos reatores

4.7.1 Meio de reação

O meio de reação consiste na mistura entre o resíduo e o inóculo. Para esse experimento, o meio de reação foi a mistura da FORSUDp com o lixiviado do aterro sanitário de Jaboticabal.

De acordo com o trabalho de Pinto (2000), a concentração ótima de sólidos totais (ST) para a partida do sistema é de aproximadamente 13%. Esse valor já foi utilizado por Salgado (2003), Picanço (2004), Souto (2005) e Carneiro (2005) em pesquisas realizadas nessa escola. Para se obter essa concentração foi usada a seguinte fórmula:

$$ST_{MR} = \frac{m_R * ST_R + m_I * ST_I}{m_R + m_I}$$

Onde:

ST_{MR} é o teor de sólidos totais no meio de reação;

ST_R é o teor de sólidos totais do resíduo;

ST_I é o teor de sólidos totais do inóculo;

m_R é a massa de resíduo adicionada ao reator de sólidos;

m_I é a massa de inóculo a ser adicionada ao reator de sólidos;

Os valores de ST_{MR} e m_R foram definidos previamente como 13% e 10 kg, respectivamente. Análises de laboratório forneceram os valores de ST_R e ST_I , respectivamente 27% e 1,5%. Utilizando esses valores na fórmula, chegou-se ao resultado aproximado de 12,3 kg de inóculo, o que equivale a aproximadamente 12 L.

Dessa forma, o meio de reação foi constituído de 10 kg de FORSUDp e 12 L de lixiviado de aterro sanitário.

4.7.2 Procedimento para o carregamento dos reatores de sólidos

Baseado na experiência de Picanço (2004), que carregou seus reatores com 15 kg de FORSUDp, percebeu-se que esse valor é muito elevado, e fez com que os reatores ficassem preenchidos até a borda. Por esse motivo, e seguindo os trabalhos de Carneiro (2005) e Souto (2005), foram introduzidos 10 kg de FORSUDp nos reatores para a realização dessa pesquisa.

Para fazer o carregamento dos reatores, optou-se pelo seguinte processo: pesava-se um quilograma de FORSUDp e colocava-se em um dos reatores. A seguir, pesava-se mais um quilograma e colocava-se no outro reator. Dessa forma, buscou-se garantir que as características do resíduo nos dois reatores fossem as mais semelhantes possíveis. Sem esse procedimento, um dos reatores receberia o resíduo que foi armazenado na parte superior do recipiente, enquanto o outro receberia o resíduo armazenado no fundo. Considerando que durante o período de espera de três dias em que o resíduo ficou armazenado já houve o início do processo de decomposição, e que essa decomposição ocorreu sob condições diferentes em diferentes alturas do recipiente, as condições dos dois reatores seriam diferentes, o que

invalidaria posteriores comparações. A pesagem do resíduo para carregamento dos reatores foi feita utilizando a mesma balança usada na preparação da FORSUDp.

Após o término da adição da FORSUDp, passou-se à inoculação com o lixiviado. Como já citado, foi necessário adicionar 12 L de lixiviado para atingir o valor de 13% de teor de sólidos totais. Uma vez que o lixiviado estava armazenado em 5 recipientes plásticos de 20 L cada, optou-se pelo seguinte procedimento: um recipiente era vigorosamente agitado. Dele se retirava um litro, que era adicionado a um dos reatores, e depois mais um litro, adicionado ao outro. Repetia-se então esse procedimento com o recipiente seguinte. Isso foi feito até que se completassem os 12 L em ambos os reatores. Para garantir um nível adequado de mistura entre a FORSUDp e o inóculo, foi feita agitação com o uso de uma haste metálica.

Os reatores não foram tamponados, pois trabalhos anteriores realizados com esse sistema demonstraram que a alcalinidade produzida no filtro é suficiente para tamponar o sistema.

4.7.3 Adaptação dos filtros anaeróbios

Nos filtros foi colocado apenas lixiviado proveniente do aterro sanitário de Jaboticabal, SP. Como já citado anteriormente, o meio suporte tem densidade inferior à da água (e, conseqüentemente, à do lixiviado). Portanto, caso se tentasse colocar o lixiviado pela parte superior dos filtros, o meio suporte sairia. Além disso, correr-se-ia o risco da formação de bolsões, com acúmulo de ar. Assim sendo, a maneira encontrada para carregar os filtros foi colocar o lixiviado pela extremidade inferior. A parte superior dos filtros foi fechada, confinando assim o meio suporte.

Foi usado dispositivo apropriado para fazer a introdução do lixiviado pela entrada do filtro. Esse dispositivo, feito de PVC rígido, é mostrado na Figura 17. A entrada do dispositivo

ficava acima do nível máximo de líquido no interior do reator. Para facilitar o processo, utilizou-se também um funil, colocado na parte superior do dispositivo.

Figura 17 - Dispositivo de carregamento do filtro anaeróbio

De forma a se conseguir condições iniciais semelhantes nos filtros, seguiu-se um procedimento semelhante ao descrito para a inoculação dos reatores de sólidos. Cada recipiente de plástico contendo lixiviado era agitado vigorosamente, e dele era retirado um litro, que então era colocado no filtro. Depois, passava-se para o recipiente seguinte, até que se tivesse tirado um litro de cada um deles, e então, recomeçava-se o processo a partir do primeiro recipiente. Com esse procedimento, espera-se que cada um dos filtros tenha sido carregado com uma amostra representativa de todo o lixiviado disponível.

Esse processo ocorreu sem problemas no caso do primeiro filtro. Quando do carregamento do segundo, esse apresentou vazamento em sua parte inferior. Ao longo de alguns dias, foram testadas várias soluções para o problema, até que ele fosse solucionado. Entretanto, o carregamento total do filtro mostrou a existência de outro vazamento, dessa vez na parte superior. Enquanto se buscava solucionar o segundo vazamento no segundo filtro, o

primeiro filtro, já testado e carregado, passou a apresentar também um vazamento em sua parte superior. Ambos tiveram que ser reparados, com o uso de cola de silicone.

Os outros dois filtros construídos por Carneiro (2005) e Souto (2005) também foram testados, mas apresentavam mais problemas que os dois que foram utilizados, motivo pelo qual se optou por consertar estes.

4.8 Coleta de amostras do lixiviado

Foram realizadas coletas semanais de amostras do lixiviado, para realização das análises e exames, durante a primeira etapa. Durante a segunda e terceira etapas, amostras destinadas à avaliação da concentração de ácidos voláteis eram coletadas duas vezes por semana. Para as demais análises, manteve-se a coleta semanal.

O volume de amostra retirado do sistema era repostado na forma de água destilada, de forma a que o volume total dentro do sistema fosse constante. A reposição ocorria no alto do reator de sólidos. Não se fez a reposição no filtro anaeróbio, pois ela só seria possível pela parte superior do mesmo, próximo à saída do lixiviado recirculado e do ponto de amostra. Dificilmente a água destilada adicionada se misturaria à totalidade do líquido presente no filtro, sendo de qualquer maneira enviada ao reator de sólidos.

Já no reator de sólidos ela precisava atravessar o meio de reação, e após isso, passar pelo bombeamento e pelo fundo falso do filtro, o que garante algum grau de mistura. Caso não se fizesse a reposição do volume de líquido retirado, a carga hidráulica iria variar, alterando o volume bombeado.

4.9 Análises e exames

As diversas análises que foram realizadas para cada componente do sistema serão apresentadas nos itens seguintes. A frequência de cada análise, a técnica utilizada e sua referência bibliográfica estão apresentadas na Tabela 3. Com elas, se caracterizou o inóculo, a FORSUDp, o meio de reação, e ainda se acompanhou o processo de degradação ao longo do experimento. Em função dos resultados obtidos por Carneiro (2005) e Souto (2005), optou-se por não realizar as análises de alcalinidade a ácidos voláteis e concentração de fósforo total.

Tabela 3 - Análises realizadas durante o experimento

Variável	Método	Aplicação	Frequência	Referência bibliográfica
Série de sólidos	2540 B	FORSUDp	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
	2540 D	Inóculo	Início do experimento	
	2540 G	Lixiviado	Semanal	
pH	Potenciométrico	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Lixiviado	Semanal	
Alcalinidade total	2320 B	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Lixiviado	Semanal	
DQO bruta	5220 D	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Lixiviado	Semanal	
DQO filtrada	5220 D	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Lixiviado	Semanal	
Nitrogênio total Kjeldahl	4500-N _{org} B	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
		Lixiviado	Semanal	
Nitrogênio amoniacal	4500-NH ₃ B	Inóculo	Início do experimento	APHA <i>et al.</i> , (1999)
	4500-NH ₃ C	Lixiviado	Semanal	
Ácidos voláteis	Cromatografia a gás	Inóculo	Início do experimento	Moraes <i>et al.</i> (2000)
		Lixiviado	2 vezes por semana	
Composição do biogás	Cromatografia a gás	Biogás	Semanal	

A cromatografia gasosa, tanto para determinação da concentração de ácidos como para composição do biogás, bem como a microscopia óptica, foram realizadas no Laboratório de Processos Biológicos (LPB). Todas as demais análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP.

No início da primeira fase era coletado um volume de 300 mL de cada reator para a realização das análises, inclusive a cromatografia para determinação de ácidos voláteis. As coletas eram realizadas às quartas-feiras. Tal volume se mostrou excessivo, visto que uma grande parte do lixiviado não era utilizada, e ficava inutilizada após a realização das análises. Diminui-se o volume coletado gradativamente, até que se determinou o volume de 100 mL como sendo o mais apropriado para as coletas semanais. Nas etapas dois e três, passou-se a realizar três coletas semanais, as segundas, quartas e sextas-feiras. As coletas de quarta-feira continuaram sendo de 100 mL, para a realização das análises de DQO (não filtrada e filtrada), NTK, N-amon, pH, alcalinidade e série de sólidos. As coletas de segunda e sexta-feira destinavam-se à realização da determinação de ácidos voláteis. Para essa análise, eram coletados 10 mL de cada reator.

4.9.1 Cromatografia gasosa para ácidos voláteis

A análise em questão foi utilizada para determinar a concentração dos diversos ácidos voláteis presentes no sistema. Em função do tema do trabalho, essa foi a principal análise, pois através dela foi determinado o momento de fazer o aumento da taxa de recirculação de lixiviado no sistema teste.

O aparelho usado foi um cromatógrafo HP 6890 com detector de ionização de chama (FID) e coluna HP INNOWAX com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de espessura do filme. O gás de arraste usado foi o hidrogênio, com fluxo de 2,0 mL/min. O procedimento utilizado foi concebido por Moraes *et al.* (2000) e já foi utilizado anteriormente por Souto (2005) e Carneiro (2005).

4.9.2 Cromatografia gasosa para o biogás

A análise em questão foi utilizada para avaliar a composição do biogás produzido no sistema, em termos de nitrogênio, metano e gás carbônico, a partir da segunda etapa do experimento.

Para tanto, foi utilizado cromatógrafo a gás Gow-Mac série 150, com detector de condutividade térmica de 150 mA e temperatura de 70 °C, coluna de aço inox com 2,0 m de comprimento por 1/4” de diâmetro interno, preenchida com Porapak Q 80-100 Mesh, usando hidrogênio como gás de arraste. O fluxo de arraste foi de 60 mL/min, em forno de 50 °C.

As amostras eram coletadas a partir das mangueiras de silicone instaladas na parte superior dos reatores. Essas mangueiras eram perfuradas com uma seringa do tipo “*gas-tight*”, dotada de trava (*pressure lock*). A vantagem de se proceder à coleta nas mangueiras é que a borracha de silicone veda o furo após a saída da seringa, evitando a perda de biogás ou a mistura com o ar. Para remover o ar residual, a seringa era lavada cinco vezes com o próprio biogás, antes de ser recolhida a amostra, que consistia em um volume de 5 mL de biogás, que então era injetado no cromatógrafo.

4.9.3 Microscopia ótica

Foi realizada ainda microscopia de contraste de fase e de fluorescência, de forma a que se pudesse observar, qualitativamente, o desenvolvimento da microbiota presente nos reatores. Essas análises foram realizadas no início e no fim do experimento, e também a cada vez que se aumentou a taxa de recirculação de lixiviado em algum dos sistemas. Após a variação dessa taxa, esperava-se um período de aproximadamente uma semana, de forma a que o sistema se adaptasse à nova condição, e então se coletava amostras e realizava-se a microscopia. Não foi

realizada centrifugação das amostras, o que concentraria os microrganismos, tornando mais fácil a sua localização.

Para a realização das análises de microscopia foi utilizado microscópio binocular LEICA DMLB, ligado a equipamento de aquisição de imagens Optronics. Esse, por sua vez, conectava-se a um microcomputador, no qual eram salvas as imagens obtidas no microscópio. O software utilizado para tal fim foi o Image-Pro Plus.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização inicial

A FORSUDp foi caracterizada através de sua série de sólidos. Os resultados aparecem na Tabela 4. Na mesma tabela pode-se observar a comparação das características da FORSUDp utilizada no presente experimento com as características do resíduo utilizado nas pesquisas de Picanço (2004) e Pinto (2000). Percebe-se que o teor de umidade obtido foi bastante semelhante ao valor do trabalho de Picanço (2004), porém bastante diferente do trabalho de Pinto (2000). Isso se deve ao fato de que essa última realizou o revolvimento do resíduo durante o período de armazenamento, o que acarretou em maior perda de umidade.

Tabela 4 - Caracterização da FORSUDp

Parâmetro	Dillenburg (2006)	Picanço (2004)	Pinto (2000)
%STF	19		
%STV	81		
Teor de umidade (%)	73	75	60
Teor de sólidos (%)	27	25	40

As características do inóculo são apresentadas na Tabela 5, junto com os valores obtidos nos trabalhos de Souto (2005), Picanço (2004) e Pinto (2000). Em comparação com os resultados dos trabalhos de Pinto (2000) e Picanço (2004), nota-se grande diferença nas condições do lixiviado utilizado como inóculo. Por outro lado, quando se comparam os resultados do lixiviado utilizado no presente trabalho com os obtidos por Souto (2005), maior semelhança, em especial nos parâmetros ST, STV, pH e DQO. Essa variação poderia ser atribuída à mudança das condições do aterro de onde foi coletado o lixiviado ao longo do tempo. Em função da comparação dos valores de STV, pH e alcalinidade entre os trabalhos, é

possível que o lixiviado do aterro de Jaboticabal não tenha se constituído em um inóculo tão eficiente para as pesquisas mais recentes quanto havia sido para os trabalhos de Pinto (2000) e Picanço (2004).

Tabela 5 - Caracterização das propriedades do inóculo.

Parâmetro	Dillenburg (2006)	Souto (2005)	Picanço (2004)	Pinto (2000)
ST (mg/L)	15550	12744	38000	47000
STV (mg/L)	3570	2766	9600	9800
Massa específica (g/L)	1035			
pH	7,96	7,8	8,55	8,29
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	11648	8662	32000	30120
DQO não filtrada (mg/L)	4970	3718	18400	18000
DQO filtrada (mg/L)	3890	2775		
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	3144	1900		
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	2444	1552	1800	2519

5.2 Primeira etapa

5.2.1 pH

A Figura 18 mostra o comportamento do pH nos dois reatores. Os dados de origem estão na Tabela A1 dos anexos.

Figura 18 - Variação do pH nos reatores ao longo da operação.

Considerando que a operação se dá apenas em uma fase, sem tamponamento, os valores baixos de pH são esperados, uma vez que ocorre acúmulo de ácidos voláteis, e a pressão parcial de hidrogênio se eleva, conforme discutido previamente, tornando termodinamicamente favorável a produção de propionato, que não é substrato para a metanogênese. Uma possível explicação para a leve recuperação observada entre os dias 31 e 37 é que a concentração de hidrogênio no meio tenha sido reduzida por alguma via metabólica diferente das estudadas aqui (redução de sulfato, por exemplo), que entretanto também não foi capaz de consumir o substrato na mesma velocidade da produção destes, resultando em nova queda do pH.

5.2.2 Alcalinidade

A Figura 19 apresenta os valores da alcalinidade medidos durante o experimento. Os dados de origem se encontram na Tabela A1 dos anexos.

Figura 19 - Variação da alcalinidade ao longo da operação dos reatores.

Pode-se observar que a alcalinidade manteve-se em relativo equilíbrio. Tal comportamento já foi demonstrado em pesquisas anteriores, para sistemas de duas fases. Entretanto, considerando que o pH diminuiu, deve-se supor que a alcalinidade em questão é a

ácidos voláteis, não a bicarbonato, pois esta última protegeria o pH da diminuição que ele apresentou.

5.2.3 DQO

As Figuras 20 e 21 mostram a comparação da variação da DQO de amostras não filtradas e filtradas, respectivamente, nos dois reatores. Os dados que originaram os gráficos estão apresentados na Tabela A1 dos anexos.

Pode-se notar que, mesmo com 107 dias de operação, o sistema não demonstrou ter iniciado remoção sensível da DQO. Levando em consideração que Pinto (2000) e Picanço (2004) obtiveram boas eficiências de remoção de DQO para sistemas de uma fase, pode-se deduzir que as condições do presente experimento não foram propícias ao processo. Dentre essas condições, destacam-se a não adição de agente tamponante aos reatores, a utilização de inóculo com menor concentração de biomassa e a trituração mecânica da FORSUDp, o que acarreta em substrato de maior granulometria.

Figura 20 - Variação da DQO não filtrada ao longo da operação dos reatores.

Figura 21 - Variação da DQO filtrada ao longo da operação dos reatores.

O mais importante é que, com exceção do intervalo entre a quarta e a sexta semanas de operação, os comportamentos dos dois sistemas foram bastante semelhantes. A discrepância ocorrida no período supracitado será avaliada a seguir.

As Figuras 22 e 23 apresentam a comparação entre as concentrações de DQO de amostras não filtradas e filtradas para o sistema controle e para o sistema teste, respectivamente.

Pode-se observar que a DQO filtrada responde por uma parcela bastante elevada da DQO não filtrada, superior a 70% desta em praticamente todos os pontos dos gráficos. A discrepância mais sensível se deu no dia 37, no sistema teste. Comparando os resultados de pH, alcalinidade e DQO não filtrada para esse mesmo dia, não se percebe diferença de comportamento entre os sistemas. Uma vez que não é plausível que a DQO filtrada atinja concentrações superiores às da não filtrada, supõe-se que os valores que apresentaram essa condição tenham sofrido algum erro na preparação ou na leitura das amostras.

Figura 22 - Variação da DQO não filtrada e filtrada no sistema controle.

Figura 23 - Variação da DQO não filtrada e filtrada no sistema teste.

5.2.4 Nitrogênio

A Figura 24 mostra as concentrações de NTK e nitrogênio amoniacal nos reatores. Os dados de origem se encontram na Tabela A1 dos anexos.

Como seria de se esperar, os valores de nitrogênio apresentaram pequenas variações ao longo da operação, uma vez que os reatores foram operados em ambiente anaeróbio, que não é propício para a nitrificação. O mais importante é notar que o comportamento dos parâmetros nos dois reatores foi bastante semelhante.

Figura 24 - Variação da concentração de NTK e nitrogênio amoniacal ao longo da operação dos reatores.

Os valores de NTK para o dia 16 não encontram paralelo no horizonte do experimento, levando a crer que são fruto de algum problema na preparação das amostras, no procedimento de preparação da análise ou na titulação. O valor de NTK para o sistema controle no dia 37 foi perdido em função de um problema na configuração do aparelho destilador.

5.2.5 Série de sólidos

A Figura 25 apresenta a variação da concentração de sólidos totais nos dois reatores ao longo do período de operação. Os dados de origem estão apresentados na Tabela A2 dos anexos.

Pode-se perceber que durante os 107 dias de operação não ocorreu remoção de sólidos totais. De fato, entre os dias 16 e 107, o sistema controle apresentou aumento de 6,7% na concentração de ST, enquanto o sistema teste apresentou aumento de 3,1%. Isso demonstra que, pelos mesmos motivos explanados para o caso da DQO, o sistema operado no presente experimento não apresentou condições propícias para o tratamento dos resíduos.

Figura 25 - Variação da concentração de sólidos totais nos reatores ao longo da operação.

As Figuras 26 e 27 ilustram as concentrações de sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais medidas nos reatores. Os dados de origem estão apresentados na Tabela A2 dos anexos.

Os SST apresentaram inicialmente pequena diminuição em seus valores, aproximadamente até o 20º dia de operação, passando a oscilar depois disso. Os sólidos dissolvidos totais, por outro lado, apresentaram aumento em sua concentração, de 12,5% e 7,4% para os sistemas controle e teste, respectivamente. Assim sendo, pode-se concluir que houve a conversão de sólidos suspensos em sólidos dissolvidos, na forma da quebra de partículas de maior tamanho em partículas menores, algo que seria de se esperar na digestão do resíduo. Se, por um lado, o sistema em uma fase não removeu sólidos totais, por outro lado converteu esses sólidos em partículas menores, criando condições mais propícias para a digestão em duas fases que veio a seguir.

As Figuras 28 e 29 ilustram as concentrações medidas de sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis, respectivamente. Os dados de origem estão apresentados na Tabela A2 dos anexos.

Figura 26 - Concentração de sólidos suspensos totais nos reatores durante o período de operação.

Figura 27 - Concentração de sólidos dissolvidos totais nos reatores durante o período de operação.

Figura 28 - Variação da concentração de sólidos totais fixos durante a operação dos reatores.

Figura 29 - Variação da concentração de sólidos totais voláteis durante a operação dos reatores.

Não se percebem diferenças notáveis de comportamento entre os sistemas. No dia 50 ocorre a maior diferença, com a concentração de STV no sistema teste atingindo valores inferiores aos do sistema controle. Entretanto essa diferença foi localizada, não determinando padrões de comportamento diferentes dos sistemas, nem para o parâmetro STV nem para os demais parâmetros avaliados.

A Figura 30 apresenta a variação dos sólidos suspensos fixos para os dois reatores. Os dados de origem estão apresentados na Tabela A2 dos anexos.

Figura 30 - Variação da concentração de sólidos suspensos fixos durante a operação dos reatores.

No caso dos SSF ocorrem diferenças significativas entre os dois sistemas nos dias 58 e 92, nos quais as concentrações desse parâmetro no reator de sólidos teste atingiram valores

bastante elevados em comparação com os valores do controle. A avaliação dos parâmetros de pH, alcalinidade e DQO não indicam, entretanto, que tenha havido alguma variação significativa nesses dias.

A Figura 31 mostra as concentrações de sólidos suspensos voláteis no decorrer da operação dos reatores. Os dados de origem estão apresentados na Tabela A2 dos anexos.

Figura 31 - Variação da concentração de sólidos suspensos voláteis durante a operação dos reatores.

Percebe-se que para os SSV não ocorre variação entre os sistemas no dia 58. Já a variação observada nos SSF para o dia 92 se repete aqui, com o sistema teste apresentando concentrações superiores ao sistema controle.

As Figuras 32 e 33 ilustram os comportamentos dos sólidos dissolvidos fixos e voláteis, respectivamente. Os dados que originaram os gráficos estão apresentados na Tabela A2 dos anexos.

Considerando que a concentração de ST não variou significativamente entre os dois reatores, e que as discrepâncias pontuais nos parâmetros STF e SSF, que são medidos nas análises da série de sólidos, não encontram paralelo nos demais parâmetros, pode-se concluir que as variações equivalentes nos demais componentes da série de sólidos, que são

determinados matematicamente a partir desses, são apenas o reflexo das discrepâncias das medidas de STF e SSF.

Figura 32 - Variação da concentração de sólidos dissolvidos fixos durante a operação dos reatores.

Figura 33 - Variação da concentração de sólidos dissolvidos voláteis durante a operação dos reatores.

5.2.6 Ácidos voláteis

As Figuras 34, 35 e 36 apresentam as variações das concentrações dos ácidos acético, propiônico e butírico, respectivamente, ao longo da operação dos reatores. Os dados que deram origem aos gráficos estão na Tabela A3 dos anexos.

Figura 34 - Concentração de ácido acético nos reatores.

Figura 35 - Concentração de ácido propiônico nos reatores.

Figura 36 - Concentração de ácido butírico nos reatores.

Conforme o esperado, em se tratando de um sistema de digestão anaeróbia em fase única, a concentração de ácidos orgânicos foi bastante elevada. Em função das características do experimento (ausência de tamponamento, condições do inóculo), os reatores não conseguiram se recuperar após o acúmulo inicial dos ácidos, não desenvolvendo processo de digestão equilibrado.

A predominância de ácido butírico indica que, embora não tenham operado em condições favoráveis à degradação anaeróbia - o que já havia sido demonstrado pelos valores do pH anteriormente apresentados - os reatores não chegaram a ter seus processos de digestão interrompidos, condição que seria indicada pela diminuição das concentrações dos ácidos acético e butírico e pela elevação drástica da concentração de ácido propiônico.

A Tabela 6 apresenta a comparação dos resultados da presente pesquisa com os obtidos para sistemas de fase única operados por Picanço (2004) e Pinto (2000).

Tabela 6 – Comparação entre os resultados obtidos na presente pesquisa e os obtidos por Picanço (2004) e Pinto (2000) para sistemas de uma fase.

Parâmetro	Dillenburg (2006)	Picanço (2004)	Pinto (2003)
pH	Mínimo - 5,4 (107 dias)	Mínimo - 5,75 (43 dias)	Mínimo - 7,5 (15 dias)
	Máximo - 5,8 (16 dias)	Máximo - 8,7 (105 dias)	Máximo - 8,4 (200 dias)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Oscilando entre 7500 e 11000	Máxima – 2900 (início) Mínima – 1800 (final)	Entre 2700 e 3400
DQO não filtrada (mg/L)	Oscilando entre 60000 e 70000	Máxima – 110000 (14 dias) Mínima – 12250 (119 dias)	Máxima – 50000 (37 dias) Mínima – 15000 (204 dias)
NTK (mg/L)	Oscilando entre 2800 e 3300	Mínimo – 2600 (29 dias)	Máximo – 4000 (início) Mínimo – 3000 (37 dias)
N-amon (mg/L)	Oscilando em torno de 1900	Máximo – 2213 (início) Mínimo – 1513 (105 dias)	Oscilando em torno de 2000
Ac. acético (mg/L)	Máximo – 9400 (início) Mínimo – 5600 (87 dias)		Máximo – 15400 (37 dias) Mínimo – zero (204 dias)
Ac. propiônico (mg/L)	Máximo – 6000 (início) Mínimo – 2900 (87 dias)		Máximo – 9600 (91 dias) Mínimo – zero (188 dias)
Ac. butírico (mg/L)	Máximo – 10900 (final) Mínimo – 5300 (92 dias)		Máximo – 1900 (37 dias) Mínimo – zero (57 dias)

5.3 Segunda e terceira etapas

Em função da relação intrínseca entre as etapas dois e três do experimento, optou-se por expor de forma conjunta os resultados que serviram para a avaliação de ambas. As linhas verticais presentes nos gráficos indicam os dias nos quais foram realizados os aumentos nas taxas de recirculação nos sistemas. A primeira linha, no dia 36, representa o aumento da taxa de 5% para 10%, em ambos os sistemas. As linhas verdes, nos dias 47 e 59, indicam o aumento da recirculação para 15% e 20% no sistema teste. As linhas azuis, nos dias 51 e 66, marcam a mudança da recirculação para 15% e 20% no sistema controle.

5.3.1 Ácidos voláteis

As Figuras 37 e 38 mostram a variação na concentração de ácido acético nos reatores de sólidos e dos filtros anaeróbios, ao longo da operação dos sistemas em duas fases. Os dados de origem estão apresentados na Tabela B1 dos anexos.

Figura 37 - Variação na concentração de ácido acético nos reatores de sólidos.

Figura 38 - Variação na concentração de ácido acético nos filtros anaeróbios.

Durante as três primeiras semanas, as concentrações de ácido acético nos reatores de sólidos se mantiveram elevadas, em níveis semelhantes àqueles observados no fim da operação do sistema em fase única. A partir do 21º dia, as concentrações nos dois sistemas passaram a diminuir, e os dois sistemas apresentaram elevada remoção de ácido acético. No início da operação em duas fases, a concentração de acetato no reator de sólidos “teste” era superior à do “controle”. A partir do início da remoção, o sistema teste passou a apresentar valores inferiores de concentração, à exceção do período entre os dias 36 e 39.

O filtro anaeróbio do sistema controle adaptou-se mais rapidamente ao início da recirculação do que o filtro do sistema teste. O pico da concentração no primeiro ocorreu no dia 11, e para o segundo, no dia 18. Isso pode ter acontecido em função das concentrações de ácidos serem maiores no sistema teste ao fim da primeira etapa do experimento. Entretanto, a partir do dia 29 a concentração de ácido acético no filtro do sistema teste passou a ser inferior à do sistema controle. Com os sucessivos aumentos das taxas de recirculação, os dois filtros apresentaram comportamentos semelhantes, mas, no sistema controle, as variações ocorreram mais tarde do que no sistema teste, indício de que a diferença na forma de operação causou aceleração no processo de digestão. Entretanto, em função dos valores reduzidos da

concentração de ácidos, e da pequena diferença dessas concentrações entre os dois sistemas – perceptível nas tabelas dos anexos, mas não nos gráficos aqui apresentados – não é possível afirmar com certeza que tal aceleração efetivamente ocorreu.

As Figuras 39 e 40 ilustram o comportamento dos dois sistemas com relação ao propionato. Os dados de origem estão apresentados na Tabela B1 dos anexos.

Figura 39 - Variação na concentração de ácido propiônico nos reatores de sólidos.

Figura 40 - Variação na concentração de ácido propiônico nos filtros anaeróbios.

Uma vez que foi iniciada a recirculação, a concentração de ácido propiônico no reator de sólidos do sistema teste passou a diminuir, estabilizando-se em torno do dia 29, e apresentando aumento após o primeiro aumento da taxa de recirculação, no 36º dia. Depois disso, a concentração de propionato diminuiu até se tornar muito baixa para ser detectada pelo

cromatógrafo. A partir de então, nem mesmo os sucessivos aumentos na taxa de recirculação elevaram a concentração desse ácido a níveis detectáveis.

Por outro lado, no reator de sólidos do sistema controle, a concentração de ácido propiônico apresentou oscilações, tornando-se, inclusive, superior à concentração observada no reator de sólidos “teste”. A partir do dia 21, apesar de manter concentrações mais elevadas, o comportamento do sistema controle passou a se assemelhar ao do sistema teste, indicando que ambos os sistemas deveriam estar adaptados à condição de recirculação. Por esse motivo, optou-se então por iniciar os aumentos da taxa de recirculação. Sob esse aspecto, poder-se-ia dizer que o dia 36 representa o fim da segunda etapa e o início da terceira. Tal determinação, entretanto, não é propriamente relevante, uma vez que a recuperação dos reatores de sólidos outrora acidificados poderia também ser indicada pelo início da diminuição na concentração de ácido acético (21º dia), ou ainda pelo pH, cujo aumento se iniciou também no 21º dia, e que atingiu valores ótimos em torno do 35º dia, como se mostrará a seguir. O importante é que fica claro, de acordo com esses vários parâmetros, que o uso dos filtros anaeróbios tratando o lixiviado, seguido de recirculação, foi capaz de recuperar os reatores de sólidos.

Os filtros anaeróbios dos dois sistemas apresentaram aumento na concentração de propionato entre a segunda e a quarta semanas. Entretanto, uma vez que a microbiota presente nos mesmos se adaptou à carga de propionato, o mesmo não foi mais detectado na saída dos filtros, nem mesmo com o aumento da carga, através do aumento da recirculação.

As Figuras 41 e 42 mostram a variação na concentração do ácido butírico ao longo da operação dos sistemas. Os dados de origem estão apresentados na Tabela B1 dos anexos.

O que se nota com relação ao ácido butírico é que há semelhança no comportamento apresentado também para o ácido propiônico, nos reatores de sólidos dos dois sistemas. A concentração de butirato no reator de sólidos “teste” diminui de forma praticamente

ininterrupta, enquanto que no reator de sólidos “controle”, a mesma oscila. Nos filtros, podem-se notar dois picos isolados de butirato, no 11º dia no filtro controle e no 18º dia no filtro teste. Mesmo essas concentrações de pico, entretanto, são muito reduzidas. À exceção dos momentos desses picos, não foi detectado ácido butírico na saída dos filtros anaeróbios.

Figura 41 - Variação na concentração de ácido butírico nos reatores de sólidos.

Figura 42 - Variação na concentração de ácido butírico nos filtros anaeróbios.

5.3.2 pH

A Figura 43 apresenta a variação do pH nos reatores de sólidos dos dois sistemas, ao longo da operação dos mesmos. Os dados de origem se encontram na Tabela B2 dos anexos.

O início da segunda etapa se caracteriza pelo baixo pH nos reatores de sólidos, com valores na casa de 5,4 para ambos os sistemas, no dia zero da operação em duas fases. Com o início da operação dos filtros e da recirculação, percebe-se que o pH de ambos os sistemas se recuperou, a ponto de, no dia 35, ambos os sistemas já apresentarem condições bastante favoráveis à digestão anaeróbia.

Figura 43: Comportamento do pH nos reatores de sólidos durante a operação em duas fases.

Após a recuperação dos sistemas, nota-se que se atingiu um estado de relativo equilíbrio, com cada um dos sistemas mantendo uma condição praticamente constante. A exceção é o valor de pH do dia 58, para o sistema controle, que apresentou queda. Entretanto, percebe-se que, a partir do dia 20, o pH do sistema controle foi sempre superior ao do sistema teste – mais uma vez, à exceção do dia 35, em função da queda abrupta ocorrida no sistema controle.

O pH nos filtros anaeróbios é apresentado na Figura 44. Os dados de origem se encontram na Tabela B2 dos anexos.

O pH dos filtros apresentou valores elevados no início do experimento, uma vez que em um primeiro momento, as amostras retiradas dos filtros consistiam basicamente do lixiviado de aterro sanitário utilizado para preencher os mesmos. Na medida em que os filtros

iniciaram o processo de recuperação dos reatores de sólidos, seu pH apresentou queda, até aproximadamente o 13º dia da operação. Depois disso, o pH dos filtros elevou-se, atingido picos superiores a 8. Com os sucessivos aumentos da taxa de recirculação, o pH dos dois sistemas diminuiu até atingir relativo equilíbrio, mantendo-se acima de 7,5.

Figura 44 – Comportamento do pH nos filtros anaeróbios durante a operação em duas fases.

5.3.3 Alcalinidade

Na Figura 45 a seguir, é apresentado o comportamento da alcalinidade nos reatores de sólidos. Os dados de origem se encontram na Tabela B2 dos anexos.

Figura 45 - Variação da alcalinidade nos reatores de sólidos durante o experimento.

À exceção das duas primeiras semanas de operação, nas quais a alcalinidade atingiu valores superiores a 10.000 mg CaCO_3/L , a alcalinidade na operação em duas fases apresentou valores similares aos observados durante a primeira etapa. Conforme o esperado, o sistema produziu alcalinidade suficiente para manter relativa estabilidade. O 21º dia de operação, no qual se observou o início da recuperação consistente do pH dos reatores de sólidos, também apresentou as menores concentrações de alcalinidade.

A Figura 46 mostra os valores de alcalinidade para os filtros anaeróbios. Os dados de origem se encontram na Tabela B2 dos anexos.

Figura 46 - Variação da alcalinidade nos filtros anaeróbios durante o experimento.

A alcalinidade nos filtros foi, em termos gerais, superior à dos reatores de sólidos, tendo apresentado, na maior parte do tempo, valores acima de 10.000 mg CaCO_3/L .

5.3.4 DQO

Os valores de DQO não filtrada e filtrada, para os reatores de sólidos e para os filtros anaeróbios, são mostrados nas Figuras 47, 48, 49 e 50. Os dados de origem dos gráficos se encontram na Tabela B2 dos anexos.

A Figura 47 mostra que o início da remoção de DQO de amostras não filtradas, nos reatores de sólidos, se deu ainda na primeira semana da operação do sistema em duas fases. Os

reatores apresentaram elevadas taxas de remoção de DQO, em especial nas 6 primeiras semanas. Do dia zero até o 41º dia da operação em duas fases, o sistema controle apresentou remoção aproximada de 75%; o sistema teste obteve remoção de praticamente 78%. Do dia 41 – último dia de análises em que os dois sistemas estavam sob as mesmas condições - até o final da operação, o sistema teste obteve 61% de remoção, enquanto que o sistema controle obteve 60%. Ao final da operação, a remoção de DQO bruta ultrapassou 90%, para o sistema controle, e 91%, para o sistema teste.

Figura 47 - Variação da DQO não filtrada nos reatores de sólidos.

Figura 48 - Variação da DQO filtrada nos reatores de sólidos.

O comportamento da DQO filtrada nos reatores de sólidos foi semelhante ao da DQO bruta, como se pode observar na Figura 48. A remoção ao final da operação se aproximou de 94%, no sistema controle; no caso do sistema teste, a remoção foi ligeiramente inferior a 93%.

Figura 49 - Variação da DQO não filtrada nos filtros anaeróbios..

Figura 50 - Variação da DQO filtrada nos filtros anaeróbios.

Nos filtros anaeróbios, tanto a DQO não filtrada quanto a filtrada apresentaram aumento em suas concentrações, até o 20º dia de operação, o que deve ser atribuído à gradual substituição do lixiviado de aterro sanitário inicialmente utilizado para preencher os filtros pelo lixiviado gerado pela degradação da matéria sólida nos reatores de sólidos, lixiviado este que possuía concentrações muito superiores de DQO. Também foi nesse período que se observou a maior diferença de comportamento entre os dois filtros, mostrando que a adaptação

destes à nova condição imposta se deu de maneira diferente. Após a adaptação, entretanto, ambos passaram a apresentar comportamento similar.

Aos 107 dias de operação dos sistemas do presente trabalho, a concentração de DQO atingiu valor superior a 68000 mg/L no reator controle e superior a 65000 no reator teste, com pH de 5,5 e 5,4, respectivamente. Passados 35 dias do início da recirculação – portanto no 142 dia de digestão – a DQO caiu para 25000 mg/L no reator de sólidos controle e para 27000 no teste, e o pH atingiu 7,9 e 7,5, respectivamente. A concentração de ácidos voláteis, que era de aproximadamente 29000 mg/L no reator controle e 35000 mg/L no reator teste, caiu para 10000 mg/L e 12000 mg/L, respectivamente, entre o 107 e o 143 dias de digestão. Já no trabalho de Picanço (2004), com recirculação constante de 10%, durante os 36 primeiros dias da digestão anaeróbia a DQO passou de 48000 mg/L para 95000 mg/L, tendo o pH caído de 8,3 para 6,5. Os ácidos voláteis passaram de 7000 mg/L para 31000 mg/L.

Isso mostra que ambas as pesquisas, sem recirculação ou com recirculação fixa de 10%, impuseram condições extremas aos sistemas de digestão. No caso de Picanço (2004), isso ocorreu pois a recirculação acelerou acentuadamente a degradação, enquanto que no presente trabalho, as condições extremas advieram do fato de que não se estabeleceram condições propícias a um processo de digestão equilibrado. Ambos os trabalhos provavelmente teriam obtido resultados melhores caso tivessem operado com recirculação crescente desde o início, conforme o trabalho de Souto (2005).

5.3.5 Nitrogênio

As Figuras 51 e 52 ilustram a variação da concentração de nitrogênio total Kjeldahl e do nitrogênio amoniacal, ao longo da operação dos sistemas em duas fases. Os dados de origem se encontram na Tabela B2 dos anexos.

Figura 51 - Variação da concentração de nitrogênio total Kjeldahl durante o experimento.

Figura 52 - Variação da concentração de nitrogênio amoniacal durante o experimento.

Como seria de se esperar, em um sistema de digestão anaeróbia, não há remoção significativa de nitrogênio, nem na forma amoniacal, nem do total Kjeldahl. A redução mais significativa se deu no filtro anaeróbio do sistema teste, no qual a concentração de NTK diminuiu em mais de 36%. Os sistemas operados por Souto (2005) e Picanço (2004) também não obtiveram remoção significativa de nitrogênio.

5.3.6 Série de sólidos

A Figura 53 mostra as concentrações de sólidos totais nos sistemas de reatores, ao longo do tempo. Os dados de origem estão na Tabela B3 dos anexos.

Figura 53 - Concentração de sólidos totais nos sistemas ao longo do experimento.

Assim como no caso da DQO, a concentração de sólidos totais nos reatores de sólidos começou a diminuir ainda na primeira semana de operação, enquanto que, nos filtros, apresentou acréscimo durante os primeiros dias, diminuindo posteriormente. No reator de sólidos “teste” houve um leve aumento na concentração de ST, até o 6º dia, mas a diminuição dessa concentração se iniciou logo após. A explicação para o aumento da concentração de sólidos nos filtros é a mesma que justifica o aumento da DQO nesses.

A remoção de sólidos, nos reatores de sólidos, foi ligeiramente inferior a 59% no sistema controle e ligeiramente superior a 60% no sistema teste. No dia 55 ocorreu um erro na determinação da série, o que comprometeu os valores de sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos dissolvidos voláteis.

Nas Figuras 54 e 55 se pode observar a variação da concentração de sólidos suspensos totais (SST) e de sólidos dissolvidos totais (SDT) nos sistemas. Os dados de origem estão na Tabela B3 dos anexos.

Diferentemente dos sólidos totais, os SST apresentaram um aumento em sua concentração, até o 41º dia de operação, para os dois reatores de sólidos e para o filtro anaeróbio do sistema teste. O filtro anaeróbio do sistema controle apresentou aumento na

concentração de SST até a semana seguinte, no 48º dia. Considerando que os sólidos totais sofreram remoção ao longo de praticamente toda a operação, o aumento da concentração de SST indica que o sistema removeu sólidos dissolvidos com elevada eficiência, o que é efetivamente demonstrado pela Figura 55.

Figura 54 - Concentração de sólidos suspensos totais nos sistemas ao longo do experimento.

Figura 55 - Concentração de sólidos dissolvidos totais nos sistemas ao longo do experimento.

Com relação ao aumento dos SST, se poderia pensar que tal fenômeno decorreu da quebra de matéria grosseira em partículas de menor tamanho, que pudessem então sair dos reatores de sólidos e ser coletadas junto às amostras. Entretanto, pode-se perceber que os picos das concentrações de SST se deram em momentos nos quais as concentrações de ácidos voláteis já haviam atingido valores muito baixos, indicando que o processo de degradação da

matéria grosseira já não ocorria com intensidade. Outro fator que contraria a hipótese da quebra de matéria grosseira ser a causa do aumento de SST é que esse foi o único componente da série de sólidos a apresentar aumento, enquanto que ST e SDT apresentaram redução em suas concentrações.

Um explicação para esse fenômeno é que tenha ocorrido precipitação de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Doyle *et al.* (2002) indicam que o pH está inexoravelmente ligado à disponibilidade dos íons que formam a estruvita. De acordo com esses autores, o aumento de pH favorece também a precipitação dos cristais de estruvita, até valores superiores a 9. A Figura 56 mostra a comparação dos valores de SST com os valores de pH para os reatores de sólidos e para os filtros anaeróbios, respectivamente.

Figura 56 – Comparação dos valores de pH e SST nos reatores de sólidos

Observa-se que o aumento da concentração de SST coincide com a recuperação do pH, sendo que, quando os reatores de sólidos atingem pH superior a 8, os SST atingem o pico de sua concentração, diminuindo depois disso. Tal comportamento é compatível com o indicado por Doyle *et al.* (2002). Portanto não se pode descartar a hipótese de que tenha acontecido precipitação de estruvita nos reatores de sólidos. Deve-se ainda notar que, ao fim do

experimento, apesar de a concentração de SST já estar diminuindo, ela ainda se encontrava em valores superiores aos iniciais.

Nas Figuras 57, 58, 59, 60, 61 e 62 estão ilustradas as variações de sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, sólidos dissolvidos fixos e sólidos dissolvidos voláteis, respectivamente. Os dados de origem estão na Tabela B3 dos anexos.

Os sólidos totais, tanto fixos quanto voláteis, tiveram suas concentrações diminuídas ao longo de praticamente toda a operação. Com relação ao aumento de SST previamente discutido, pode-se verificar que este se refletiu tanto em aumento de SSF quanto de SSV. Em geral, os demais componentes da série de sólidos acompanharam o comportamento dos ST e da DQO, com os reatores de sólidos passando por um período de adaptação, seguido de remoção ao longo de praticamente toda a operação, enquanto os filtros apresentaram aumento da concentração em um primeiro momento, seguido de remoção e estabilização. É possível constatar que ao final do experimento havia maior concentração de sólidos fixos do que de sólidos voláteis nos sistemas.

Figura 57 - Concentração de sólidos totais fixos nos sistemas ao longo do experimento.

Figura 58 - Concentração de sólidos totais voláteis nos sistemas ao longo do experimento.

Figura 59 - Concentração de sólidos suspensos fixos nos sistemas ao longo do experimento.

Figura 60 - Concentração de sólidos suspensos voláteis nos sistemas durante o experimento.

Figura 61 - Concentração de sólidos dissolvidos fixos nos sistemas ao longo do experimento.

Figura 62 - Concentração de sólidos dissolvidos voláteis nos sistemas durante o experimento.

Na Tabela 7 observa-se a comparação entre os resultados obtidos no presente trabalho e aqueles obtidos por Souto (2005) e Picanço (2004), para sistemas de duas fases. No caso dos parâmetros nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal, percebe-se com a comparação que não apenas nenhum dos sistemas operados pelos pesquisadores obteve remoção de tais parâmetros, como também os valores obtidos pelos três pesquisadores foram muito similares entre si. O mesmo não se pode dizer dos demais parâmetros, que foram influenciados pelas diferentes formas de operação utilizados nos experimentos.

Tabela 7 – Resultados da presente pesquisa e de Souto (2005) e Picanço (2004) para sistemas de duas fases.

Parâmetros	Dillenburg (2006)	Souto (2005)	Picanço (2004)
pH	Início – 5,5 A partir de 33 dias > 7	Início – 6,1 Oscilando entre 7,8 e 8,2 a partir do dia 33	Início – 8,3 43 dias – 6,7 Final – 8,6
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Oscilando entre 7700 e 11400	Oscilando entre 6000 e 8700	Início – 29300 29 dias – 30700 (máximo) Final - 19800
DQO (mg/L)	Início – 68000 Final - 6700	Início – 3700 7 dias – 11000 (máxima) Final – 4400	Início – 47700 36 dias – 94700 (máxima) Final - 12300
NTK (mg/L)	Oscilando entre 2200 e 2900	Oscilando entre 1600 e 2600	Oscilando entre 2200 e 3000
N-amon (mg/l)	Oscilando entre 1800 e 1900	Oscilando entre 1500 e 1750	Início – 2200 Final – 1700
Ac. acético (mg/L)	Início – 8900 Final – zero	Início – 5900 29 dias – 6900 (máxima) Final – 98	
Ac. propiônico (mg/L)	Início – 4700 Final – zero	Início – 1500 35 dias – 2100 (máxima) Final – 19	
Ac. butírico (mg/L)	Início – 10900 Final – zero	Início – 10270 (máxima) Final – zero	

5.3.7 Porcentagem de metano no biogás

Os dados relativos à produção de metano (CH₄) poderiam ser analisados de forma mais clara caso se dispusesse de dados de volume de biogás produzido. Tais dados não puderam ser obtidos em função da inadequação da metodologia utilizada (frascos de Mariotte), conforme explicado anteriormente, no item 4.4.1.5.

As Figuras 63 e 64 mostram as concentrações de CH₄ no biogás presente na parte superior dos reatores de sólidos e filtros anaeróbios ao longo da operação dos sistemas em duas fases. Os dados de origem estão apresentados na Tabela B4 dos anexos.

No reator de sólidos do sistema controle, a porcentagem de metano no biogás cresceu de forma praticamente constante, até o primeiro aumento da recirculação (dia 36). A partir de então, essa proporção se tornou estável, ligeiramente superior a 50%. O reator de sólidos do sistema teste apresentou também aumento até o dia 36, porém esse aumento não foi tão

acentuado quando o do sistema controle. Quando do primeiro aumento da taxa de recirculação, entretanto, a porcentagem de CH_4 no reator “teste” sofreu diminuição, antes de se estabilizar, diferentemente do reator “controle”. A estabilidade se deu em valores próximos a 10%, bastante diferente dos valores atingidos pelo reator “controle”.

Figura 63 - Variação da porcentagem de metano no biogás nos reatores de sólidos.

Figura 64 - Variação da porcentagem de metano no biogás nos filtros anaeróbios.

Durante a primeira coleta de amostras do lixiviado após o início da operação em duas fases, ocorreu sifonamento na canalização de retorno do lixiviado tratado para o reator de sólidos no sistema controle. Tal fenômeno ocorreu porque o volume de água destilada adicionado ao sistema preencheu a seção da tubulação de retorno. O efeito disso foi que uma parte do lixiviado contido no filtro anaeróbio foi sugada instantaneamente para o reator de

sólidos. Isso causou diminuição do espaço para gás na parte superior do reator de sólidos. Assim sendo, é possível que uma parte do gás acumulado no reator tenha sido descartada através do selo hídrico.

Considerando que até então o gás acumulado nos reatores de sólidos era composto basicamente por ar atmosférico, a maior parcela descartada corresponderia a esse ar, favorecendo então o aumento da porcentagem do biogás. Isso explicaria em parte a diferença considerável nas proporções de metano nos reatores de sólidos dos dois sistemas, uma vez que no sistema teste não ocorreu o mesmo fenômeno, permanecendo mais ar atmosférico, que só foi descartado lentamente, através da produção de biogás.

No caso dos filtros anaeróbios, o sistema controle apresentou comportamento instável, apresentando crescimento entre o início da segunda semana e o fim da terceira. Em geral, entretanto, o filtro do sistema teste, além de mais estável, apresentou porcentagens mais elevadas de metano no biogás, à exceção do intervalo entre os dias 9 e 38, aproximadamente. Em especial, a diferença se faz notar após o início dos aumentos da taxa de recirculação.

Para obter certo conhecimento sobre a influência das coletas de lixiviado na composição do biogás, bem como tentar identificar fatores que pudessem estar prejudicando o acúmulo e determinação de biogás, optou-se por realizar uma série diária de análises, durante uma semana. Os resultados estão apresentados na Figura 65. Os dados de origem estão na Tabela B5 dos anexos.

Deve-se lembrar que as coletas de amostras de lixiviado eram realizadas as segundas, quartas e sextas-feiras, sendo o volume coletado de 10 mL as segundas e sextas-feiras, e 100mL as quartas-feiras. As determinações da composição do biogás foram realizadas em torno das onze horas da manhã, após a coleta de amostras de lixiviado, nos dias em que essa ocorria. É possível perceber que tanto o reator de sólidos do sistema controle quanto o filtro

anaeróbio do sistema teste não sofrem variação diária relevante. Já o reator de sólidos do sistema teste e o filtro do sistema controle parecem sofrer influência da coleta, indicando que pode haver escape de gás durante a coleta.

Figura 65 - Porcentagem do metano no biogás ao longo de uma semana.

5.3.8 Microscopia óptica

Em quatro ocasiões, durante a operação do sistema em duas fases, foi realizada microscopia óptica, nos dias 6, 43, 55 e 69. No dia 6, observou-se baixa presença de microrganismos, com predominância de bacilos. Não foi constatada a presença de microrganismos fluorescentes. Essas condições foram semelhantes para todos os reatores. Isso significa que as condições do sistema não propiciavam a ocorrência de metanogênese, o que já havia sido demonstrado avaliando os demais parâmetros, em especial o pH, que apresentava valores em torno de 5,5 nos reatores de sólidos.

No dia 43, foi observada, nos reatores dos dois sistemas, a presença de bacilos e cocobacilos. Também foram encontrados cocos metanogênicos, através da microscopia por fluorescência. No dia 55, observaram-se as mesmas morfologias do dia 43, nos reatores de sólidos. Nos filtros, notou-se uma profusão de bacilos. No dia 69, além dos microrganismos já observados anteriormente, foram encontradas também morfologias semelhantes a

Metanobrevibacter, que reduzem gás carbônico a metano por via hidrogenotrófica. Houve grande dificuldade para encontrar microrganismos nas amostras do reator de sólidos do sistema teste e do filtro anaeróbio do sistema controle, nas amostras do 69º dia.

Tais resultados são coerentes com o comportamento dos demais parâmetros, visto que após a adaptação dos sistemas à condição de recirculação houve aumento do pH e queda da DQO, dos sólidos e dos ácidos voláteis, indicando processo de digestão mais equilibrado, com maior conversão de ácidos butírico e propiônico a acético e maior produção de metano. Assim sendo, seria de se esperar o aumento da presença de microrganismos e o aparecimento de organismos metanogênicos fluorescentes.

As Figuras 66, 67, 68, 69 e 70 a seguir mostram algumas das morfologias observadas ao longo da operação dos sistemas em duas fases.

Figura 66 - Bacilos identificados por contraste de fase (Filtro do sistema teste – dia 6).

Figura 67 - Cocos metanogênicos (A) Obs. por fluorescência e; (B) Por contraste de fases (Reator de sólidos - sistema teste – dia 43).

Figura 68 – (A) Morfologia semelhante a protozoário obs. por contraste de fases (reator de sólidos - sistema controle – dia 43) e; (B) Morfologias observadas no reator de sólidos do sistema controle, no dia 55.

Figura 69 – (A) Morfologias observadas no filtro anaeróbico do sistema teste (A) Por contraste de fase e; (B) Por fluorescência (55º dia de operação em duas fases).

Figura 70 - Morfologia semelhante a *Metanobrevibacter* (A) Obs. por fluorescência e; (B) Por contraste de fases (filtro do sistema teste – dia 69).

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 *Conclusões*

Com base nos resultados obtidos ao longo da primeira etapa do experimento, pode-se concluir que os procedimentos adotados na preparação do experimento são adequados para garantir condições iniciais que permitam reproduzir pesquisas, e comparar diferentes formas de operação de sistemas de digestão anaeróbia.

Com relação à possibilidade de utilizar filtros anaeróbios para recuperar reatores de sólidos acidificados, os resultados demonstram que não apenas essa configuração funciona como a recuperação se dá de forma rápida. No momento do início da recirculação, os reatores de sólidos se encontravam em situação extrema de funcionamento, e mesmo assim foram necessários apenas pouco mais de 30 dias para que ambos os reatores atingissem valores de pH superior a 7. Os filtros se constituem em alternativas muito interessantes para o propósito de restabelecer condições apropriadas à digestão anaeróbia em reatores em condições de funcionamento extremo.

A avaliação das hipóteses de trabalho - base da terceira etapa - leva à conclusão de que, embora o sistema teste, que foi operado de forma a acelerar o processo de digestão, tenha atingido maior remoção de DQO, sólidos e ácidos voláteis, a diferença foi pequena. É possível que essa pequena diferença se deva ao curto período de duração da terceira etapa, uma vez que durante a primeira e segunda etapas o resíduo já havia sido parcialmente decomposto, tendo a matéria orgânica facilmente degradável sido consumida e compostos maiores tendo sido quebrados, convertendo-se em substrato mais adequado ao processo de digestão. Assim sendo,

uma vez que os sistemas voltaram a apresentar condições para a digestão, a conversão da matéria orgânica presente a metano e gás carbônico se deu de forma acelerada.

Talvez a repetição do experimento utilizando resíduo menos decomposto ou reatores em escala maior, com maior volume de resíduos, demonstre que a diferença entre as formas de operação é significativa, uma vez que, nessas condições, seria possível acompanhar com maior nível de detalhamento o processo de digestão ao longo de um período mais longo. Embora haja indícios de que a variação da taxa de recirculação em função da concentração de ácido propiônico na saída do filtro anaeróbico aumente a eficiência do processo, não se deve descartar a possibilidade de que a diferença entre essa operação e aquela realizada por Souto (2005) seja realmente pequena, ou até mesmo nula.

6.2 Sugestões para futuras pesquisas

- a) Avaliar a possibilidade da utilização de outros ácidos voláteis como parâmetro determinante do momento da variação da taxa de recirculação.
- b) Avaliar a influência da utilização de ácidos voláteis como parâmetro determinante do momento de variação da taxa de recirculação em sistemas de maior escala, que permitam maximizar as diferenças entre formas de operação.
- c) Operar sistemas híbridos em condições de baixa temperatura, de forma a avaliar seu potencial de uso em locais cujo clima, durante o período mais frio do ano, apresente condições de temperatura adversas ao processo.
- d) Operar sistemas híbridos a temperatura ambiente, não controlada, simulando condições reais.

- e) Operar um sistema em que apenas o filtro anaeróbio tenha sua temperatura mantida na faixa mesofílica ideal, o que exigiria menor gasto energético para manutenção do processo.
- f) Implementar alguma forma de mistura ou agitação nos reatores de sólidos.

6.3 Recomendações

- a) Recomenda-se que todas as pesquisas envolvendo sistemas híbridos operados em paralelo se iniciem com um período de operação do sistema em fase única, de forma a avaliar se as condições iniciais impostas aos sistemas são semelhantes, e se, portanto, os resultados dos sistemas operados em paralelo podem ser comparados. Esse período não deve ser tão longo quanto o utilizado no presente trabalho, para evitar que tal procedimento tenha interferência significativa no processo, mas apenas o suficiente para determinar se os sistemas apresentam comportamentos semelhantes, com relação aos parâmetros físico-químicos de interesse.
- b) É importante que se pense em formas de controlar melhor o espaço para gás na parte superior dos reatores, de forma a que esse espaço fique menos suscetível a interferências, e que se determine uma maneira de medir propriamente o volume de biogás gerado.
- c) A tubulação de retorno dos filtros anaeróbios para os reatores de sólidos, apesar de evitar sifonamentos constantes, como os observados no início dos trabalhos de Souto (2005) e Carneiro (2005), ainda não é ideal, pois não evitou completamente o problema, que ocorreu pelo menos uma vez durante o presente trabalho.

- d) As bombas utilizadas no experimento se mostraram bastante adequadas, não apresentando problemas. Em pesquisas utilizando vazões próximas às empregadas nesse trabalho, recomenda-se que essas bombas continuem a ser utilizadas.
- e) É de suma importância que se mantenha material sobressalente para reposição de peças e equipamentos e para reparos nos reatores, por exemplo: mangueiras de silicone; cola de silicone; aquecedor sobressalente; bomba sobressalente, etc.
- f) Montar e operar um sistema protótipo antes de iniciar a montagem dos sistemas a serem efetivamente utilizados no experimento permite aprender sobre o funcionamento do sistema e prever possíveis problemas. Tal procedimento é altamente recomendado.
- g) Manter o sistema protótipo em condições operacionais durante o experimento, de forma a que esse sistema possa ser utilizado para avaliar hipóteses sobre eventuais problemas que venham a surgir nos sistemas operacionais, sem que o experimento precise ser interrompido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). NBR 10.004 – *Resíduos Sólidos – Classificação*. São Paulo.

APHA, AWWA, WPFC, (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20^a ed., Washington, D.C. 1268 p.

ALLINGER, N.L.; CAVA, M.P.; JONGH, D.C.; JOHNSON, C.R.; LEBEL, N.A.; STEVENS, C.L. (1978) *Química Orgânica*. 2^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara. 961 p.

BALDOCHI, V.M.Z. (1990). *Comportamento dos ácidos voláteis no processo de estabilização anaeróbia de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 173 p.

BARLAZ, M.A. (1996). *Microbiology of Solid Waste Landfills*. In: Palmisano, A.C. & Barlaz, M.A. (Eds). *Microbiology of Solid Waste*. Cap. 2. New York: CRC Press.

BIDONE, F.R.A. & POVINELLI, J. (1999). *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*. 1^a ed. São Carlos: EESC-USP. Projeto REENGE. 109 p.

CARNEIRO, P.H. (2005). *Efeito da adição de lodo ao inóculo de reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 115 p.

DOYLE, J.D. & PARSONS, S.A. (2002). Struvite formation, control and recovery. *Water Research* 36, 3925-3940.

GOMES, L.P. (1989). *Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 167 p.

HARPER, S.R. & POHLAND, F.G. (1986) Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 28, 585-602.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2000). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. www.ibge.gov.br. Última consulta realizada em 06 de novembro de 2005.

LEHNINGER, A.L. (1976). *Bioquímica*. São Paulo: Edgard Blücher. Vol. 1. Tradução da 2ª edição americana. 7ª reimpressão. (2002).

LIMA, L.M.Q. (1988). *Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário*. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2v.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LABRÉS, P. (2000). Anaerobic digestion of organic wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74 (2000) 3-16.

MATA-ALVAREZ, J. (2002) The biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste. *Water 21 Magazine*. IWA. October. P 59-61.

METCALF & EDDY, INC (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 3ª ed., McGraw-Hill, New York.

MORAES, E.M., ADORNO, M.A.T., ZAIAT, M. (2000). Determinação de ácidos voláteis por cromatografia gasosa em efluentes de reatores anaeróbios tratando resíduos líquidos e sólidos. *Anais da VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia*. Vol. II pp. 235-238. Recife, PE: Editora Universitária da UFPE.

PICANÇO, A.P. (2004). *Influência da recirculação de percolato em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 142p + anexos.

PINTO, D.M.C.R. (2000). *Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com lixiviado*. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 175 p + anexos.

POHLAND, F.G. & KIM, J.C. (1999). *In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors*. *Water Science and Technology* 40 (8) 203-210.

SAN, I. & ONAY, T.T. (2001). Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials* B87 259-271.

SALGADO, M.T. (2003). *Influência da taxa de recirculação de percolado na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 76 p.

SCHALCH, V. & LEITE, W.C.A. (2000). Resíduos Sólidos (Lixo) e Meio Ambiente. In: Castellano, E.G. & Chaudhry, F.H. (2000). *Desenvolvimento Sustentado: Problemas e Estratégias*. São Carlos: EESC-USP. Projeto REENGE.. 347 p.

SOUTO, G.D.B. (2005). *Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 91 p + anexos.

SPEECE, R.E. (1996). *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Nashville: Archae Press. 393 p.

TEIXEIRA, E.N. (1993). *Efeito inibidor da recirculação direta de chorume na decomposição anaeróbia de resíduos sólidos*. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 388 p.

VAZOLLER, R.F. (1986). Microbiology of anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 18, p.1-14.

VAVILIN, A.V.; SHCHELKANOV, M.YU; RYTOV, S.V. (2002). Effect of mass transfer on concentration wave propagation during anaerobic digestion of solid waste. *Water Research* 36 (2002) 2405-2409.

VEEKEN, A; KALYUZHNYI, S.; SCHARFF, H.; HAMELERS, B. (2000). Effect of pH and VFA on Hydrolysis of Organic Solid Waste. *Journal of Environmental Engineering* 126, 12, 1076-1081.

ANEXO A - Resultados da primeira etapa da pesquisa

Tabela A1 – pH, concentração de alcalinidade (mg CaCO₃/L) e concentrações de DQO bruta, DQO filtrada, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (N-amon) (mg/L)

Reator de sólidos do sistema controle

Data	Dia	pH	Alcalinidade	DQO bruta	DQO filtrada	NTK	N-amon
26/10/05	16	5,86	9178	61235	50535	12236	1829
02/11/05	23	5,68	10192	64585	56530	3358	1989
11/11/05	31	5,61	10296	62310	54260	2823	1896
17/11/05	37	5,76	11362	59140	51630		2551
23/11/05	43	5,71	10721	65990	58745	3251	1869
30/11/05	50	5,68	10166	70565	56985	2930	1949
08/12/05	58	5,67	10140	60035	41865	3198	2029
13/12/05	63	5,63	10374	60335	47920	3198	2043
06/01/06	87	5,51	11050	69995	48160	2884	1905
11/01/06	92	5,46	10920	69590	54195	2832	1892
26/01/06	107	5,46	11440	68595	56605	2832	1853

Reator de sólidos do sistema teste

Data	Dia	pH	Alcalinidade	DQO bruta	DQO filtrada	NTK	N-amon
26/10/05	16	5,81	8112	68660	50780	12664	1053
02/11/05	23	5,65	9620	60820	54090	3358	1855
11/11/05	31	5,58	10140	58025	61455	3358	1922
17/11/05	37	5,70	11232	59310	67440	3144	1922
23/11/05	43	5,67	10296	65685	56810	3144	1802
30/11/05	50	5,56	9412	67020	50950	2984	1829
08/12/05	58	5,61	10270	56595	35870	3305	1976
13/12/05	63	5,61	10166	58680	44620	3198	1976
06/01/06	87	5,50	10400	62360	48295	2990	1892
11/01/06	92	5,47	10270	61800	56830	2884	1905
26/01/06	107	5,44	8970	65460	56670	2937	1826

Tabela A2 – Série de sólidos (concentrações em mg/L)

Reator de sólidos do sistema controle

Data	Dia	ST	STF	SVT	SST	SSF	SSV	SDT	SDV	SDF
26/10/05	16	34047	15876	18171	2850	580	2270	31197	15901	15296
02/11/05	23	34182	17504	16678	1310	280	1030	32872	15648	17224
11/11/05	31	33740	16256	17484	1090	340	750	32650	16734	15916
17/11/05	37	36772	16916	19856	1570	480	1090	35202	18766	16436
23/11/05	43	36306	17048	19258	1230	470	760	35076	18498	16578
30/11/05	50	38314	18624	19690	1700	660	1040	36614	18650	17964
08/12/05	58	37570	17352	20218	980	770	210	36590	20008	16582
13/12/05	63	36366	16556	19810	1140	930	210	35226	19600	15626
06/01/06	87	36956	16956	20000	930	200	730	36026	19270	16756
11/01/06	92	37270	18068	19202	670	200	470	36600	18732	17868
26/01/06	107	36320	18140	18180	1210	290	920	35110	17260	17850

Reator de sólidos do sistema teste

Data	Dia	ST	STF	SVT	SST	SSF	SSV	SDT	SDV	SDF
26/10/05	16	35030	16341	18689	2050	480	1570	32980	17119	15861
02/11/05	23	32536	16752	15784	960	300	660	31576	15124	16452
11/11/05	31	33342	16776	16566	1210	370	840	32132	15726	16406
17/11/05	37	36418	16360	20058	1380	380	1000	35038	19058	15980
23/11/05	43	35380	17038	18342	1120	380	740	34260	17602	16658
30/11/05	50	36608	18646	17962	1730	640	1090	34878	16872	18006
08/12/05	58	37356	17204	20152	1460	1230	230	35896	19922	15974
13/12/05	63	36232	16886	19346	1120	910	210	35112	19136	15976
06/01/06	87	37208	17226	19982	910	190	720	36298	19262	17036
11/01/06	92	37000	17268	19732	1250	420	830	35750	18902	16848
26/01/06	107	36120	17696	18424	690	150	540	35430	17884	17546

Tabela A3 – Concentração de ácidos voláteis (mg/L)

Reator de sólidos do sistema controle

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
26/10/05	16	6356	4741	165	5928	183	2459	2746
17/11/05	37	6906	4679	256	7892	244	3705	4228
23/11/05	43	6475	4102	273	7067	223	3352	3824
30/11/05	50	6766	4431	362	7955	244	3738	4223
08/12/05	58	6868	4332	410	8012	244	3695	4125
13/12/05	63	6513	4402	452	8539	266	3977	4509
06/01/06	87	5563	2863	326	5390	177	2424	2907
11/01/06	92	5876	2893	316	5335	173	2360	2843
26/01/06	107	6602	4039	370	8934	290	3826	4535

Reator de sólidos do sistema teste

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
26/10/05	16	9400	6039	203	7140	219	2455	2829
17/11/05	37	7639	4566	299	8201	222	3568	4412
23/11/05	43	7796	4238	326	7391	195	3159	3848
30/11/05	50	6626	4286	470	8624	237	3829	4800
08/12/05	58	8194	4125	503	7331	178	3009	3450
13/12/05	63	6828	3984	615	8163	241	3709	4662
06/01/06	87	5831	3118	508	6044	178	2485	3186
11/01/06	92	6973	3339	540	6839	203	2827	3682
26/01/06	107	8940	4692	635	10908	302	4133	5561

ANEXO B - Resultados da segunda e terceira etapas da pesquisa

Tabela B1 – Concentração de ácidos voláteis (mg/L)

Reator de sólidos do sistema controle

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
26/01/06	0	6602	4039	370	8934	290	3826	4535
30/01/06	4	7220	3838	392	9898	346	4495	5669
03/02/06	8	8599	4887	458	12172	399	5241	6783
06/02/06	11	7086	3426	327	8715	268	3633	4654
10/02/06	15	7943	4087	421	9994	342	4032	5371
13/02/06	18	8015	3525	389	7868	316	3187	4512
16/02/06	21	8882	3570	483	7199	365	3019	4588
24/02/06	29	7765	2882	496	2227	259	1294	1768
03/03/06	36	6110	3206	433	3	226	56	-
06/03/06	39	5111	3403	452	-	227	-	-
10/03/06	43	3039	2070	284	-	113	-	-
13/03/06	46	1768	1112	128	-	50	-	-
17/03/06	50	1269	492	32	-	17	-	-
20/03/06	53	1073	164	2	-	0	-	-
24/03/06	57	483	-	1	-	-	-	-
27/03/06	60	321	-	-	-	-	-	-
31/03/06	64	146	-	-	-	-	-	-
05/04/06	69							

Reator de sólidos do sistema teste

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
26/01/06	0	8940	4692	635	10908	302	4133	5561
30/01/06	4	7245	4041	598	10039	281	3805	5405
03/02/06	8	7848	4046	645	10553	304	4020	5881
06/02/06	11	7840	3400	603	9149	275	3500	5511
10/02/06	15	7832	2977	544	7309	243	2660	4494
13/02/06	18	8892	2795	514	6118	229	2161	3892
16/02/06	21	9339	2619	544	5281	249	1830	3369
24/02/06	29	6146	1925	433	3051	200	1072	1954
03/03/06	36	6284	2003	473	1115	208	812	679
06/03/06	39	6573	2655	417	-	192	17	-
10/03/06	43	1927	1879	176	-	72	-	-
13/03/06	46	1383	1528	46	-	36	-	-
17/03/06	50	545	452	1	-	-	-	-
20/03/06	53	367	63	-	-	-	-	-
24/03/06	57	205	-	-	-	-	-	-
27/03/06	60	154	-	-	-	-	-	-
31/03/06	64	120	-	-	-	-	-	-
05/04/06	69	140	-	-	-	-	-	-

Tabela B1 – continuação

Filtro anaeróbio do sistema controle

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
26/01/06	0	1910	335	45	-	11	48	61
30/01/06	4	2272	579	60	-	29	46	-
03/02/06	8	6684	1565	119	20	102	40	-
06/02/06	11	7454	1855	124	36	138	44	-
10/02/06	15	819	2443	11	-	46	17	154
13/02/06	18	400	2569	6	-	47	-	-
16/02/06	21	343	2129	2	-	28	-	-
24/02/06	29	612	151	8	-	-	-	-
03/03/06	36	153	-	-	-	-	-	-
06/03/06	39	277	-	-	-	-	-	-
10/03/06	43	439	62	5	-	-	-	-
13/03/06	46	121	-	-	-	-	-	-
17/03/06	50	101	-	-	-	-	-	-
20/03/06	53	77	-	-	-	-	-	-
24/03/06	57	74	-	-	-	-	-	-
27/03/06	60	53	-	-	-	-	-	-
31/03/06	64	50	-	-	-	-	-	-
05/04/06	69	158	-	-	-	-	-	-

Filtro anaeróbio do sistema teste

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
26/01/06	0	234	-	2	-	-	-	-
30/01/06	4	2328	477	22	-	14	-	-
03/02/06	8	5192	1143	49	-	53	-	-
06/02/06	11	6683	1309	98	-	87	-	-
10/02/06	15	8030	1587	133	14	110	6	-
13/02/06	18	8072	2002	211	125	168	82	-
16/02/06	21	3090	2353	54	-	117	-	-
24/02/06	29	312	65	-	-	-	-	-
03/03/06	36	284	-	-	-	-	-	-
06/03/06	39	370	28	-	-	-	-	-
10/03/06	43	180	-	-	-	-	-	-
13/03/06	46	129	-	-	-	-	-	-
17/03/06	50	85	-	-	-	-	-	-
20/03/06	53	76	-	-	-	-	-	-
24/03/06	57	93	-	-	-	-	-	-
27/03/06	60	58	-	-	-	-	-	-
31/03/06	64	101	-	-	-	-	-	-
05/04/06	69	82	-	-	-	-	-	-

Tabela B2 – pH, concentração de alcalinidade (mg CaCO₃/L) e concentrações de DQO bruta, DQO filtrada, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (N-amon) (mg/L)

Reator de sólidos do sistema controle

Data	Dia	pH	Alcalinidade	DQO bruta	DQO filtrada	NTK	N-amon
26/01/06	0	5,46	11440	68595	56605	2831,6	1852,6
01/02/06	6	5,46	10270	72250	58165	2936,8	1802,0
08/02/06	13	5,65	10530	62535	58985	2884,2	1931,5
15/02/06	20	5,85	7670	51450	43730	2726,3	1889,8
22/02/06	27	7,02	9230			2568,4	1931,5
02/03/06	35	7,85	8970	24645	9623	2621,0	1905,2
08/03/06	41	8,03	9750	16988	10613	2194,0	1811,0
15/03/06	48	7,48	10010	11446	7088	2733,0	1847,8
22/03/06	55	7,87	9750	8453	6290	2194,0	1933,5
05/04/06	69	8,02	10010	6739	3563	2316,5	1884,5

Reator de sólidos do sistema teste

Data	Dia	pH	Alcalinidade	DQO bruta	DQO filtrada	NTK	N-amon
26/01/06	0	5,44	8970	65460	56670	2936,8	1826,2
01/02/06	6	5,40	11440	66725	57295	2884,2	1826,2
08/02/06	13	5,49	10790	55805	55846	2831,6	1839,4
15/02/06	20	5,81	7670	40665	34980	2989,5	1852,6
22/02/06	27	6,43	8320			2568,4	1786,8
02/03/06	35	7,47	8320	26565	10118	2410,4	1813,1
08/03/06	41	7,86	10010	14440	9960	2292,0	1762,0
15/03/06	48	7,49	9100	9529	5954	2390,0	1786,5
22/03/06	55	7,55	9360	7608	5470	2194,0	1860,0
05/04/06	69	7,40	10920	5574	4024	2243,0	1774,3

Tabela B2 – continuação

Filtro anaeróbio do sistema controle

Data	Dia	pH	Alcalinidade	DQO bruta	DQO filtrada	NTK	N-amon
26/01/06	0	8,11	11830	7080	9638	2831,6	2076,3
01/02/06	6	7,54	10790	14065	10275	2778,9	2089,4
08/02/06	13	6,78	10660	16540	15365	2831,6	1997,3
15/02/06	20	7,77	10140	19430	17735	2621,0	2063,1
22/02/06	27	7,8	10530			2463,1	1997,3
02/03/06	35	8,11	10140	6565	5365	2515,7	1984,2
08/03/06	41	8,16	10660	5473	3972	2292,0	1884,5
15/03/06	48	7,82	11180	5694	3855	2488,0	1884,5
22/03/06	55	7,59	10790	6134	4528	2218,5	2056,0
05/04/06	69	7,64	10270	5553	3574	2243,0	1884,5

Filtro anaeróbio do sistema teste

Data	Dia	pH	Alcalinidade	DQO bruta	DQO filtrada	NTK	N-amon
26/01/06	0	8,17	8970	4940	5270	3305,3	1918,4
01/02/06	6	7,57	10660	10023	9148	2778,9	2023,6
08/02/06	13	6,62	10010	17285	16190	2726,3	1905,2
15/02/06	20	7,58	8710	27280	23180	2673,6	2023,6
22/02/06	27	7,76	10400			2515,7	1892,0
02/03/06	35	8,17	10010	6515	5098	2568,4	1892,0
08/03/06	41	8,07	10270	5010	3680	2292,0	1847,8
15/03/06	48	7,65	10140	5188	3846	2292,0	1835,5
22/03/06	55	7,62	9620	5930	4336	2120,5	1982,5
05/04/06	69	7,46	10660	5004	3900	2096,0	1786,5

Tabela B3 – Série de sólidos (concentrações em mg/L)

Reator de sólidos do sistema controle

Data	Dia	ST	STF	SVT	SST	SSF	SSV	SDT	SDV	SDF
26/01/06	0	36320	18140	18180	1210	290	920	35110	17260	17850
01/02/06	6	35642	17070	18572	800	200	600	34842	17972	16870
08/02/06	13	33638	15480	18158	960	360	600	32678	17558	15120
15/02/06	20	27402	14936	12466	910	290	620	26492	11846	14646
22/02/06	27	23164	13078	10086	1590	700	890	21574	9196	12378
02/03/06	35	21322	11768	9554	3370	840	2530	17952	7024	10928
08/03/06	41	19208	11338	7870	3480	880	2600	15728	5270	10458
15/03/06	48	17774	10752	7022	3300	1180	2120	14474	4902	9572
22/03/06	55	15324	9764	5560	1740	420	1320	13584	4240	9344
05/04/06	69	14944	10468	4476	1540	480	1060	13404	3416	9988

Reator de sólidos do sistema teste

Data	Dia	ST	STF	SVT	SST	SSF	SSV	SDT	SDV	SDF
26/01/06	0	36120	17696	18424	690	150	540	35430	17884	17546
01/02/06	6	37976	16838	21138	1020	390	630	36956	20508	16448
08/02/06	13	32028	15612	16416	970	350	620	31058	15796	15262
15/02/06	20	24882	13860	11022	870	330	540	24012	10482	13530
22/02/06	27	22740	12516	10224	1490	500	990	21250	9234	12016
02/03/06	35	20624	11246	9378	2500	980	1520	18124	7858	10266
08/03/06	41	18702	10940	7762	2980	1180	1800	15722	5962	9760
15/03/06	48	16026	10172	5854	2200	780	1420	13826	4434	9392
22/03/06	55	-5592	9158	-14750	1580	620	960	-7172	-15710	8538
05/04/06	69	14360	9490	4870	1500	560	940	12860	3930	8930

Tabela B3 – continuação

Filtro anaeróbio do sistema controle

Data	Dia	ST	STF	SVT	STS	SSF	SSV	SDT	SDV	SDF
26/01/06	0	15742	10828	4914	580	310	270	15162	4644	10518
01/02/06	6	19090	12712	6378	680	210	470	18410	5908	12502
08/02/06	13	19256	12638	6618	680	270	410	18576	6208	12368
15/02/06	20	16558	11496	5062	820	360	460	15738	4602	11136
22/02/06	27	16204	10812	5392	1050	460	590	15154	4802	10352
02/03/06	35	13806	9526	4280	1600	840	760	12206	3520	8686
08/03/06	41	13492	8884	4608	1720	880	840	11772	3768	8004
15/03/06	48	14446	9580	4866	2380	1140	1240	12066	3626	8440
22/03/06	55	14548	9932	4616	1640	660	980	12908	3636	9272
05/04/06	69	14774	10056	4718	1560	580	980	13214	3738	9476

Filtro anaeróbio do sistema teste

Data	Dia	ST	STF	SVT	STS	SSF	SSV	SDT	SDV	SDF
26/01/06	0	14090	10734	3356	450	110	340	13640	3016	10624
01/02/06	6	17270	10210	7060	390	180	210	16880	6850	10030
08/02/06	13	20712	12784	7928	1200	400	800	19512	7128	12384
15/02/06	20	17986	10974	7012	700	380	320	17286	6692	10594
22/02/06	27	15972	10808	5164	1030	390	640	14942	4524	10418
02/03/06	35	14070	10114	3956	1540	840	700	12530	3256	9274
08/03/06	41	14090	9616	4474	1840	1040	800	12250	3674	8576
15/03/06	48	14410	10036	4374	1700	740	960	12710	3414	9296
22/03/06	55	13836	8846	4990	1540	720	820	12296	4170	8126
05/04/06	69	14408	9744	4664	1340	480	860	13068	3804	9264

Tabela B4 – Composição do biogás, em porcentagem de gás nitrogênio (N₂), gás metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂).

Data	Dia	Reator de sólidos controle			Reator de sólidos teste		
		N ₂	CH ₄	CO ₂	N ₂	CH ₄	CO ₂
27/01/06	1	95	1	4	95	1	4
03/02/06	8	15	10	75	86	5	9
10/02/06	15	9	20	71	76	9	15
16/02/06	21	7	28	65	82	9	9
03/03/06	36	6	53	41	66	26	8
10/03/06	43	9	52	39	89	9	2
17/03/06	50	7	54	39	88	10	2
24/03/06	57	6	55	39	91	8	1
31/03/06	64	11	53	36	89	9	2
07/04/06	71	23	51	26	94	5	1

Data	Dia	Filtro anaeróbio controle			Filtro anaeróbio teste		
		N ₂	CH ₄	CO ₂	N ₂	CH ₄	CO ₂
27/01/06	1	91	8	1	85	13	2
03/02/06	8	88	9	3	85	10	5
10/02/06	15	77	21	2	88	11	1
16/02/06	21	63	32	5	87	12	1
03/03/06	36	78	20	2	86	13	1
10/03/06	43	94	5	1	74	23	3
17/03/06	50	87	12	1	80	18	2
24/03/06	57	94	5	1	85	13	2
31/03/06	64	96	3	1	91	8	1
07/04/06	71	97	3	0	96	4	0

Tabela B5 – Composição do biogás, em porcentagem de N₂, CH₄ e CO₂, ao longo de uma semana.

		Reator de sólidos controle			Reator de sólidos teste		
Data	Dia	N ₂	CH ₄	CO ₂	N ₂	CH ₄	CO ₂
20/03/06	53	5	55	40	87	11	2
21/03/06	54	5	54	41	32	46	22
22/03/06	55	7	55	38	91	8	1
23/03/06	56	8	54	38	89	9	2
24/03/06	57	6	55	39	91	8	1

		Filtro anaeróbico controle			Filtro anaeróbico teste		
Data	Dia	N ₂	CH ₄	CO ₂	N ₂	CH ₄	CO ₂
20/03/06	53	92	7	1	85	14	1
21/03/06	54	62	32	6	85	14	1
22/03/06	55	95	5	0	88	11	1
23/03/06	56	81	17	2	82	16	2
24/03/06	57	94	5	1	85	13	2