UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

FERNANDA RESENDE VILELA

Biometanização: estudo da influência do lodo e da serragem no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU)

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos - SP

2015

FERNANDA RESENDE VILELA

Biometanização: estudo da influência do lodo e da serragem no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU)

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

Orientador: Prof. Assoc. Valdir Schalch

São Carlos - SP

2015

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

V695b Vilela, Fernanda Resende
Biometanização: estudo da influência do lodo e da
serragem no tratamento anaeróbico da fração orgânica dos
resíduos sólidos urbanos (FORSU) / Fernanda Resende
Vilela; orientador Valdir Schalch. São Carlos, 2015.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2015.

1. Digestão anaeróbia. 2. Resíduos Sólidos
Orgânicos. 3. Biogás. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **FERNANDA RESENDE VILELA**

Título da dissertação: "Biometanização: estudo da influência do lodo e da serragem no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU)".

Data da defesa: 23/10/2015

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Associado **Valdir Schalch**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. **Ronan Cleber Contrera**
(Escola Politécnica/EP - USP)

APROVADO

Prof. Dr. **Reinaldo Pisani Junior**
(Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP)

APROVADO

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profª. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo César Lima Segantine**

A meus pais Jaqueline e Rossini pelo exemplo de vida, amor, dedicação e por nunca medirem esforços para proporcionar aos seus filhos todo o necessário para a realização de seus sonhos. A meus amados irmãos, com quem compartilho minha vida e pelos quais sinto enorme amor.

AGRADECIMENTOS

Muitas pessoas foram essenciais para a conclusão desse mestrado. Primeiramente agradeço a *Deus*, que sempre esteve em meu caminho, me guiando, protegendo e abrindo diversas oportunidades na minha vida – como esta.

À minha família, pelo amor, dedicação, carinho e força em todos os momentos em que a saudade insistia em ser maior. A vocês, que são a minha base, o meu eterno agradecimento.

Ao meu namorado Fabrício, que se manteve presente em todos os momentos, sempre me incentivando e encorajando nas dificuldades encontradas durante todo o percurso. O seu/meu amor foi o grande motivador da minha coragem e vontade de vencer.

Ao meu orientador durante o período de graduação - Eduardo Goulart Collares, que foi um grande incentivador da continuidade acadêmica e do crescimento profissional.

Ao meu orientador de mestrado Valdir Schalch, pela oportunidade, confiança, respeito, paciência, ensinamentos, conselhos, dedicação (durante esses dois anos) e, acima de tudo, pelo exemplo de profissionalismo.

À amiga e companheira de mestrado - Carolina Ibelli Bianco, que foi o meu grande presente de São Carlos. Obrigada por compartilhar comigo sua amizade, suas alegrias, tristezas, conquistas, conhecimentos. A você dedico grande parte do meu conhecimento e crescimento obtidos.

Aos amigos e integrantes do grupo NEPER – Núcleo de estudo e pesquisa em resíduos sólidos – Amanda Borges Ribeiro, Júlia Inforzato Guermandi, Víctor Baldan, Caroline Michele Palamin, Juliana Argente, Rodrigo Eduardo Córdoba, Marco Aurélio de Castro, Felipe Pucci e Yovana Barrera, que estiveram juntos comigo em vários momentos, organizando não só o SIRS, mas adquirindo experiências, reforçando as amizades e a diversão.

Aos amigos Bruno Pessotto e Rodrigo Soares pelo fornecimento de lodo anaeróbio, pela companhia no laboratório, trocas de experiências e convivência agradável dia-a-dia.

À FAPESP por acreditar no meu projeto e financiar a bolsa de mestrado e a pesquisa.

À Prof.^a Maria Bernadete A. Varesche Silva, que permitiu a liberação de verba do PROEX para a compra dos materiais e montagem dos experimentos para o desenvolvimento da pesquisa do mestrado.

Ao funcionário da USP - Alcino de Paula, pela montagem e acompanhamento do experimento. Agradeço imensamente sua experiência, dedicação e alegria sempre presentes.

Aos restaurantes que separam e forneceram voluntariamente os resíduos sólidos orgânicos: Sacolão Recanto das frutas, La Villa, Mamãe Natureza, Frei Damião, Tempero Manero, Escola Cemei Aracy Leite Pereira, La Salute.

Aos técnicos e funcionários dos laboratórios que utilizei durante o monitoramento do experimento: Júlio Cesar Trofino (Lab. de Saneamento), Paulo Fragiácomo (Lab. de Saneamento), Maria Teresa Hoffmann (Latar), Maria Aparecida Peres Viudes (Lab. de Saneamento), Maria Angela Tallarico Adorno (LPB), Maria Diva Landgraf, Darlan Silva e Leandro Antunes (Lab. De Química), Sabrina Piazzzi de Andrade Marino, Bianca Aparecida Rodrigues da Silva e Aline Cristina Musetti (Lab. De Saneamento). Obrigada pelos ensinamentos, paciência e dedicação.

Ao professor da Poli-USP/São Paulo - Ronan Cleber Contrera, que participou da banca de qualificação e se manteve presente com dicas e ensinamentos.

Às funcionárias do departamento de hidráulica e saneamento: Maria Auxiliadora de C. Altieri Pin, Priscila Carla Toselli de Almeida e Rose, pela competência, dedicação e disposição em nos auxiliar.

“A ciência consiste em substituir o saber que parecia seguro por uma teoria, ou seja, por algo problemático”.

(José Ortega y Gasset)

RESUMO

VILELA, F. R. **Biometanização: estudo da influência do lodo e da serragem no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU)**. 2015. 207 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

A grande evolução no tratamento dos resíduos sólidos orgânicos foi obtida com a Biometanização ou, simplesmente, Digestão Anaeróbia, que ao tratar a fração orgânica produz um composto que pode ser utilizado como condicionador do solo e propicia a recuperação da energia com a utilização do metano produzido no biogás. Esta pesquisa se propôs a analisar a técnica de biometanização, avaliando a influência do lodo e da serragem no tratamento anaeróbio da FORSU em biometanizadores de 50 L e 5 L, operados sob regime batelada e temperatura mesofílica por 150 e 78 dias, respectivamente. Foram analisadas amostras de chorume, do biogás e do digestato (material sólido obtido pós-tratamento, com a abertura dos biometanizadores). Na primeira etapa, quatro reatores de 50 L foram operados com alto teor de sólidos, sob condições distintas: reator 1 - controle (preenchido somente com FORSU); reator 2 (preenchido com FORSU, 5% de lodo e serragem); reator 3 (preenchido com FORSU, 10% de lodo e serragem); reator 4 (preenchido com FORSU e serragem). Com o monitoramento do processo foi possível concluir que a manutenção de um pH ácido, mesmo nos biometanizadores com adição de lodo, propiciou uma condição ácida que foi responsável por inibir a biometanização em todos os tratamentos, que apresentaram baixa remoção de matéria orgânica e ausência de produção de metano. Com isso, iniciou-se a segunda etapa da pesquisa, onde foram operados três reatores de 5 L com baixo teor de sólidos, com o intuito de testar dois tipos de lodos e elevar a porcentagem de inoculação, nas seguintes configurações: reator ETE 1 - preenchido com FORSU, lodo de esgoto e serragem (proporção 3:1:1); ETE 2 – preenchido com FORSU, lodo de esgoto e serragem (proporção 2:2:1) e DACAR – preenchido com FORSU, lodo do tratamento anaeróbio de efluente de avícula e serragem (proporção 2:2:1). Após 78 dias de operação, constatou-se que maiores proporções de inóculo e uma temperatura mais elevada (30 a 35° C) favoreceram o pH, a alcalinidade, a umidade, a degradação da matéria orgânica e a produção de metano, observada no reator ETE 2. Contudo, as condições operacionais adotadas e os fatores ambientais não foram adequadas para o sucesso da biometanização. Não houve uma redução significativa de matéria orgânica e a produção de metano foi constatada somente em um dos reatores da segunda etapa.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia. Resíduos Sólidos Orgânicos. Biogás.

ABSTRACT

VILELA, F. R. **Biomethanization: study of the influence of sludge and sawdust on the anaerobic treatment of an organic fraction of municipal solid waste (OFMSW).** 2015. 207 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

The major evolution in the treatment of organic solid waste has been achieved by biomethanization, or simply Anaerobic Digestion. When treating the organic fraction, biomethanization produces a compound that can be used as a soil conditioner and provides energy recovery through the use of methane in the biogas produced. This dissertation reports on an analysis of the biomethanization technique and evaluates the influence of sludge and sawdust on the anaerobic treatment of OFMSW in 50 L and 5 L reactors operating under batch regime and mesophilic temperatures for 155 and 78 days, respectively. Slurry samples of biogas and digestato (solid material obtained after treatment with the opening of reactors) were analyzed. In the first stage, four 50 L reactors were operated with high solids content and under different conditions: Reactor 1 - control (filled only with OFMSW); Reactor 2 (filled with OFMSW, 5% sludge and sawdust); Reactor 3 (filled with OFMSW, 10% sludge and sawdust); Reactor 4 (filled with OFMSW and sawdust). The monitoring of the process enabled the maintenance of an acidic pH, even in reactors filled with sludge, and led to an acidic condition responsible for the inhibition of biomethanization in all treatments, which showed low organic matter removal and no production of methane. In the second stage of the study, three 5 L reactors were operated with low solids content for the testing of two types of sludge and increase in the percentage of inoculation, according to the following configurations: ETE 1 reactor - filled with OFMSW, sewage sludge and sawdust (3: 1: 1 ratio); ETE 2 - filled with OFMSW, sewage sludge and sawdust (2: 2: 1 ratio) and DACAR - filled with OFMSW, sludge from the anaerobic treatment of poultry effluent and sawdust (2: 2: 1 ratio). After 78 days of operation, higher proportions of inoculum and a higher temperature (30 to 35 °C) favored pH, alkalinity, degradation of organic matter and production of methane, observed in reactor ETE 2. However, the operating conditions adopted and environmental factors were not suitable for the success of biomethanization. No significant reduction in the organic matter was achieved and methane was produced only in one of the reactors of the second stage.

Keywords: Anaerobic Digestion. Solid organic waste. Biogas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Classificação dos resíduos sólidos de acordo com a fonte geradora.	12
Figura 2: Quantidade gerada e coleta de resíduos sólidos no Brasil em 2013	14
Figura 3: Destinação final dos RSU coletados no Brasil	16
Figura 4: Principais impactos ambientais causados pelos lixões	18
Figura 5: Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia..	25
Figura 6: Processos de bioconversão anaeróbias integrado em recuperação de recursos a partir de resíduos (Fonte: Adaptada de Khanal, 2008).	29
Figura 7: Faixa ótima de temperatura dos microorganismo na digestão anaeróbia.	36
Figura 8: Princípio da co-digestão da FORSU (Fonte: adaptada de HARTMANN <i>et al.</i> , 2002).	48
Figura 9: Modelo esquemático do reator Dranco (Fonte:De Baere, 2008).	55
Figura 10: Esquema de tratamento pelo processo Kompogas.....	57
Figura 11: Esquema da tecnologia Valorga (Fonte: Ferreira, 2008).	58
Figura 12: Injeção de biogás no processo Valorga (Fonte: Inetrnational, 2005).	58
Figura 13: Esquema da instalação experimental.	62
Figura 14: a) Visão frontal dos biometanizadores de polietileno. b) Visão da tampa do biometanizador adaptada com saída para o biogás, manômetro, válvula de alívio de pressão e entrada central para correções dos parâmetros físico-químicos. c) Indicação do ponto de medição da temperatura e coleta de amostra nos biometanizadores: 1 – medição da temperatura (local onde foram introduzidos os termopares); 2 – coletas de amostra líquida (chorume).....	63
Figura 15: a) Termopar acoplado na parte lateral e introduzido até o centro dos resíduos orgânicos para aferição da temperatura interna. b)Termopar tipo K e termômetro da marca Minipa utilizados para medição da temperatura.	63
Figura 16: a) Sistema de coleta e medição do volume do biogás por frascos de mariotte. b) Frasco de mariotte conectado ao reator e frasco para coleta da água deslocada.c) Seringas adaptadas com registro para coleta do biogás para cromatografia.	64
Figura 17: Sistema de coleta do chorume.....	65
Figura 18: a) Primeira camada da base interna de pedregulho. b) segunda camada da base interna com bolas de vidro. c) Base interna recoberta com tela de mosquito.	66
Figura 19: Detalhe dos resíduos utilizados nas misturas.....	70

Figura 20: Mapa com a delimitação da Escola de Engenharia de São Carlos/USP e localização dos pontos de coleta da FORSU.....	72
Figura 21: FORSU coletada.....	72
Figura 22: Descarregamento da FORSU coletada.....	72
Figura 23: Coleta do lodo no reator UASB da ETE do município de São Carlos.....	73
Figura 24: Trituração da FORSU – a) Triturador Trapp 200; b) FORSU triturada.....	74
Figura 25: Pesagem dos resíduos para mistura.....	75
Figura 26: Mistura dos resíduos para preenchimento do biometanizador.....	75
Figura 27: Preenchimento dos biometanizadores	76
Figura 28: Esquema geral das análises das amostras sólidas (ou semisólidas - digestato) dos ensaios experimentais (Fonte: Adaptada de Foster-Carneiro, 2005).	78
Figura 29: a) Biometanizadores de 5L adaptados para o processo de digestão anaeróbia da FORSU. b) Conexões com registros instaladas para a coleta de biogás e introdução de alcalinizante.	79
Figura 30: a) Estufa para armazenamento dos biometanizadores de 5L. b) Termômetro externo para leitura da temperatura interna da estufa.	80
Figura 31: Lodo granulado de reator UASB.....	82
Figura 32: Medição do pH e adição de alcalinizante nas misturas.....	84
Figura 33: Biometanizadores de 5 litros preenchidos.....	84
Figura 34: Análise comparativa das misturas que preencheram os reatores de 50 L na etapa inicial e final do experimento.....	89
Figura 35: Análise comparativa das misturas que preencheram os reatores de 5 L na etapa inicial e final do experimento.....	96
Figura 36: Valores de pH encontrados nos quatro reatores	99
Figura 37: Comparação das concentrações de AOV no reator 1 ao longo do tempo.....	102
Figura 38: Comparação das concentrações de AOV no reator 2 ao longo do tempo.....	103
Figura 39: Comparação das concentrações de AOV no reator 3 ao longo do tempo.....	103
Figura 40: Comparação das concentrações de AOV no reator 4 ao longo do tempo.....	104
Figura 41: Concentração de Alcalinidade nos quatro reatores.	106
Figura 42: Concentração de Sólidos Totais – Reator 1	107
Figura 43: Concentração de Sólidos Totais – Reator 2	108
Figura 44: Concentração de Sólidos Totais – Reator 3	108
Figura 45: Concentração de Sólidos Totais – Reator 4	109
Figura 46: Concentração de DQO nos reatores	110

Figura 47: Concentração de COT nos reatores	111
Figura 48: Concentração de NTK nos reatores.	112
Figura 49: Concentração de N- NH ₃ nos reatores.	113
Figura 50: Concentração de P _{total} nos reatores	115
Figura 51: Concentração de Cloretos nos reatores.....	116
Figura 52: Concentração de Sulfeto nos reatores.....	117
Figura 53: Variações da temperatura do reator 1	118
Figura 54: Variações da temperatura do reator 2	118
Figura 55: Variações da temperatura do reator 3	119
Figura 56: Variações da temperatura do reator 4.	119
Figura 57: Quantificação do volume do biogás produzido nos reatores ao longo do tempo..	120
Figura 57.1: Cont. da quantificação do volume do biogás produzido nos reatores ao longo do tempo	121
Figura 58: Produção de biogás acumulada em cada reator	122
Figura 59: Quantificação dos gases constituintes do biogás produzido nos reatores ao longo do período de monitoramento: a) gases produzidos no reator 1; b) gases produzidos no reator 2; c) gases produzidos no reator 3; d) gases produzidos no reator 4.....	122
Figura 60: Quantificação do volume do biogás produzido nos reatores ao longo do tempo...	125
Figura 60.1: Cont. da quantificação do volume do biogás produzido nos reatores ao longo do tempo	126
Figura 61: Produção de biogás acumulada em cada reator	126
Figura 62: Composição do biogás produzido no reator DACAR	127
Figura 63: Composição do biogás produzido no reator ETE 1	128
Figura 64: Composição do biogás produzido no reator ETE 2	129
Figura 65: Comparação dos valores de STV das misturas no início e final do experimento..	130
Figura 66: Porcentagens de eliminação de STV nos reatores de 50L	131
Figura 67: Comparação dos valores de STV das misturas no início e final do experimento..	132
Figura 68: Porcentagens de eliminação de STV nos reatores de 5L	133

Figura 69: Esquema de determinação do teor de umidade	155
Figura 70: Determinação da densidade da FORSU afluenta	156
Figura 71: Equipamento utilizado para análise do COT.	164
Figura 72: Resíduos secos para análise do COT.....	164
Figura 73: Aparato experimental com coleta e medição do volume do biogás por frasco de mariotte.....	183
Figura 74: Frascos de mariottes e béquers utilizados para medição do volume do biogás...	183
Figura 75: Seringas com trava para coleta do biogás.....	185
Figura 76: Cromatógrafo GC 2010.....	185
Figura 77: Inserção do biogás no GC 2010	185

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estimativa da composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil em 2012	14
Tabela 2: Diferenças entre a compostagem e a digestão anaeróbia.	23
Tabela 3: Estimativa da produção de biogás com diferentes substratos	32
Tabela 4: Dados de alguns estudos sobre digestão anaeróbia da FORSU	50
Tabela 5: Resumo das principais características dos processos via seca	59
Tabela 6: Características dos resíduos de entrada	69
Tabela 7: Quantidade (kg) dos resíduos utilizados no preenchimento dos biometanizadores (base úmida).....	69
Tabela 8: Quantidade (%) dos resíduos utilizados no preenchimento dos biometanizadores (base úmida).....	69
Tabela 9: Métodos normalizados (APHA) utilizados nas análises das amostras sólidas.....	78
Tabela 10: Relação inóculo/resíduo/serragem proposta para cada biometanizador.....	83
Tabela 11: Valores em % de sólidos totais voláteis dos resíduos utilizados na biometanização	83
Tabela 12: Dados de preenchimento dos biometanizadores de 5L	83
Tabela 13: Resultados da caracterização inicial dos resíduos utilizados na biometanização com reatores de 50L.....	87
Tabela 14: Caracterização do digestato oriundo do processo de biometanização nos quatro tratamentos.....	89
Tabela 15: Resultados da caracterização inicial dos resíduos utilizados na biometanização nos reatores de 5L.	93
Tabela 16: Quantidades de bicarbonato de cálcio e potássio calculadas para os biometanizadores	94
Tabela 17: Quantidades de bicarbonato de cálcio e potássio adicionadas nos reatores	94
Tabela 18: Quantidades de alcalinizantes adicionadas que ultrapassaram as calculadas para os biometanizadores	95
Tabela 19: Quantidades de alcalinizantes adicionadas para igualar a quantidade em todos os reatores.....	95
Tabela 20: Caracterização do digestato oriundo do processo de biometanização nos reatores de 5L	96
Tabela 21: Correção do pH e recirculação do chorume nos reatores	100

Tabela 22: Porcentagens de remoção de STV nos reatores	130
Tabela 23: Porcentagens de remoção de STV nos reatores	133
Tabela 24: Tempo de operação de alguns trabalhos de biometanização da FORSU.....	134
Tabela 25: Composição das misturas do reatores de 5L e produção de biogás – Segunda etapa da pesquisa	138
Tabela 26: Variáveis analisadas no chorume coletado ao longo do processo de biometanização no reator 1	187
Tabela 27: Valores de sólidos medidos ao longo do processo de biometanização da FORSU no reator 1	187
Tabela 28: Variáveis analisadas no chorume coletado ao longo do processo de biometanização no reator 2.	188
Tabela 29: Valores de sólidos medidos ao longo do processo de biometanização da FORSU no reator 2	188
Tabela 30: Variáveis analisadas no chorume coletado ao longo do processo de biometanização no reator 3.	189
Tabela 31: Valores de sólidos medidos ao longo do processo de biometanização da FORSU no reator 3	189
Tabela 32: Variáveis analisadas no chorume coletado ao longo do processo de biometanização no reator 4	190
Tabela 33: Valores de sólidos medidos ao longo do processo de biometanização da FORSU no reator 4	190
Tabela 34: Dados das análises de temperatura dos reatores no mês de Agosto	198
Tabela 35: Dados das análises de temperatura dos reatores no mês de Setembro.....	199
Tabela 36: Dados das análises de temperatura dos reatores no mês de Outubro.....	200
Tabela 37: Dados das análises de temperatura dos reatores no mês de Novembro	201
Tabela 38: Dados das análises de temperatura dos reatores no mês de Dezembro e Janeiro.	202

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Composição esperada em função do substrato digerido	30
Quadro 2: Concentração dos gases gerados pela digestão anaeróbia.	30
Quadro 3: Macro e micronutrientes essenciais para o crescimento dos microorganismos.....	41
Quadro 4: Concentrações estimuladoras e inibidoras de alguns cátions	42
Quadro 5: Efeitos da concentração de amônia.....	42
Quadro 6: Diferentes características da FORSU e do lodo de esgoto	49
Quadro 7: Parâmetros monitorados nas análises físico-químicas.....	77
Quadro 8: Parâmetros monitorados nas análises físico-químicas.....	85
Quadro 9: Etapas de determinação do teor de umidade.....	155
Quadro 10: Determinação do teor de sólidos da fração sólida	158
Quadro 11: Determinação da DQO da fração sólida	160
Quadro 12: Determinação do pH da fração sólida.....	161
Quadro 13: Determinação da alcalinidade da fração sólida.....	163
Quadro 14: Determinação do NTK da fração sólida.....	166
Quadro 15: Determinação do S sólidos no chorume.....	169
Quadro 16: Determinação do pH e alcalinidade no chorume	170
Quadro 17: Determinação do cloreto no chorume	174
Quadro 18: Determinação do sulfeto no chorume	176
Quadro 19: Determinação do COT no chorume	178
Quadro 20: Determinação do nitrogênio nas amostras de chorume	181
Quadro 21: Volume de biogás gerado no reator 1	192
Quadro 22: Volume de biogás gerado no reator 2	193
Quadro 23: Volume de biogás gerado no reator 3	194
Quadro 24: Volume de biogás gerado no reator 4	196
Quadro 25: Volume de biogás gerado no reator ETE 1	204
Quadro 26: Volume de biogás gerado no reator ETE 2	205
Quadro 27: Volume de biogás gerado no reator DACAR	207

SUMÁRIO

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
LISTA DE FIGURAS	iii
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE QUADROS	ix
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	5
2.1 OBJETIVO GERAL	5
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
3.1 CONSIDERAÇÕES SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS	6
3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS – DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO COM BASE NA PNRS ...	9
3.3 PROBLEMÁTICA ASSOCIADA AOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	12
3.3.1 Impactos ambientais oriundos da disposição final dos resíduos sólidos	17
3.4 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	19
3.5 BIOMETANIZAÇÃO	23
3.5.1 Etapas da Biometanização	23
3.5.2 Produtos da Biometanização	28
3.5.3 Fatores intervenientes no processo	35
3.6 CLASSIFICAÇÕES DOS SISTEMAS DE BIOMETANIZAÇÃO	44
3.7 TÉCNICAS DE OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	47
3.7.1 Co-digestão	47
3.7.2 Recirculação	50
3.8 TECNOLOGIAS COMERCIAIS PARA O TRATAMENTO ANAERÓBIO	53
4 MATERIAIS E MÉTODOS	61
4.1 EXPERIMENTO COM REATORES DE 50 L	61
4.1.1 Descrição Geral	61
4.1.2 Construção dos biometanizadores	62
4.1.2.1 Temperatura	63
4.1.2.2 Biogás	64
4.1.2.3 Chorume	65
4.1.3 Preenchimento dos biometanizadores	66
4.1.3.1 Cálculo do volume útil de preenchimento	66
4.1.3.2 Características do processo de biometanização e parâmetros operacionais	66

4.1.3.3 Cálculo da quantidade de FORSU, serragem e lodo.....	67
4.1.3.4 Coleta da FORSU, da serragem e do lodo.....	71
4.1.3.5 Pré-tratamento dos resíduos utilizados na biometanização.....	73
4.1.3.6 Mistura dos resíduos e preenchimento dos biometanizadores.....	75
4.1.4 Análises físico-químicas	76
4.2 EXPERIMENTO COM REATORES DE 5 L	79
4.2.1 Descrição Geral	79
4.2.2 Construção dos biometanizadores	79
4.2.3 Preenchimento dos biometanizadores	80
4.2.3.1 Características do processo de biometanização e parâmetros operacionais.....	80
4.2.3.2 Coleta dos resíduos utilizados no processo.....	81
4.2.3.3 Cálculo da quantidade de FORSU, serragem e lodo.....	82
4.2.3.4 Análises físico-químicas.....	84
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	86
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS (FORSU, LODO, SERRAGEM) E DAS MISTURAS QUE PREENCHERAM OS BIOMETANIZADORES DE 50L	86
5.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS (FORSU, LODO, SERRAGEM) E DAS MISTURAS QUE PREENCHERAM OS BIOMETANIZADORES DE 5L	92
5.3 MONITORAMENTO DOS BIOMETANIZADORES	98
5.4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS- BIOMETANIZADORES DE 50L	120
5.5 PRODUÇÃO DE BIOGÁS - BIOMETANIZADORES DE 5L	120
5.6 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA	129
5.6.1 Remoção de matéria orgânica na primeira etapa - biometanizadores de 50L.....	130
5.6.2 Remoção de matéria orgânica na segunda etapa - biometanizadores de 5L.....	132
6 CONCLUSÕES	136
7 RECOMENDAÇÕES	141
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	142
APÊNDICE A	153
APÊNDICE B	154
APÊNDICE C	186
APÊNDICE D	191
APÊNDICE E	197
APÊNDICE F	203

1 INTRODUÇÃO

A destinação dos resíduos sólidos urbanos apresenta-se como um dos principais problemas enfrentados pelas administrações municipais, que possuem escassos recursos para buscar soluções que priorizem o gerenciamento integrado dos resíduos.

O simples aterramento dos resíduos sólidos urbanos é um procedimento que acarreta perdas de energia e, em relação aos resíduos sólidos orgânicos, gera-se uma fonte de contaminação futura, pois ao enterrá-los inicia-se um processo de decomposição anaeróbia que produz lixiviados com alta carga poluidora, além de gases (dióxido de carbono e metano) contribuintes para o incremento do efeito estufa (GOMES, 2010; HARTMANN; AHRING, 2005; HUI *et al.*, 2006; OKUMU E NYENJE, 2011).

O cenário brasileiro se destaca pela disposição inadequada de grande parte dos resíduos produzidos. Em 2012, 42,02% do total produzido (23,7 milhões de toneladas) seguiram para lixões ou aterros controlados que, do ponto de vista ambiental, pouco se diferenciam dos lixões, pois não possuem o conjunto de sistemas necessários para a proteção do meio ambiente e da saúde pública. A porcentagem de resíduos que tiveram uma disposição final ambientalmente adequada (aterro sanitário) representava 58% (ABRELPE, 2012).

No ano seguinte, pouco mais de 50% dos municípios dispunham seus resíduos em aterros sanitários, 1569 municípios ainda dispunham seus resíduos em lixões e 1775 em aterros controlados, ou seja, 41,7% dos municípios brasileiros ainda precisam se adequar às diretrizes instituídas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (ABRELPE, 2013).

No ano de 2014, de acordo com ABRELPE, a situação da destinação final dos RSU no Brasil se manteve estável em relação a 2013. O índice de 58,4% de destinação final adequada em 2014 permanece significativo, porém a quantidade de RSU destinada a locais inadequados totaliza 29.659.170 toneladas no ano, que seguiram para lixões ou aterros controlados.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e regulamentada pelo Decreto nº 7.704, em 23 de dezembro de 2010, em seu artigo 36, estabelece um novo modelo de gestão de resíduos para os municípios, que deverão encerrar a disposição dos resíduos em “lixões”, passando a dispor de forma ambientalmente adequada em aterros sanitários somente os rejeitos, além de implantar sistemas de coleta seletiva dos resíduos recicláveis, sistemas de compostagem para os resíduos orgânicos, como restos de alimentos – o que reduz a quantidade disposta em aterros, com benefícios ambientais e econômicos.

No Brasil, os resíduos sólidos orgânicos representam 51,4% do total coletado anualmente no país (ABRELPE, 2012). Uma alternativa para o desvio dos resíduos dos aterros é aumentar a quantidade de resíduos sólidos orgânicos que é tratada biologicamente, quer por compostagem aeróbia ou digestão anaeróbia (LEVIS *et al.*, 2010).

A crescente produção de resíduos orgânicos, o aumento dos preços da energia e a busca por alternativas energéticas renováveis deverão conduzir a atenção para a biometanização (ou digestão anaeróbia), que continuará a competir cada vez mais com a compostagem, que já é uma técnica bastante utilizada no tratamento de resíduos orgânicos biodegradáveis e demanda menores investimentos iniciais (RODRIGUES, 2005).

Nesse sentido, a biometanização passa a ser uma tecnologia amplamente utilizada para tratar resíduos sólidos orgânicos, uma vez que evita a emissão de compostos orgânicos voláteis, permite a recuperação de energia através da produção de biogás com alto conteúdo energético e produz um resíduo final semi-estabilizado que reúne as condições para ser utilizado como melhorador do solo (DE BAERE, 2000; ROMERO-GÜIZA *et al.*, 2014).

Assim, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, que é considerada rejeito ao ser disposta em locais inadequados ou em aterros sanitários, terá uma alternativa de destinação

legal e ambientalmente correta, contribuindo para o aumento da vida útil dos aterros e redução dos problemas ambientais e de saúde pública.

Contudo, a implantação de usinas de digestão anaeróbia no tratamento de resíduos sólidos em grande escala ainda é limitada, seja pelos custos relativamente elevados ou pelas limitações tecnológicas (DAVIDSSON *et al.*, 2007; ZHANG *et al.*, 2008), pela falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, pelo tempo bastante longo necessário para a bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos quando comparada aos processos aeróbios (CASSINI, 2003).

A disponibilidade de um modelo de digestão anaeróbia robusto, permitindo os melhores parâmetros de operação para o controle ideal, seria uma excelente condição. Devido a isso, muitos estudos têm se dedicado a este objetivo. No entanto, há muitas dificuldades na modelagem da digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), que é composta de várias etapas, há muitos tipos de microorganismos envolvidos e o substrato é complexo (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

Uma solução para melhorar o rendimento da biometanização pode ser a co-digestão da FORSU com outros tipos de resíduos, incluindo o lodo de esgoto. O lodo de esgoto desempenha um papel importante na co-digestão com a FORSU: o teor de nitrogênio do lodo pode remediar uma possível falta de nutrientes no substrato e aumentar a biodegradação devido a uma maior proporção C/N, além de aumentar o rendimento da produção de metano (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2011). A co-digestão também otimiza a relação C/N, aumenta o poder tampão, incrementa a produção de biogás, dilui potenciais compostos tóxicos e equilibra os nutrientes disponíveis (AGDAG; SPONZA, 2005).

Diante deste contexto, o presente trabalho se propôs a analisar a influência do lodo e da serragem na degradação da matéria orgânica em biometanizadores de 50L e 5L. O que variou nas linhas de tratamento dos biometanizadores foi a quantidade de inóculo (lodo) e serragem

misturados à FORSU. As distintas composições foram desenvolvidas para permitir a análise da linha de tratamento mais adequada, de forma a priorizar a maximização da produção de metano, o tratamento da massa de resíduos orgânicos e a qualidade do composto final.

Para alcançar os objetivos propostos, foram realizadas análises físico-químicas das amostras de chorume, do digestato (material sólido obtido pós-tratamento, com a abertura dos biometanizadores) e do biogás dos biometanizadores de 50 L e de 5 L, operados por 150 e 78 dias, respectivamente. As análises foram desenvolvidas nos laboratórios da Universidade de São Paulo - USP e seguiram os padrões recomendados por APHA *et al.*, (2012).

Os resultados obtidos na pesquisa vão permitir a continuidade de outros trabalhos, que poderão aprimorar as condições operacionais e testar novos tratamentos. Com estudos mais aprofundados será possível a disseminação desta tecnologia, que poderá ser implementada pelos municípios no tratamento dos resíduos sólidos orgânicos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar, em escala de laboratório, o processo de biometanização como alternativa de tratamento para a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em biometanizadores de 50L (alimentação em batelada, operados com alto teor de sólidos e temperatura mesofílica) e 5L (alimentação em batelada, operados com baixo teor de sólidos e temperatura mesofílica controlada).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar o substrato (FORSU), o inóculo (lodo) e o resíduo estruturante (serragem) utilizados no processo de biometanização e avaliar a influência das misturas (FORSU+ LODO + SERRAGEM) sobre a degradação da matéria orgânica;
- Quantificar a produção de metano nos reatores, avaliando a influência da composição das misturas de preenchimento em sua produção;
- Verificar a influência dos fatores ambientais e operacionais (pH, temperatura, umidade, alcalinidade e tempo de digestão) no processo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CONSIDERAÇÕES SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS

O homem produz diversos resíduos, para os quais nem sempre existem soluções de destino final adequadas. Fatores como a crescente industrialização e o aumento populacional contribuíram para uma geração intensa de “lixo” e o seu destino final foi se agravando no mundo.

A percepção do ser humano sobre o termo “lixo” foi evoluindo e este foi gradativamente substituído por "resíduos sólidos" quando passou a ser encarado como um foco dos problemas sanitários e não como mero subproduto do sistema produtivo.

Além disso, o termo "lixo" não possui qualquer tipo de valor e representa o que deve ser descartado; enquanto “resíduos sólidos” possuem valor econômico agregado, por possibilitarem o reaproveitamento no próprio processo produtivo. Estas novas características contribuíram para tornar prioritária a política de gestão de resíduos sólidos, demandando um comportamento diferente dos setores públicos, produtivo e de consumo (DEMAJOROVIC, 1995).

Desde a promulgação da Constituição Federal, em 1988, o Brasileiro passa a ser contemplado com o direito à vida, envolvendo aspectos relacionados a saúde pública e a qualidade de vida, como descrito no Art. 196: “ A saúde é direito de todos e dever do Estado, garantido mediante políticas sociais e econômicas que visem à redução do risco de doença e outros agravos e ao acesso universal e igualitário às ações e serviços para a sua promoção, proteção e recuperação”.

A crescente preocupação com a preservação do meio ambiente e com a saúde pública, associada ao saneamento básico e, portanto, ao manejo de resíduos sólidos, gerou uma cobrança da população por políticas públicas que tratassem desse tema. Nesse sentido foi sancionada em Agosto de 2010 a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305,2010), que

obriga os municípios a tratarem os resíduos sólidos gerados de forma mais criteriosa, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento adequado.

A busca por cidades sustentáveis que se desenvolvam obedecendo as três esferas (econômica, social e ambiental) necessita de um avanço em várias áreas. Considerando a gestão de resíduos sólidos, a reciclagem e a coleta seletiva são aliadas ao permitirem o reaproveitamento de materiais como matéria-prima, contribuindo para a economia de energia e de recursos naturais e geração de renda (Rede Nossa São Paulo; Rede Social Brasileira por Cidades Justas e Sustentáveis, 2013).

Para alcançar essa realidade, o órgão Federal diz ser necessário primeiramente o cumprimento das legislações vigentes, como a Política Nacional de Saneamento Básico e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que estabelece como deve ser feita a gestão integrada dos resíduos sólidos, mediante a distribuição de responsabilidade compartilhada entre o poder público, setor empresarial e sociedade.

Os aspectos relacionados aos marcos legais da limpeza urbana, em especial da gestão e manejo dos resíduos sólidos no Brasil são definidos na Política Nacional de Saneamento Básico - Lei n. 11.445/2007 - na qual o plano de resíduos sólidos deve integrar os planos municipais de Saneamento (PNSB) e na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305, de 2010, que após vinte anos de tramitação no Congresso Nacional estabeleceu um novo marco regulatório para o país. A PNRS fortalece os princípios da gestão integrada e sustentável de resíduos (JACOBI; BESEN, 2011).

A PNRS define a gestão integrada dos resíduos sólidos como o “conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável” (cap. II, art. 3º, parágrafo XI).

A Política Nacional de Saneamento Básico, Lei 11.445 (2007) propõe como princípio fundamental a prestação dos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos de forma adequada à saúde pública e a proteção do meio ambiente (art. 2º, parágrafo III). Os municípios devem buscar soluções e implantar as ações para garantir o acesso aos serviços de saneamento básico pela população.

Anteriormente à promulgação da PNRS, a Política Nacional de Saneamento Básico cumpria o papel de regular a coleta e a destinação de resíduos, mas não trazia instrumentos destinados à redução do impacto ambiental por esses causada. O principal avanço promovido pela PNRS foi o de propor uma visão sistêmica da coleta de resíduos, considerando as variáveis ambiental, social, cultural, econômica, tecnológica e de saúde pública (Rede Nossa São Paulo; Rede Social Brasileira por Cidades Justas e Sustentáveis, 2013).

A PNRS, aprovada pela Lei 12.305/2010 e regulamentada pelo Decreto 7404/2010, introduziu uma nova perspectiva para o manejo de resíduos sólidos no Brasil. Com a sua implantação, os municípios passam a ter que cumprir exigências, merecendo destaque: a compostagem, a reciclagem, a criação de cooperativas e outras formas de associação de catadores de materiais recicláveis, os planos de resíduos sólidos, os sistemas de logística reversa e responsabilidade compartilhada, o monitoramento e a fiscalização ambiental.

Com a nova lei em vigor, os governos municipais e estaduais têm prazo para elaborar um plano de resíduos sólidos que envolva além de um diagnóstico da situação dos resíduos sólidos, metas para redução e reciclagem. Além disso, os municípios devem dar um fim aos lixões e buscar soluções consorciadas com outros municípios, identificar os principais geradores de resíduos, calcular melhor os custos e criar indicadores para medir o desempenho do serviço público nesse campo (CEMPRE, 2010).

Considerando as diretrizes que os municípios devem seguir de acordo com a PNRS, é importante destacar, no item responsabilidade compartilhada (Seção III, art.36, parágrafo V) a

seguinte colocação: “implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido”.

Neste sentido, os municípios passam a ter a obrigação de dispor no aterro sanitário somente os resíduos que não apresentam nenhuma possibilidade de tratamento ou recuperação – *rejeitos*, devendo estabelecer metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem, com o objetivo de reduzir a quantidade de rejeitos encaminhados para a disposição final ambientalmente adequada e criar alternativas para o tratamento e aproveitamento dos resíduos sólidos orgânicos, que representam a maioria dos resíduos gerados nos municípios brasileiros.

Com esse novo modelo de política municipal será necessário criar um modelo de gestão de resíduos mais eficiente, econômico e capaz de preservar o meio ambiente. Os resíduos recicláveis passam a ser uma fonte de renda para o município e para as indústrias, que reutilizarão matéria-prima e preservarão os recursos naturais. Os municípios passam a reduzir os custos com coleta e disposição de resíduos, que serão reduzidos no aterro, aumentando a vida útil e reduzindo a poluição causada com a degradação dos resíduos sólidos orgânicos, que serão tratados e poderão gerar insumos e energia.

3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS – DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO COM BASE NA PNRS

O atual conceito de resíduos sólidos pode ser definido de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos:

“Todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.” (Lei 12.305, 2010, cap. II, inciso XVI, p. 11)

A Lei 12.305 (PNRS, 2010) classifica os resíduos quanto à periculosidade, apresentando duas classes possíveis, sendo elas: *resíduos perigosos e não perigosos*. Os

resíduos perigosos são aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, causam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental.

Os resíduos não perigosos são aqueles não enquadrados como perigosos, sendo que os resíduos de estabelecimentos comerciais ou prestadores de serviços que passam a ser classificados como não perigosos, podem, em razão de sua natureza, composição ou volume, ser equiparados aos resíduos domiciliares pelo poder público municipal.

Outra importante classificação dos resíduos sólidos destacada na PNRS (2010) é quanto a sua origem, ou seja, resíduos domiciliares, resíduos de limpeza urbana, resíduos sólidos urbanos, resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, resíduos dos serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos da construção civil, resíduos agrossilvopastoris, resíduos de serviços de transporte, resíduos de mineração. A descrição de cada uma das classes citadas anteriormente é apresentada na sequência.

Resíduos Domiciliares: são os resíduos que se originam das atividades domésticas em residências urbanas.

Resíduos de limpeza urbana: são os resíduos originários dos serviços de varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.

Resíduos Sólidos Urbanos: essa classe envolve os resíduos descritos anteriormente (domiciliares e limpeza urbana).

Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: são os resíduos gerados nessas atividades, com exceção dos resíduos de limpeza urbana, resíduos de serviços de saúde, resíduos da construção civil, resíduos de serviços de transporte.

Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: são todos os resíduos gerados nessa atividade, com exceção dos resíduos sólidos urbanos.

Resíduos Industriais: são aqueles gerados nos processos produtivos e instalações industriais.

Resíduos de serviços de saúde: aqueles gerados nos serviços de saúde, conforme definição em regulamento ou em normas do SISNAMA e do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária.

Resíduos da construção civil: todos os resíduos gerados em obras de construção civil (construções, reformas, reparos e demolições), incluindo os de preparação e escavação de terrenos para obras civis.

Resíduos Agrosilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos aqueles originários de insumos utilizados nessa atividade.

Resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira.

Resíduos de mineração: incluem os resíduos gerados nas atividades de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.

Uma visão geral das fontes geradoras dos resíduos destacados na PNRS (2010) é apresentada no diagrama da Figura 1.

Figura 1: Classificação dos resíduos sólidos de acordo com a fonte geradora

Fonte: SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA (2013)

3.3 PROBLEMÁTICA ASSOCIADA AOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A primeira etapa da gestão de resíduos sólidos diz respeito a sua geração. Nem todo resíduo gerado é coletado e isso pode ser explicado por diversos motivos, tais como: disposição irregular, coleta informal ou insuficiência do sistema de coleta pública (IPEA, 2012).

Constitucionalmente no Brasil, é de competência do município gerir seu sistema de limpeza urbana e, com isso, promover a coleta, o tratamento e a destinação final ambientalmente adequada dos seus resíduos sólidos. No entanto, essas responsabilidades técnicas são reduzidas devido a vários fatores, tais como: inexistência de uma política brasileira de limpeza pública, limitações de ordem financeira, deficiência na capacitação técnica,

descontinuidade política e administrativa, ausência de controle ambiental (IPT/CEMPRE, 2000).

Considerada um dos setores do saneamento básico, a gestão dos resíduos sólidos é, atualmente, um dos temas centrais para aqueles que se preocupam com o meio ambiente, na perspectiva de garantir a existência das gerações futuras (SISSINO *et al.*, 2000). Porém, não tem sido prioridade do poder público, o que compromete cada vez mais a saúde da população e os recursos naturais, especialmente o solo e os recursos hídricos (IBAM, 2001).

A disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos representa um grave passivo ambiental para a maior parte dos municípios brasileiros, sendo considerado, inclusive, como um problema ambiental e de saúde pública (FEAM, 2010).

Para sanar a lacuna referente à inexistência de políticas de limpeza pública no país, em 2010 foi criada a Lei nº 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). É uma lei bastante atual e contém instrumentos importantes para permitir o avanço necessário ao País no enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos (MMA, 2014).

No entanto, mesmo com uma legislação mais restritiva (PNRS, 2010) e dos esforços empreendidos em todas as esferas governamentais, a geração, a coleta e a destinação inadequada dos RSU se faz presente em todas as regiões e Estados brasileiros.

No Brasil, a média de geração de resíduos sólidos urbanos em 2013 foi de 1,041 kg/hab./dia e a geração total correspondente a 76 milhões de toneladas de resíduos sólidos (ABRELPE, 2013). No mesmo ano, 20.000 toneladas de RSU deixaram de ser coletados diariamente e, conseqüentemente, foram destinados de forma imprópria (Figura 2).

Figura 2: Quantidade gerada e coleta de resíduos sólidos no Brasil em 2013

Fonte: Adaptada de ABRELPE (2013)

Além da coleta, outra questão importante está relacionada a quantidade de resíduos coletados. A Tabela 1 apresenta a composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos, considerando como base a quantidade coletada no ano de 2012.

Tabela 1: Estimativa da composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil em 2012

Material	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Metais	2,9	1.640.294
Papel, papelão e Tetra Park	13,1	7.409.603
Plástico	13,5	7.635.851
Vidro	2,4	1.357.484
Matéria Orgânica Putrescível	51,4	29.072.794
Outros	16,7	9.445.830
TOTAL	100	56.561.856

Fonte: Adaptada de ABRELPE (2012)

Pode-se observar que a Matéria Orgânica gerada nas residências ainda é o material de maior produção no país e representa 51,4% da massa de resíduos coletada e disposta em aterros sanitários, aterros controlados e lixões. No entanto, apesar de ser um material que pode ter

alternativas de tratamento, apenas 3% são aproveitados em processos de compostagem (CEMPRE, 2010).

Com a deficiência da coleta seletiva nos municípios, as alternativas para o tratamento e aproveitamento da matéria orgânica se tornam reduzidas ou impossibilitadas e uma grande quantidade de material que poderia estar sendo empregada como condicionador de solo ou como matéria-prima para a produção energética a partir do gás metano (técnica de biometanização) é destinada para aterros.

Como consequência inclui-se a diminuição da vida útil do aterro, a produção excessiva de gases que, quando não aproveitados, se tornam potenciais poluentes; excesso de chorume - um líquido com potencial poluidor para águas subterrâneas e superficiais.

Em 2013, pouco mais de 62% dos municípios apresentaram alguma iniciativa de coleta seletiva. Contudo, embora seja expressiva a quantidade de municípios com iniciativas de coleta seletiva, convém salientar que muitas vezes estas atividades resumem-se à disponibilização de pontos de entrega voluntária ou convênios com cooperativas de catadores, que não abrangem a totalidade do território ou da população do município (ABRELPE, 2013).

Além disso, a destinação inadequada de RSU se faz presente em todas as regiões e Estados brasileiros. A quantidade de RSU destinada inadequadamente em 2013 totalizou 28,8 milhões de toneladas (Figura 3); este volume seguiu para lixões ou aterros controlados, que do ponto de vista ambiental pouco se diferenciam dos lixões, pois não possuem o conjunto de sistemas necessários para a proteção do meio ambiente e da saúde pública.

Figura 3: Destinação final dos RSU coletados no Brasil

Fonte: ABRELPE (2013)

Outra questão importante é referente à elaboração dos planos de gestão integrada. A PNRS estipulou um prazo de 2 anos para os municípios elaborarem um plano de resíduos sólidos, com diagnóstico da situação dos resíduos e metas para sua redução e reciclagem, além de dar um fim aos lixões e buscar soluções consorciadas com outros municípios.

Porém, menos de 10% dos 5.570 municípios brasileiros elaboraram seus respectivos Planos de Gestão Integrada dentro do prazo estipulado (até 2012); 60% dos municípios brasileiros não cumpriram a meta de eliminação dos lixões e de disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos até 8 de agosto de 2014, que foi o prazo final determinado pela lei (SOLER, 2014).

Esse cenário levou o Governo a ampliar os prazos, contribuindo para a inércia dos municípios no que se refere ao cumprimento da legislação. As principais causas desta lentidão referem-se à ausência de dados suficientes e realistas sobre as características e quantidade de resíduos gerados; falta de corpo técnico capacitado; falta de recursos financeiros para elaboração e implementação dos planos; burocracia para contratação de empresas especializadas e prazo insuficiente diante da realidade dos municípios.

3.3.1 Impactos ambientais oriundos da disposição final dos resíduos sólidos

Quando o resíduo é armazenado e sofre influências de agentes naturais (chuva e microrganismos) iniciam-se processos físicos, químicos e biológicos de transformação. Os elementos naturais são dissolvidos, a água desprende finas partículas e o principal responsável pela degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. Com isto, tem-se a formação de biogás e lixiviados (CASTILHOS JÚNIOR, 2009).

O biogás causa odores desagradáveis e contribui para o efeito estufa, devido ao alto percentual de metano. O chorume, líquido de coloração escura, malcheiroso e de elevado potencial poluidor pode causar contaminação no solo e nas águas superficiais e subterrâneas. Além disso, podem surgir problemas de saúde pública, como a proliferação de vetores - moscas, mosquitos, baratas e ratos (FEAM, 2010; GOUVEIA; PRADO, 2010; GOUVEIA, 2012).

A contaminação das águas superficiais e subterrâneas por substâncias oriundas dos locais de disposição final de resíduos é um dos principais problemas envolvendo essa questão e que afeta a saúde pública. Se o chorume contaminar as águas superficiais, o uso destas fontes poderá estar comprometido por longo tempo e a exposição humana poderá ocorrer por ingestão direta da água ou consumo de vegetais ou animais oriundos dos corpos d'água contaminados (SISSINO *et al.*, 2000).

Além disso, resíduos descartados de maneira incorreta nos rios, lagos, logradouros públicos, valas e canais de escoamentos superficiais obstruem os canais de escoamento de águas pluviais, causando inundações.

Os resíduos sólidos também favorecem a proliferação de moscas e outros agentes transmissores de inúmeras doenças, tais como: diarreias infecciosas, amebíase, salmoneloses, helmintoses como ascaridíase, teníase e outras parasitoses. Ao mesmo tempo, os locais de destinação final dos resíduos sólidos servem como criadouro e esconderijo de animais, como

ratos e baratas, que têm importância sanitária muito relativa na transmissão de doenças (LIMA, 2001).

Os resíduos dispostos acabam servindo também como alimento para animais domésticos e como fonte de renda para catadores, que retiram do resíduo o seu sustento e, na maioria das vezes, fazem desse local insalubre a sua moradia, o que agrava os problemas de ordem social e econômica.

Embora o chorume e os gases sejam os maiores problemas oriundos da decomposição dos resíduos, pode-se citar vários outros problemas associados com a sua disposição, tais como:

- ✓ Produção de fumaça e odores desagradáveis;
- ✓ Proliferação, criação e abrigo para vetores de doenças;
- ✓ Agressão estética a paisagem natural;
- ✓ Riscos de incêndio e intensificação do efeito estufa;
- ✓ Aparecimento de catadores precariamente organizados, inclusive menores de idade;
- ✓ Desvalorização imobiliária das vizinhanças (FEAM, 2010).

Na Figura 4 são mostrados os principais impactos oriundos da disposição de resíduos em lixões.

Figura 4: Principais impactos ambientais causados pelos lixões

Fonte: FEAM (2010)

3.4 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

De acordo com IBAM (2001), o tratamento mais eficaz é aquele prestado pela própria população, que deve estar empenhada em reduzir a quantidade de resíduos, reaproveitando materiais, separando os materiais recicláveis e se desfazendo dos resíduos que produz de maneira correta. Para, além disso, existem também os processos físicos e biológicos que objetivam estimular a atividade dos microorganismos que decompõem os resíduos e causam poluição, sendo eles: incineração, pirólise, usinas de triagem e compostagem, digestão anaeróbia ou biometanização.

Devido à alta concentração de matéria orgânica presente nos resíduos domiciliares, agrícolas e lodos de estações de tratamento de água e esgoto, é cada vez mais evidente a necessidade de uma destinação correta desse material, que priorize a redução dos impactos ambientais e a valorização do seu potencial energético.

Nesse sentido, dentre as técnicas de destinação final para a FORSU, a compostagem e a biometanização vêm se destacando, pois propiciam o tratamento da matéria orgânica, a redução do volume dos resíduos e a geração de um composto final que pode ser utilizado como condicionador do solo.

A compostagem pode ser considerada uma biooxidação aeróbia exotérmica de uma substância orgânica biodegradável, no estado sólido, por meio da ação de micro-organismos autóctones, caracterizada pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de um composto estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes do material que lhes deu origem (FERNANDES; SILVA, 1999; BIDONE; POVINELLI, 1999) sendo desenvolvida em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação (NBR 13591/ ABNT, 1996).

No processo de compostagem ocorrerão transformações metabólicas nos resíduos orgânicos desde que fornecidas condições de umidade, aeração e microrganismos (bactérias,

fungos, actinomicetos, protozoários, algas, além de larvas, insetos etc). Quando esses organismos digerem a matéria orgânica, ocorre a liberação de nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, que se transformam em nutrientes minerais. Assim, esses elementos, antes imobilizados na forma orgânica, tornam-se disponíveis para as plantas num processo conhecido como mineralização (AQUINO *et al.*, 2005).

O tempo necessário para que ocorra a decomposição e a consequente mineralização é governado pela relação entre C e N da matéria-prima, o que varia de 90 a 120 dias após a mistura dos materiais orgânicos. Como resultado da compostagem tem-se um composto normalmente escuro e de textura turfa, utilizado como condicionador de propriedades físicas e biológicas do solo, assim como, um composto fertilizante que fornece os nutrientes essenciais para o suprimento das plantas (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

Dentre os impactos ambientais negativos desta técnica destacam-se a emanção de maus odores e o escoamento de chorume. Entretanto, como vantagens apresentam-se a redução do resíduo enviado ao aterro e, conseqüentemente, o aumento da vida útil e economia do aterro, a redução na emissão de gás metano e de lixiviado, o aproveitamento agrícola da matéria orgânica; a reciclagem de nutrientes para o solo, a eliminação de patógenos e economia no tratamento de lixiviado (MASSUKADO, 2008; PEREIRA; GONÇALVES, 2011).

A técnica de compostagem pode ser complementada com a vermicompostagem. Segundo Aquino *et al.* (2005), após a estabilização da temperatura e a decomposição inicial dos resíduos orgânicos é realizada a técnica de vermicompostagem, na qual são introduzidas minhocas para promover a aceleração e maturação do composto e a formação das substâncias húmicas.

Contribuindo com o correto gerenciamento de resíduos, com a diminuição da emissão de GEE e geração de energia renovável, a técnica de biometanização ou simplesmente digestão

anaeróbia (DA) é atualmente uma alternativa tecnológica que vem se destacando mundialmente no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (GOMES, 2010).

É uma técnica que permite a recuperação de subprodutos úteis e biocombustíveis renováveis e sua ampla aplicação poderia aliviar a crescente insegurança energética e limitar a emissão de poluentes atmosféricos tóxicos, incluindo gases de efeito estufa para a atmosfera. Uma aplicação mais ampla desta tecnologia iria cumprir três necessidades básicas: (a) melhoria na saúde e saneamento por meio do controle da poluição; (b) geração de energia renovável para atividades domésticas, como cozinhar, iluminação e aquecimento e (c) fornecimento de materiais digeridos (biossólido) como um biofertilizante para a produção vegetal (KHANAL, 2008).

Para Chernicharo (2007), a biometanização pode ser considerada um sistema ecológico delicadamente balanceado, com a interação de diferentes grupos de micro-organismos para converter matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídios) em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia. Além disso, uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (5 a 15%).

Entre os produtos finais da digestão anaeróbia destacam-se um gás rico em energia chamado de biogás e um efluente. O efluente, que pode ser um material semi-sólido (processo seco) ou líquido (processo úmido), também denominado digestato. O digestato não deve ser designado composto, a menos que tenha passado por uma compostagem aeróbia no final do processo (ANGEDALIKI; BATSTONE, 2010).

De acordo com Mata-Alvarez *et al.* (2000), os efluentes gerados na biometanização geralmente não são adequados para serem dispostos diretamente na terra. Eles são muito úmidos, contêm uma quantidade notável de ácidos graxos voláteis, os quais são um pouco fitotóxicos e, se a digestão não ocorreu dentro da gama de temperaturas termofílicas, não são

higiênicos. Assim, geralmente há necessidade de um pós-tratamento depois da digestão anaeróbia, como sendo necessário para se obter um produto final de alta qualidade.

O biogás pode ser usado diretamente para a produção de eletricidade e calor, ou pode ser convertido a um combustível, fazendo do digestor um produtor de energia. Os usos para o digestato são variados, podendo ser aproveitado como condicionador do solo, se baseado na digestão de resíduos biológicos, depositado em aterro, compostado e depositado em aterros ou tratado no passo subsequente para remover a matéria orgânica residual (ANGEDALIKI; BATSTONE, 2010).

No Entanto, deve ser priorizado o uso dos resíduos digeridos como condicionador do solo, promovendo a reciclagem de nutrientes e da matéria orgânica, a conservação dos recursos e a sustentabilidade.

Existem diferenças entre os processos aeróbios e anaeróbios para o tratamento da FORSU. Na tecnologia anaeróbia (biometanização) uma quantidade variável de energia é recuperada, enquanto que a compostagem é um consumidor de energia líquida. Entretanto, a tecnologia anaeróbia requer maior investimento e seu processo global é mais complexo (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000). Na Tabela 2 são descritas algumas das diferenças entre as duas tecnologias.

Outra dificuldade na operação de plantas de digestão anaeróbia é a obtenção de matéria-prima bastante limpa (oriunda de coleta seletiva), que é o fator crucial para a qualidade do composto e para a eficiência global do processo (ARSOVA, 2010).

Tabela 2: Diferenças entre a compostagem e a digestão anaeróbia

Parâmetros	Compostagem Aeróbia	Digestão Anaeróbia
Uso de energia	Processo consumidor	Processo produtor
Produto final	Sólido, CO ₂ e água	Líquido, semi-sólido, CO ₂ e CH ₄
Redução do volume do resíduo inicial	Superior a 50%	Superior a 50%
Tempo de funcionamento	30 a 120 dias	20 a 40 dias + compostagem
Objetivos principais	Redução do volume, estabilização da MO e produção do composto para venda	Produção de energia, redução do volume e estabilização do produto final

Fonte: Foster-Carneiro (2005)

Neste momento a digestão anaeróbia é cara em comparação com outras tecnologias. No entanto, um crescente interesse em sustentabilidade, auto-suficiência energética e energias renováveis são prováveis para criar tanto um clima político e garantia dos altos rendimentos de energia verde que, juntos, serão favoráveis à digestão anaeróbia a longo prazo (KELLEHER, 2007).

Do ponto de vista ambiental, a biometanização é a alternativa mais desejável, devido à produção e uso benéfico do metano e, após a cura aeróbia, correção do solo, que é semelhante ao que seria gerado pela compostagem (LEVIS *et al.*, 2010).

3.5 BIOMETANIZAÇÃO

3.5.1 Etapas da Biometanização

A digestão anaeróbia é considerada por muitos autores como um processo que ocorre em duas etapas, onde inicialmente os compostos orgânicos complexos são transformados em ácidos orgânicos e, estes, transformados em biogás - constituído principalmente de metano e dióxido de carbono (AMARAL, 2004).

Outros autores consideram que o processo anaeróbio está sub-dividido em quatro etapas. Para Chernicharo (2007), a digestão anaeróbia é um processo de mineralização da matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio livre, onde as transformações bioquímicas acontecem na seguinte sequência:

- **Hidrólise e acidogênese:** a hidrólise é a etapa inicial do processo, onde a matéria orgânica complexa (lipídios, proteínas e carboidratos) é convertida em compostos solúveis mais simples (menor massa molar) por ação das enzimas hidrolíticas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Essa conversão é necessária para que as bactérias fermentativas consigam absorver a matéria orgânica através de suas paredes celulares. Com esse processo de hidrólise, as proteínas são convertidas em aminoácidos, os lipídeos solúveis em ácidos graxos e os carboidratos em açúcares simples.
- **acetogênese:** os compostos intermediários produzidos da etapa de acidogênese (propionato e butirato) são oxidados e convertidos pelas bactérias sintróficas acetogênicas em hidrogênio, dióxido de carbono e acetato, formando o substrato adequado ao desenvolvimento das bactérias metanogênicas.
- **metanogênese:** é nessa fase que os compostos orgânicos são convertidos em biogás pelas arqueas metanogênicas. As arqueas envolvidas nesse processo são divididas em dois grupos: as acetoclásticas, que produzem o metano a partir do ácido acético e de outros compostos, contendo um átomo de carbono; e as hidrogenotróficas, que metabolizam o hidrogênio e o dióxido de carbono, gerando o gás metano. As reações metanogênicas podem ser expressas como se segue (VERMA, 2002):

• **sulfetogênese:** fase na qual o sulfato e outros compostos à base de enxofre são reduzidos a sulfeto pela ação das bactérias redutoras de sulfato (ou bactérias sulforedutoras). Essas bactérias podem utilizar acetato e hidrogênio, podendo competir por esses e outros substratos com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas. Essa fase pode ou não ocorrer no processo de digestão anaeróbia e só ocorrerá de forma significativa se houver grande quantidade de sulfato presente no meio. Nesse caso, a produção de metano tende a diminuir e a de gás sulfídrico a aumentar, o que é indesejável do ponto de vista balanço energético do aproveitamento do biogás.

A sequência metabólica e grupos microbianos envolvidos no processo são descritos na Figura 5.

Figura 5: Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia

Fonte: Adaptado de Rodrigues (2005)

A degradação anaeróbia de resíduos orgânicos só é totalmente eficaz se existir um equilíbrio entre os diferentes consórcios de bactérias, que apresentam comportamentos fisiológicos distintos, sendo essas bactérias denominadas: fermentativas, acetogênicas e metanogênicas.

O primeiro grupo envolvido no processo é o das bactérias fermentativas, que hidrolisam os compostos orgânicos complexos e os tornam solúveis para atravessar a parede celular das bactérias, onde são transformados em subprodutos que serão utilizados no processo. Esse grupo microbiano (bactérias fermentativas) é responsável pela hidrólise e acidogênese.

De acordo com Chernicharo (2007), essa conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos ocorre devido à ação das enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Dentre os gêneros de bactérias produtoras de enzimas destacam-se:

- Clostridium, Micrococcus e Staphylococcus: produzem a enzima lipase, capaz de degradar lipídios e ácidos graxos;
- Bacteroides, Butyvirio, Clostridium, Fusobacterium, Selenomonas, Streptococcus, Proteus, Peptococcus e Bacillus produzem a enzima protease, que atua na degradação de proteínas e aminoácidos;
- Clostridium, Staphylococcus, Acetivibrio, Eubacterium são gêneros produtores da enzima amilase, responsável por degradar polissacarídeos e açúcares menores.

A população acidogênica representa cerca de 90% da população bacteriana presente nos digestores anaeróbios (OLIVEIRA; ALVES, 2003). As bactérias sintróficas acetogênicas englobam o grupo microbiano responsável por oxidar os compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, produzindo os substratos que serão utilizados pelas metanogênicas (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono). Recebem essa denominação, pois, sua existência depende de micro-organismos consumidores de hidrogênio (homoacetogênicas) e os gêneros

presentes em digestores anaeróbios são: *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas* (CHERNICHARO, 2007).

De acordo com Oliveira & Alves (2003), as transformações acetogênicas realizadas pelas bactérias sintróficas são termodinamicamente desfavoráveis em condições normais e só ocorrem se a pressão parcial de hidrogênio for igual a 10^{-4} atm ou inferior, o que é assegurado pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas no processo vulgarmente conhecido como “transferência de hidrogênio inter-espécies”.

Os produtos formados durante acetogênese são devido a um número de diferentes microrganismos, por exemplo, *syntrophobacter wolinii*, um decompositor do propionato e *syntrophomonas wolfei*, um decompositor do butirato. Outros formadores de ácido são das espécies *clostridium*, *Anerobus Peptococcus*, *lactobacillus* e *actinomyces* (VERMA, 2002).

A formação do metano depende da relação sintrófica entre as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio e as metanogênicas hidrogenotróficas, regulando o nível de H_2 do meio (AMARAL, 2004). A grande importância dos organismos acetanogênicos decorre do fato de que cerca de 60 a 70% dos elétrons do substrato original são canalizados para a produção de acetato (CHERNICHARO, 2007).

As arqueas metanogênicas incluem as espécies *Methanobacterium*, *methanobacillus*, *Methanococcus* e *Methanosarcina*. As Metanogênicas também podem ser divididas em dois grupos: os consumidores de acetato (acetoclásticas) e de H_2/CO_2 (hidrogenotróficas). *Methanosarcina* e *methanothrix* (também, *Methanosaeta*) são considerados como sendo importantes na digestão anaeróbia, tanto como consumidores de acetato como de H_2 / CO_2 (VERMA, 2002).

As arqueas metanogênicas acetoclásticas são as principais contribuidoras para a produção de metano, que ocorre com a descarboxilação do acetato, representando cerca de 60 a

70% do metano produzido. Dentre essas bactérias as mais importantes são as *Methanosarcina sp.* e as *Methanothrix sp.* (SPEECE, 1996).

As arqueas metanogênicas têm taxas de crescimento muito inferiores às atingidas pelas bactérias acidogênicas e prevalecendo-se a condição ácida nos digestores pode haver inibição ou diminuição da atividade dos micro-organismos formadores de metano. A inibição das bactérias pode ser evitada com a implementação de diversas ações, como a partida lenta e equilibrada dos digestores, o controle da alcalinidade e da concentração de ácidos orgânicos voláteis (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2002).

Além disso, as metanogênicas são estritamente anaeróbias e desempenham um papel importante na digestão anaeróbia, pois são capazes de remover o excesso de hidrogênio e os produtos da fermentação produzidos nas etapas anteriores (CHERNICHARO, 2007).

3.5.2 Produtos da Biometanização

A biotecnologia anaeróbia é capaz de recuperar produtos de valor agregado e biocombustíveis a partir de fluxos de resíduos. Carbono, nitrogênio, hidrogênio e enxofre a partir de resíduos sólidos e líquidos municipais, industriais e agrícolas são convertidos em biocombustíveis (hidrogênio, butanol e metano), energia elétrica a partir de células de combustível microbianas, fertilizantes (biossólido), e produtos químicos úteis (enxofre, ácidos orgânicos, etc.) (KHANAL, 2008). Na Figura 6 são apresentados os potenciais da utilização da tecnologia anaeróbia.

Figura 6: Processos de bioconversão anaeróbia integrado em recuperação de recursos a partir de resíduos

Fonte: Adaptado de Khanal (2008)

Os principais produtos gerados na biometanização são: um biogás constituído principalmente de CO₂ e CH₄, com elevado potencial energético, e um material digerido semi-estabilizado, comumente denominado digestato ou biofóssido.

O termo biogás é utilizado para nomear o gás gerado durante o processo anaeróbio de decomposição da matéria orgânica, composto majoritariamente por metano (55 a 70%) e dióxido de carbono (30 a 45%) e, devido à presença do hidrocarboneto metano, o biogás é um gás energético, sendo considerado um bicomcombustível.

Outros gases tais como sulfídrico (H₂S), hidrogênio (H₂), oxigênio (O₂) e nitrogênio (N₂) podem estar presentes em quantidades muito menores, sendo que quando o oxigênio e nitrogênio são identificados pode estar ocorrendo vazamento e o interior do reator sendo contaminado com o ar atmosférico. Os principais componentes do biogás são determinados

pelas características da matéria orgânica degradada (LETINGA ASSOCIATIONS FOUNDATION, 2009; GOMES, 2010; ANGEDALIKI; BATSTONE, 2010).

A composição do biogás varia em função do substrato digerido, sendo apresentadas no Quadro 1 algumas composições esperadas para determinados substratos.

Quadro 1: Composição esperada em função do substrato digerido

Substrato	CH ₄	CO ₂	NH ₃	H ₂ S
Carboidratos	50%	50%	-	-
Gorduras	71%	29%	-	-
Proteínas	38%	38%	18%	6%

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (2002)

O Quadro 2 descreve a composição e as características do biogás gerado pela digestão anaeróbia de diversos tipos de resíduos orgânicos.

Quadro 2: Concentração dos gases gerados pela digestão anaeróbia

Componente	Concentração
CH ₄	40 - 75%
CO ₂	25 - 40%
N ₂	0,5 - 2,5%
H ₂ S	0,1 – 0,5%
O ₂	0,1 – 1%
NH ₃	0,1 – 0,5%
H ₂	1 – 3%

Fonte: Salomon; Lora (2009)

O metano (CH₄) é o constituinte mais energético e o poder calorífico do biogás é diretamente proporcional à quantidade de CH₄ presente. A taxa média de produção de biogás em unidades de biometanização varia entre 100 a 200 m³ por tonelada de resíduo orgânico

processado e esse biogás é constituído por metano (55-70%), dióxido de carbono (30-45%) e de 200 a 4.000 ppmV de gás sulfídrico (H_2S) (RISE-AT, 1998).

A utilização energética do biogás apresenta grande importância estratégica dentro do enfoque dos impactos ambientais, pois além de viabilizar seu aproveitamento como fonte de energia, contribui para o controle das emissões de metano na atmosfera, uma vez que o CH_4 contribui para o aquecimento global cerca de 25 vezes mais do que o CO_2 (REIS, 2012; ANGEDALIKI; BATSTONE, 2010).

De acordo com Lettinga Associations Foundation (2009), o biogás pode ser usado para produção de eletricidade, como gás de cozinha ou na iluminação. Nos países em desenvolvimento o cozimento é o objetivo principal. Para aplicações de pequena escala o gás usado normalmente não é tratado, existindo fogões e lâmpadas especiais que permitem sua utilização. Normalmente, 1m^3 de biogás não tratado permite 2 horas de cozimento ou 1,5 kWh de eletricidade.

Verifica-se que diversos desses estudos têm sido desenvolvidos dando ênfase a produção de metano. Devido ao seu potencial energético, o metano é o principal produto da degradação anaeróbia da FORSU, podendo ter usos variados. Para demonstrar tal tendência, na Tabela 3 são apresentados dados de alguns sistemas experimentais que fizeram a digestão anaeróbia com a FORSU, investigadas e disponíveis na literatura científica.

Tabela 3: Estimativa da produção de biogás com diferentes substratos

Referências	Substrato	% CH₄
Misi e Foster (2001)	Frutas, vegetais e resíduos agropecuários	63 - 65
Misi e Foster (2002)	Frutas, vegetais e carnes	63,8- 69,2
Sosnowski <i>et al.</i> (2003)	FORSU (simulada) e lamas (primária e secundária)	>60
Bouallagui <i>et al.</i> (2003a)	Frutas e Vegetais	50 - 65
Bouallagui <i>et al.</i> (2004a)	Frutas e Vegetais	56 - 58
Bouallagui <i>et al.</i> (2004b)	Frutas e vegetais	54 - 65
Agdag e Sponza (2005)	FORSU e lodo industrial	37 – 62
Corti e Lombardi (2007)	Resíduos Alimentares	63 - 67
Gomez-Lahoz <i>et al.</i> (2007)	Frutas, vegetais e lamas primárias	6,3 - 40
Zhang <i>et al.</i> (2008)	FORSU e lodo de esgoto	55 – 56,1
Riuji (2009)	Resíduos Alimentares	65
Cavianato <i>et al.</i> (2013)	FORSU e lodo ativado	60,4 - 62,2

Fonte: Adaptado de Reis (2012)

Além disso, como consequência da aplicação da biometanização se obtém um resíduo semissólido parcialmente estabilizado, também denominado digestato - constituído basicamente por matéria orgânica (60%) e podendo ser eliminado de forma segura no meio ambiente (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

O digestato e a fração líquida do processo de digestão podem ser aplicados em áreas agrícolas ou utilizados em horticultura e paisagismo. A utilização desses produtos segue o princípio da reciclagem e pode ter efeitos positivos sobre os parâmetros biológicos, físicos e químicos do solo (BRÄNDLI *et al.*, 2007).

A compostagem do digestato antes da sua aplicação na terra é uma rota necessária, pois, a menos que um tempo de retenção muito longo seja utilizado, uma fração de material não digerido estará sempre presente no digestato. Além disso, se torna uma técnica ainda mais interessante se o digestato for compostado com outros materiais orgânicos, o que resultará em um composto mais rico em nutrientes e elementos traço. Se a compostagem chegar a

temperaturas suficientemente elevadas, o produto pode ser considerado higienizado (LETTINGA ASSOCIATIONS FOUNDATION, 2009).

Nos últimos quinze anos, de modo considerável, principalmente na Europa, a biometanização adquiriu papel importante entre os métodos de tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), principalmente pela restrição imposta por uma Diretiva Européia para disposição de orgânicos em aterros, pela demanda por energia renovável e a busca por soluções sustentáveis para o gerenciamento dos RSU (REICHERT, 2005) podendo ser considerada como o grande desenvolvimento na área de tratamento de resíduos na Europa durante as últimas duas décadas (DE BAERE; MATTHEEUWS, 2008).

As instalações de digestão anaeróbia para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos se tornaram comuns em toda a Europa, porque além de proporcionar um tratamento adequado para este tipo de resíduos, possibilita a recuperação de energia a partir do biogás produzido, que é composto principalmente de metano. Recentemente processos anaeróbios de resíduos orgânicos também estão sendo estudados para a produção de bio-hidrogênio (CEZARO; BELGIORNO, 2014).

De acordo com De Baere (2006), a digestão anaeróbia conquistou uma fatia significativa do mercado europeu para o tratamento biológico da FORSU. Em 1999, um total de 53 plantas foram identificadas, com uma capacidade instalada total de 1.037 t./ano até o ano de 2000. Em 2006 foram relatadas 124 plantas com uma capacidade total instalada de 3.905 t./ano, sendo que isso significa quase uma quadruplicação do número de plantas ao longo de seis anos. O tratamento anaeróbio representa de 30 a 50% do tratamento biológico recém-instalado em países como Espanha e Alemanha.

Porém, nem todas as experiências foram igualmente bem-sucedidas e o crescimento do mercado não foi tão explosivo como muitos esperavam. Isso porque a digestão anaeróbia é geralmente mais cara do que a compostagem aeróbia e semelhante aos custos de incineração. O

benefício do biogás produzido não é compensado devido a exigência de investir em um maior nível de tecnologia, mesmo com a atribuição de um valor adicional para a eletricidade renovável que está sendo produzido. Além disso, a complexidade do processo tem sido subestimada pelos fornecedores, consultores e clientes (DE BAERE, 2006).

Gomes (2010) destaca que a digestão anaeróbia foi inicialmente desenvolvida para o tratamento de efluentes líquidos e sua utilização no tratamento dos RSU constituiu-se em uma adaptação dessas tecnologias e, dada às particularidades dos resíduos, os sistemas enfrentam diversas dificuldades para operarem de forma adequada. Alguns problemas operacionais enfrentados pelas unidades de tratamento industriais são: o acúmulo de plásticos, pedras e outros materiais impróprios no interior do digestor, dificuldades na mistura e homogeneização do material em digestão e a obstrução das linhas de introdução e extração.

Para Santos (2010) o processo de digestão anaeróbia ainda é limitado, traduzindo-se em instabilidade de operação e diminuição da sua eficiência devido à significativa variedade de características dos resíduos a tratar.

Além disso, é difícil comparar os estudos já existentes e extrair uma conclusão, uma vez que a elevada diversidade de modelo de reatores, bem como a variada composição dos resíduos e a escolha de parâmetros operacionais (tempo de retenção, conteúdo de sólidos, mistura, recirculação, inoculação, número de estágios e temperatura) dificultam uma possível sistematização (VANDEVIVERE *et al.*, 2003).

Neste sentido, há uma grande necessidade de se continuar a investigar e estudar o processo, para que as inovações promovam a consolidação do processo e a redução dos investimentos (DE BAERE, 2006).

No Brasil, no entanto, este processo está longe de ser difundido. A maioria dos municípios brasileiros ainda dispõem seus resíduos de forma irregular e são mínimas as iniciativas de coleta seletiva.

3.5.3 Fatores intervenientes no processo

O desempenho global do processo de digestão anaeróbia depende de vários fatores, dentre os quais: composição dos resíduos; o teor de sólidos; taxa de alimentação; pH; temperatura (sistemas mesofílicos e termofílicos); relação C/N; umidade; presença de substâncias tóxicas; nutrientes; tempo de residência da massa no biometanizador; mistura no interior do biometanizador. Estes fatores são brevemente explicados a seguir.

Composição

Os resíduos sólidos urbanos apresentam composição variada, em especial os domiciliares, que são extremamente diversificados e heterogêneos, em função de fatores como nível sócio-econômico da população, época do ano e tipo de coleta existente (REICHERT, 2005).

Teor de sólidos

De acordo com Leite & Povinelli (1999), a concentração de sólidos refere-se ao resíduo total presente no substrato, seja ele de origem orgânica ou inorgânica e é utilizada como indicador da massa total a ser tratada.

Os sólidos voláteis (SV) em resíduos sólidos são o resultado da subtração dos sólidos totais e das cinzas obtidas após combustão completa dos resíduos e são subdivididos em sólidos voláteis biodegradáveis (SVB) e sólidos voláteis refratários (SVR). A lignina é um material orgânico complexo que não é facilmente degradada por bactérias anaeróbias e constitui os SVR nos resíduos sólidos orgânicos.

Resíduos com alto teor de SV e pouca matéria não biodegradável, ou SVR, são mais adequados para o tratamento por DA. A composição dos resíduos afeta tanto o rendimento e qualidade do biogás, bem como a qualidade do composto (VERMA, 2002).

No processo anaeróbio a bioconversão só acontecerá na fração teoricamente orgânica do substrato e, quanto maior a concentração de sólidos voláteis, maior será a taxa de bioconversão do resíduo (LEITE; POVINELLI, 1999).

Temperatura

Diferentes grupos de micro-organismos se adaptam a gamas de temperatura diferentes para crescer e cada grupo tem a sua própria temperatura ótima (Figura 7). As bactérias de digestão anaeróbia são divididas em três grupos, cada um com seu próprio ideal de temperatura (LETTINGA ASSOCIATIONS FOUNDATION, 2009):

- 0 - 20° C: micro-organismos psicrófilos;
- 20 - 40° C: micro-organismos mesófilos;
- Acima de 40° C: micro-organismos termófilos.

Figura 7: Faixa ótima de temperatura dos micro-organismos na digestão anaeróbia

Fonte: Lettinga Associations Foundation (2009)

A temperatura pode afetar a taxa das reações enzimáticas, desnaturar enzimas e proteínas ou destruir os processos metabólicos dos micro-organismos para a produção dessas enzimas (CINTRA, 2003).

As bactérias produtoras de biogás, em especial as produtoras de metano apresentam sensibilidades às alterações bruscas de temperatura. A melhor faixa para obter uma produção elevada de biogás é de 35 a 45°C para as bactérias mesofílicas, ocorrendo a produção também na faixa termofílica (50 a 60°C) (CASSINI, 2003).

Conforme descrito em Angedaliki; Batstone (2010), a digestão termofílica apresenta maiores vantagens em relação à digestão mesofílica ao permitir a redução do tempo de residência na planta; boa destruição de organismos patogênicos; melhor degradação dos ácidos graxos de cadeia longa; menor formação de biomassa em comparação com a formação de produto; melhoria da solubilidade e disponibilidade de substratos. No entanto, é necessária uma quantidade maior de energia ao processo, com custos de investimento para a troca de calor e isolamento, além de maior risco de inibição por amônia.

pH

A acidez do meio é indicada pelo pH, que é um dos parâmetros mais importantes a se controlar no processo de digestão anaeróbia, pois indica o equilíbrio do sistema e a estabilidade do digestor. Durante a digestão anaeróbia, as etapas de acidificação e metanogênese requerem diferentes níveis de pH (RODRIGUES, 2005).

De acordo com Lettinga Associations Foundation (2009), existem três faixas de pH para a atividade microbiana:

- pH < 5,5 a 6,0: **acidófila**. Muitas bactérias acidificantes pertencem a este grupo e podem funcionar em ambientes muito ácidos.
- pH de 5,5-6,0 a 8,0-8,5: **neutrófila**. A maioria das metanogênicas são ativas nestas condições.

- pH > 8,5: **alcalífica**. Este tipo de bactéria não é muito presente em digestores.

Dentre os grupos de micro-organismos envolvidos, os metanogênicos são os mais sensíveis ao pH e o seu crescimento pode ser inibido por condições ácidas. A faixa de pH normalmente aceita para eles situa-se na faixa de 6,5 a 7,6 e, quando ocorre o desbalanceamento do sistema, tem-se o acúmulo de ácidos graxos voláteis. Se a capacidade tampão do sistema não for suficiente para neutralização, ocorrerá queda no pH, provocando um desbalanceamento maior e afetando a produção de metano (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Alterações bruscas no pH inibem/afetam a atividade das bactérias metanogênicas, a atividade enzimática e as concentrações de toxicidade de vários compostos (BORGES, 2003).

Uma das sobrecargas mais comuns em digestores anaeróbios denomina-se "sobrecarga de ácido" e está relacionada com o pH, seguindo o seguinte padrão:

- 1) Inibidor bioestático, sobrecarga ou outro estresse provoca acúmulo de acetato.
- 2) Acumulação de acetato provoca queda no pH (normalmente abaixo de 7).
- 3) Queda no pH inibe as metanogênicas acetoclásticas, causando uma nova acumulação de acetato.
- 4) Além disso, pH ácido, bem como acetato acumulado inibe as hidrogenotróficas e acetogênicas (pH desce abaixo de 6).
- 5) Sistema está totalmente inibido e só a etapa de acidogênese pode ocorrer. Portanto todo o COD é convertido em ácidos em vez de metano (pH normalmente inferior a 5) (ANGEDALIKI; BATSTONE, 2010).

A alcalinidade mede a quantidade de carbonato na solução (proveniente do CO₂ produzido durante a etapa de digestão) e sua existência é importante, uma vez que nas etapas ácidas da digestão, grande quantidade de ácidos são produzidos e causam alteração no pH do meio, que se torna mais ácido. Com a diminuição do pH, o carbonato reage com esses ácidos e controla a acidez, gerando o efeito tampão do carbonato (CASSINI, 2003).

Nesse contexto, a alcalinidade deve ser suficiente para manter o pH na faixa de 6,6 a 7,6, pois valores de pH muito baixos indicam uma concentração elevada de ácidos graxos voláteis sendo produzidos nos reatores e, deste modo, a inibição da metanogênese. Valores acima de 8,0 favorecem a formação da amônia que, em altas concentrações pode ser tóxica aos micro-organismos (METCALF; EDDY, 1991).

Tempo de retenção e mistura no interior do biometanizador

O tempo de retenção requerido para a ocorrência completa das reações de digestão anaeróbia nos biometanizadores varia conforme a tecnologia utilizada, temperaturas do processo e composição dos resíduos. Em relação ao processo de mistura no interior dos biometanizadores, o objetivo é colocar em contato o resíduo fresco com os microrganismos presentes na massa já digerida. O tipo de equipamento e o nível de mistura dependem do tipo de biometanizador e do teor de sólidos que ele recebe (REICHERT, 2005).

Relação C/N

A relação Carbono/Nitrogênio (C/N) mede a quantidade relativa de carbono orgânico e de nitrogênio presente nos resíduos. A razão C/N ótima dos resíduos de entrada deve estar compreendida entre 20 e 30, sendo a relação ideal igual a 25. Baixas razões C/N podem conduzir a uma acumulação de amônia no meio de digestão, podendo aumentar o pH para valores acima de 8,5 e, com isso, ocorre a inibição da atividade dos microrganismos metanogênicos. Ao mesmo tempo, elevadas taxas de amônia diminuem o potencial de reaproveitamento. Elevadas razões C/N conduzem a um consumo rápido do nitrogênio por parte das bactérias metanogênicas, resultando numa redução da produção de biogás (OSTREM, 2004; VERMA, 2002).

É possível conseguir ótimas relações C/N no digestor com a mistura de materiais que possuem alta e baixa relação C/N, tal como resíduos sólidos orgânicos misturados com o esgoto ou estrume animal (VERMA, 2002).

Umidade

Para Vavilin *et al.* (2002), a umidade é um dos parâmetros mais críticos na biodegradação da FORSU. Alterações nas taxas de umidade podem transformar a taxa de crescimento dos micro-organismos, bem como dificultar o contato deles com o substrato e os nutrientes (PICANÇO, 2004).

A umidade fornece meio aquoso ideal para que ocorra o transporte de nutrientes e microorganismos no interior do reator, além de favorecer a produção de biogás, que aumenta devido a influência da umidade na degradação e na taxa de geração de gás (FILHO, 2005).

Nutrientes

Para o crescimento adequado dos micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia é necessário uma disponibilidade não só de matéria orgânica, mas também de nutrientes inorgânicos, denominados macro e micro nutrientes (Quadro 3) para a manutenção e crescimento das células. Os nutrientes mais importantes que devem estar presentes (nas quantidades certas) são: nitrogênio, fósforo, enxofre, cálcio e magnésio, mas também elementos traço, tais como cobalto, níquel, manganês e ferro (LETTINGA ASSOCIATIONS FOUNDATION, 2009).

Porém, se alguns nutrientes (cálcio, sódio, potássio e magnésio) estão disponíveis em concentrações muito elevadas, isto poderá causar a inibição da atividade microbiana (Quadro 4) (RODRIGUES, 2005).

Quadro 3: Macro e Micronutrientes essenciais para o crescimento dos microorganismos

Macronutrientes	Micronutrientes
Nitrogênio (N)	Zinco (Zn)
Fósforo (P)	Magnésio (Mn)
Potássio (K)	Molibidênio (Mo)
Enxofre (S)	Selênio (Se)
Magnésio (Mg)	Cobalto (Co)
Cálcio (Ca)	Cobre (Cu)
Ferro (Fe)	Níquel (Ni)
Sódio (Na)	Tungstênio (W)
	Cromo (Cr)
	Chumbo (Pb)
	Vanádio (V)

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (2002)

De acordo com Chernicharo (2007), o crescimento microbiano é influenciado por fatores físicos, que atuam como agentes seletivos, e por fatores químicos, que podem ou não ser seletivos. Os macronutrientes requeridos em maiores concentrações, como o carbono e nitrogênio exercem papel importante na seleção de espécies predominantes. Por outro lado, os micronutrientes, que são requeridos em quantidades muito pequenas, exercem pouca ou nenhuma influência seletiva.

Toxicidade

A toxicidade de alguns compostos orgânicos e inorgânicos no processo anaeróbio é determinada pela concentração e pelo tipo do composto presente, que pode variar de estimulante a tóxico. Com o aumento das concentrações a inibição pode se tornar pronunciada e a taxa da atividade microbiana pode ser reduzida a zero (CHERNICHARO, 2007).

A toxicidade por sais está normalmente associada ao cátion e não ao ânion do sal.

Concentrações inibidoras de alguns sais podem ser observadas no Quadro 4.

Quadro 4: Concentrações estimuladoras e inibidoras de alguns cátions

Íon	Concentração (mg/L)		
	Concentração desejada	Inibição Moderada	Inibição elevada
Cálcio (Ca^{2+})	100 - 200	2500 - 4500	8000
Sódio (Na^+)	100 - 200	3500 - 5500	8000
Potássio (K^+)	200 - 400	2500 - 4500	12000
Magnésio (Mg^{2+})	75 - 150	1000 - 1500	3000

Fonte: McCarty (1964)

A amônia forma-se normalmente durante o tratamento de resíduos ricos em proteínas ou ureia e, em concentrações elevadas, pode se tornar tóxica para os micro-organismos. Esta pode estar presente como íon amônia - NH_4 ou como amônia livre - NH_3 . Estas duas formas podem estar em equilíbrio uma com a outra, em que a concentração relativa de cada espécie depende do pH do meio de digestão, conforme a relação a seguir (CHERNICHARO, 2007) :

Para elevadas concentrações de H^+ (pH igual ou inferior a 7,2), o equilíbrio desloca-se para a esquerda, e se existir inibição ela deve-se à forma ionizada da amônia - NH_4 . Para níveis mais elevados de pH, o equilíbrio desloca-se para a direita favorecendo a forma não ionizada da amônia - NH_3 . A forma NH_3 inibe o processo de digestão anaeróbia para concentrações mais baixas do que a forma NH_4 . As concentrações de amônia podem ter seu efeito benéfico (fonte de nitrogênio e tampão para as mudanças de pH) ou adverso, dependendo de sua concentração (Quadro 5) (CHERNICHARO, 2007).

Quadro 5: Efeitos da concentração de amônia

Concentração de amônia (mg/L)	Concentração desejada
50 – 200	Benéfico
200 - 1000	Sem efeito adverso
1500 - 3000	Inibitório para pH > 7,4 a 7,6
>3000	Tóxico

Fonte: McCarty (1964)

De acordo com Chernicharo (2007), o sulfeto aparece na digestão anaeróbia devido à redução do sulfato e de outros compostos contendo enxofre ou pela degradação anaeróbia de compostos ricos em proteína. A redução do sulfato leva a formação de H_2S , que se dissocia em água. A toxicidade pelo sulfeto é fortemente dependente do pH:

- H_2S : principal componente dissolvido para valores de pH inferiores a 7;
- HS^- : predomina para valores de pH superiores a 7;
- S^{2-} : predomina em valores de pH superiores a 13.

Considerando as faixas de valores de pH na digestão anaeróbia, a toxicidade advém da forma não dissociada – H_2S e da forma dissociada HS^- .

De um modo geral, a redução do sulfato em reatores anaeróbios pode causar a inibição da metanogênese. Quando as concentrações de sulfatos são elevadas, os micro-organismos sulforedutores oxidam a matéria orgânica que deixa de ser transformada em metano, surgindo a formação de gás sulfídrico em quantidade elevada no sistema, tornando-se corrosivo e conferindo odor desagradável, além de ser tóxico para os micro-organismos metanogênicos (REIS, 2012).

Outra forma de toxicidade é causada pela presença de metais pesados. De acordo com Chernicharo (2007), concentrações de metais pesados mais tóxicos podem ser toleradas no tratamento anaeróbio, o que depende dos valores de pH e das concentrações de sulfeto disponível, uma vez que estes podem combinar com os metais pesados e formar sais de sulfeto, que são bastante insolúveis e não têm efeito adverso.

Porém, na matéria orgânica putrescível, pode ser considerada desprezível a presença de metais pesados quando se adota um sistema de coleta diferenciada (CASSINI, 2003).

3.6 CLASSIFICAÇÕES DOS SISTEMAS DE BIOMETANIZAÇÃO

Existem diferentes tecnologias no mercado que são utilizadas para o tratamento de digestão anaeróbia da FORSU. Estes sistemas diferem-se com base no desenho do reator e nos parâmetros operacionais (ARSOVA, 2010).

As tecnologias de biometanização podem ser classificadas de acordo com as seguintes características (GOMES, 2010):

- ✓ Regime de operação (batelada ou fluxo contínuo);
- ✓ Teor de sólidos (via úmida ou via seca);
- ✓ Temperatura do processo (mesofílica ou termofílica);
- ✓ Divisão das etapas de digestão (estágio simples ou multiestágio).

Considerando o *regime de operação*, os sistemas em batelada se caracterizam pelo preenchimento único e em sua totalidade dos digestores, onde são adicionados resíduos frescos, com adição ou não de inóculo, permitindo passar por todas as etapas da degradação anaeróbia em modo seco. Ao final do processo, os resíduos estabilizados são removidos e inicia-se um novo ciclo (CASSINI, 2003).

De acordo com Ostrem (2004), no processo de fluxo contínuo o substrato fresco entra continuamente no tanque e uma quantidade igual de material digerido é removida. Esta é a forma mais comum de reatores de escala industrial (ARSOVA, 2010).

Dentre essas classificações, o *teor de sólidos* é um dos itens mais importantes a ser considerado. Os processos para o tratamento anaeróbio são geralmente classificados em duas categorias: baixo conteúdo de sólidos e alto conteúdo de sólidos.

Sistemas com baixo conteúdo de sólidos (via úmida) têm concentrações entre 4 a 10% de sólidos totais, enquanto as concentrações de sólidos totais dos sistemas com alto conteúdo de sólidos (via seca) ficam na faixa de 15 a 35% (FOSTER-CARNEIRO, 2005).

Diferentemente dos sistemas via seca, que operam com teores de sólidos superiores a 15%, os sistemas via úmida adicionam água ou outros líquidos ao material a ser digerido de forma a adequar os resíduos de entrada às condições operacionais requeridas no digestor (GOMES, 2010).

A digestão via úmida possui como vantagem ter por base o processo já conhecido de digestão anaeróbia de efluentes líquidos, além de permitir a diluição de inibidores (VERSTRAETE; VANDEVIVERE, 2005). Por outro lado, a grande quantidade de água utilizada, resultando em alto volume do reator e uma cara tecnologia de pós-tratamento é uma das desvantagens de se operar com baixo conteúdo de sólidos (VERMA, 2002).

As principais vantagens da digestão via seca são o menor consumo de água para a diluição do resíduo, gerando um menor volume de efluentes líquidos e menos requisitos para a desidratação do resíduo final, além de uma maior produção de biogás por unidade de volume do biometanizador (FORSTER CARNEIRO, 2005). Como desvantagens destacam-se: pouca diluição de inibidores; maior dificuldade de acesso microbiano ao material a ser digerido (VERSTRAETE; VANDEVIVERE, 2005).

A *temperatura* do processo, em geral, pode ser desenvolvida em temperaturas mesofílicas (30 a 45°C) e termofílicas (45 a 60°C) (CASSINI, 2003). Considerando a temperatura do processo, o tratamento de efluentes e resíduos com alta carga orgânica tem sido desenvolvido classicamente na faixa de temperatura mesofílica, devido às menores necessidades energéticas para a manutenção da temperatura e por tratar-se da temperatura ótima da maioria das *arqueias* metanogênicas. Assim, em escala industrial, os processos de digestão anaeróbia geralmente trabalham na faixa mesofílica (FORSTER-CARNEIRO, 2005a).

A digestão anaeróbia termofílica é mais eficiente na produção de biogás e a decomposição é mais rápida. Porém, este sistema apresenta maiores custos de manutenção (ARSOVA, 2010).

Considerando a *divisão das etapas de digestão*, os processos de estágio único utilizam somente um reator para as fases de acidogênese e metanogênese, podendo conter baixo ou alto teor de sólidos, dependendo do teor de sólidos totais no reator (REICHERT, 2005; VERMA, 2002).

Conforme citado por Vandevivere et al. (2003), os processos de estágio único são bastante utilizados em escala industrial, já que projetos mais simples sofrem falhas técnicas menos frequentes e têm custos de investimento menores.

O processo multi-estágio tem como objetivo melhorar a digestão, separando os reatores de acordo com os diferentes estágios da digestão. Tipicamente, dois reatores são utilizados, o primeiro para hidrólise/liquefação e acetogênese e o segundo para a metanogênese. No primeiro reator, o tempo de retenção é limitado pela taxa de hidrólise da celulose e, no segundo, pela taxa de crescimento das bactérias (VERMA, 2002). As duas fases apresentam diferenças em termos de variedades bacterianas, taxa de digestão, exigências ambientais, processo e produtos de degradação (KE; SHI, 2005).

Para tratar a FORSU ou, no geral, os resíduos altamente biodegradáveis, aconselha-se a utilização de um processo de digestão anaeróbia multi-estágio, pois permite elevadas cargas no digestor (MATA-ALVAREZ et al., 2000). Além disso, a degradação dos resíduos de cozinha com baixa celulose é limitada pela metanogênese e não pela hidrólise. Esses resíduos, sendo acidificados muito rapidamente, tendem a inibir a metanogênese em reatores de uma fase em que a matéria-prima não seja bem misturada, tamponada e dosada (VANDEVIVERE et al., 2003).

A separação de fases do processo anaeróbio tem as seguintes vantagens principais: isolar e otimizar potenciais etapas limitantes da velocidade; melhorar a cinética da reação e a estabilidade; potencial para a desintoxicação na primeira fase. Por outro lado, a separação de fases tem as seguintes desvantagens: perturbações das relações microbianas; mais difíceis de

implementar; falta de experiência do processo; aplicabilidade à uma variedade de resíduos; incerteza de vínculo entre o tipo de substrato e a configuração do reator (KE; SHI, 2005).

3.7 TÉCNICAS DE OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

3.7.1 Co-digestão

A co-digestão é um processo onde dois ou mais resíduos com características complementares são misturados para um tratamento anaeróbio conjunto, sendo que essa combinação gera efeitos positivos, tanto no processo de digestão anaeróbia (aumento na produção de metano, melhora da estabilidade do processo, entre outros), como na economia do tratamento (partilha de custos, com a combinação de vários tipos de resíduos em uma instalação de tratamento comum; tratamento de montantes maiores de resíduos em instalações centralizadas de grande-escala) (GANESH *et al.*, 2013; ASTALS *et al.*, 2014).

A combinação bem sucedida de diferentes resíduos (co-digestão) melhora o rendimento de biogás, a estabilidade do processo, a umidade e o teor de nutrientes, o que acrescenta o seu valor como fertilizante, além de diluir potenciais compostos inibidores ou tóxicos e aumentar a carga orgânica biodegradável (MONOU *et al.*, 2008; CUETOS *et al.*, 2008; ASTALS *et al.*, 2014, SOSNOWSKI *et al.*, 2003; GANNOUN *et al.*, 2007; BOUALLAGUI *et al.*, 2009). Com a co-digestão de resíduos sólidos é possível utilizar os nutrientes e as diversidades bacterianas de vários resíduos para otimizar o processo de digestão (MACIAS-CORRAL *et al.*, 2008).

O aspecto mais significativo da co-digestão consiste na potenciação do processo biológico, através da obtenção de um substrato final que favoreça as características de biodegradabilidade do conjunto de substratos, que aumente o teor de SV de fácil solubilização e, subsequentemente, que torne menos limitante a fase de hidrólise do processo (FERREIRA, 2008).

No entanto, para a eficiência do processo vários parâmetros precisam ser observados e equilibrados, tais como: relação C/N, macro e micronutrientes, pH/alcalinidade, inibidores/compostos tóxicos, matéria orgânica biodegradável e matéria seca (HARTMANN *et al.*, 2002).

Diversos resíduos podem ser combinados com a FORSU para uma maior eficiência do tratamento anaeróbio (Figura 8). A co-digestão combina diferentes substratos orgânicos que originam uma mistura homogênea a fim de aumentar o desempenho do processo (ZHANG; BANKS, 2008).

Figura 8: Princípio da co-digestão da FORSU

A co-digestão utilizando-se FORSU e lodo de esgoto se torna uma alternativa viável e especialmente atrativa devido à grande quantidade de lodo que é produzida nas estações de tratamento de águas residuárias. Cerca de 270 mil toneladas de lodo são produzidas nas

estações de tratamento de esgoto (valor expresso em matéria seca), sendo que somente 5% é reutilizado de forma adequada (CASSINI, 2003). Hartmann *et al.* (2002) descreve as diferenças das características da FORSU e do lodo de esgoto (Quadro 6).

Quadro 6: Diferentes características da FORSU e do lodo de esgoto (Símbolos: ↑ alto; ↓ baixo)

FORSU		LODO
↓	Conteúdo de Macro e Micronutrientes	↑
↑	Relação C/N	↓
↑	Conteúdo de Matéria Orgânica Biodegradável	↓
↑	Teor de matéria seca	↓

O lodo de esgoto desempenha um papel importante no tratamento combinado com a FORSU: o teor de N do lodo secundário pode complementar um possível déficit de nutrientes no outro co-substrato (FORSU), enquanto a maior biodegradabilidade do lodo primário fornece uma contribuição adicional para o aumento do potencial de produção de biogás (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2011). Além disso, esse resíduo possui um alto teor de capacidade tampão, sendo capaz de suportar co-substratos com grandes quantidades de matéria orgânica facilmente biodegradável e baixos valores de alcalinidade (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2014).

Barcelos (2009), em sua revisão bibliográfica, comparou o desempenho da técnica de biometanização com variados tipos de inóculos. As características dos sistemas e os resultados obtidos podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4: Dados de alguns estudos sobre digestão anaeróbia da FORSU (Barcelos, 2009)

Referência	Resíduo	Inóculo	ST (%)	Temperatura (°C)	Tempo (dias)	Eficiência (%)
Del Borghi et al. (1999)	Resíduos de cozinha triturados	Lodo primário e secundário	1-4	55	12	56-63 (STV)
Pavan et al. (1999a)	Frutas e verduras	-	8	35-56	11-12	67-84 (STV)
Pavan et al. (1999b)	FORSU	-	10-25	55-56	11-12	37-82 (STV)
Leite et al. (2001)	FORSU	Rúmen Bovino	18-19	Não informado	365	86,81,73,70 (DQO)
Stroot et al. (2001)	FORSU+lodo primário+lodo ativado descartado	Esterco bovino e lodo de digestão anaeróbio	8-21	37	4-20	43-68 (STV)
Xu et al. (2002)	Alimentos	Lodo de digestor e de reator UASB	10	35	16	60 (STV)
Mace et al. (2003)	FORSU	Lodo de digestor e de reator UASB	11	35	8-15	43-45 (STV)
Wang et al. (2003)	Alimentos	Lodo de digestor anaeróbio industrial mesofílico	10	35	36	78 (STV)
Bouallagui et al. (2004b)	Frutas e verduras	Lodo de digestor	4,6,8,10	20,35,55	20	54-87 (STV)
Fernandez et al. (2005)	FORSU	Gordura Animal e Vegetal	28	37	17	73 (STV)
Hartmann e Ahring (2005)	FORSU	Esterco Bovino	25	55	14-18	69-74 (STV)
Carneiro (2005)	FORSU	Lixiviado+Lodo de esgoto	13	35	95	59-65 (STV)

3.7.2 Recirculação

Nos sistemas de tratamento anaeróbio, a recirculação do chorume pode ser benéfica, uma vez que a incorporação do líquido na massa sólida favorece a adequação do teor de sólidos ideal ao processo, atua como agente inoculante para a formação de biomassa, permite a agitação, dilui potenciais toxinas e minimiza a escassez de nutrientes (BAE *et al.*, 1998; FERREIRA, 2008). A distribuição de umidade, nutrientes, enzimas e bactérias na massa de resíduos acelera a decomposição dos resíduos sólidos urbanos (ITRC, 2006).

Algumas publicações demonstraram que a recirculação do lixiviado teve um efeito positivo na estabilização dos resíduos em aterro (BARLAZ *et al.*, 1990; TOWNSEND *et al.*, 1996; POHLAND; KIM, 1999), pois proporciona condições mais favoráveis para o

desenvolvimento de uma população de bactérias anaeróbias ativas e, assim, aumenta a taxa de remoção de contaminantes e acelera a estabilização aterro (LEE *et al.*, 2001), além de acelerar o início da degradação dos resíduos sólidos urbanos, reduzir o volume e aumentar a taxa de produção de metano (REINHART; AL-YOUSFI, 1996; SAN; ONAY, 2001).

Por outro lado, a recirculação do lixiviado pode ter efeito negativo e causar a inibição, principalmente da metanogênese, devido à produção de ácidos graxos voláteis em grandes quantidades. Esses problemas podem ser minimizados por meio do controle da taxa e frequência da recirculação do lixiviado ou pela combinação de recirculação de lixiviados e ajuste do pH (BARLAZ *et al.*, 1990; SALGADO, 2003).

Vários estudos investigaram a influência da recirculação do lixiviado no tratamento anaeróbio da FORSU, avaliando sua influência na degradação da matéria orgânica, estabilização do processo e incremento na produção de metano.

Vavilin *et al.* (2002) desenvolveram um modelo distribuído de digestão de resíduos sólidos em um biorreator com recirculação de chorume e ajuste de pH baseado em dados experimentais já publicados para analisar o equilíbrio entre as taxas de hidrólise, acidogênese e metanogênese durante a digestão anaeróbia de RSU. Com base nas simulações do modelo, a neutralização e recirculação do chorume estimula a degradação dos resíduos e a produção de metano, impedindo a inibição da metanogênese e hidrólise/acidogênese em todo o volume do reator.

Sponza & Agdag (2004) estudaram os efeitos da recirculação de chorume e da taxa de recirculação no tratamento anaeróbio de RSU em três biorreatores anaeróbios operados por 220 dias. Um reator foi operado sem recirculação de chorume, enquanto os outros dois reatores tiveram as seguintes taxas de recirculação: 9L/dia (13% do volume do reator); 21L/dia (30% do volume do reator). A recirculação do chorume reduziu o tempo de estabilização de resíduos e aumentou a produção de gás metano.

No entanto, não foi eficaz na remoção de amônia do chorume. A alteração do volume da recirculação de lixiviados 9 - 21L durante o período de incubação experimental afetou as concentrações de metano nos reatores reciclados. Melhores resultados foram obtidos com o volume de recirculação de 9L (acelerou a estabilização da mistura de resíduos sólidos). O aumento do volume de recirculação diminuiu a porcentagem de gás metano no reator.

Chan *et al.* (2002) avaliaram, em laboratório, o impacto da recirculação de chorume na co-disposição de três resíduos (RSU, lodo de esgoto e sedimentos de dragagem). Os parâmetros químicos (pH, DQO, N-amoniaco, P-total) e produção de gás (volume total de gás, taxas de produção e as concentrações de CH₄ e CO₂) foram monitorados durante 11 semanas. A recirculação de chorume reduziu o tempo de estabilização dos resíduos e foi eficaz no aumento da produção de gás, além de melhorar a qualidade do chorume, especialmente em termos de DQO. Os resultados também indicaram que a recirculação de chorume poderia maximizar a eficiência e a taxa de redução do volume de resíduos em aterros.

Salgado *et al.* (2003) avaliaram taxas ótimas de recirculação do percolato para a digestão anaeróbia em reatores de 3,45 L preenchidos com FORSU e inóculo (lixiviado de aterro sanitário) e operados com diferentes faixas de recirculação (10%, 30% e 50%), com 13% de ST e temperatura mesofílica. Os autores concluíram que altas taxas de recirculação adiam a fase de produção acelerada de metano, em consequência da alta produção de ácidos voláteis. O estudo apontou maior degradação da FORSU e maior porcentagem de CH₄ no biogás (63%) para uma taxa de 10% de recirculação.

Cintra *et al.* (2005) avaliaram as fases de estabilização de resíduos sólidos urbanos (RSU) sob o efeito da técnica de recirculação de chorume (cru e inoculado) a partir dos resultados obtidos com o monitoramento (600 dias) da digestão anaeróbia dos resíduos confinados em reatores experimentais. Os autores concluíram que a recirculação de chorume cru (proveniente de aterro sanitário com 6 meses de operação) proporcionou uma melhoria na

degradação da matéria orgânica muito próxima daquela ocorrida com a recirculação de chorume inoculado (proveniente do próprio sistema). O caráter ácido do chorume cru pode ter facilitado o processo de decomposição dos resíduos confinados nos reatores.

Francois *et al.* (2007) determinaram o impacto da recirculação de chorume na degradação de resíduos sólidos urbanos (conceito biorreator). O estudo foi realizado utilizando colunas contendo aproximadamente 50 kg de resíduos, a fim de acompanhar a degradação dos resíduos ao longo de um período de tempo limitado. A quantidade de matéria oxidável e a produção de biogás aumentaram com a recirculação de chorume, bem como a duração das primeiras fases de degradação foi reduzida em todos os casos. No entanto, foram observados cloreto, amônia e acumulação de poluição orgânica de acordo com a duração de recirculação. Após 400 dias de degradação, a estabilização de resíduos parecia ter sido atingida em todas as colunas com recirculação (DQO <300 mg/L de O₂ e potencial de metano atingido).

Estudos em escala real ainda precisam ser aprofundados nesta área, de forma a concluir os reais benefícios e os riscos potenciais da recirculação de chorume na decomposição anaeróbia dos RSU, principalmente em reatores anaeróbios tratando resíduos sólidos orgânicos. A partir dos estudos descritos, é possível concluir que a recirculação acelera e estabiliza o processo de degradação anaeróbia, influenciando na concentração de metano do biogás. No entanto, elevados volumes de chorume recirculados podem causar a inibição do processo.

3.8 TECNOLOGIAS COMERCIAIS PARA O TRATAMENTO ANAERÓBIO

Existem inúmeras tecnologias patenteadas no mercado internacional para o tratamento anaeróbio da FORSU. As tecnologias que dominam o mercado são: Dranco, Kompogas e Valorga.

O processo DRANCO (digestão anaeróbia seca) é um processo biotecnológico avançado para um tratamento ambientalmente amigável e de baixo custo de produtos orgânicos derivados de resíduos sólidos urbanos (OWS, 2013).

Dentre as vantagens desse processo, destacam-se: *digestão com alto teor de sólidos* (altas taxas de produção de biogás, menor volume requerido e redução no número de digestores); *Ausência de espuma ou sedimentação no tanque*; *exigências mínimas de calor* (a temperatura do digestor é mantida através da injeção de vapor na parte de mistura. Apenas a alimentação fresca de entrada tem de ser aquecida até a temperatura de operação); *operação termofílica* (eliminação dos patógenos; maior produção por tonelada de resíduos tratados) (DE BAERE, 2008).

A digestão anaeróbia pelo processo DRANCO ocorre em temperatura termofílica, via seca, num único estágio e fluxo contínuo. O reator é vertical, apresenta formato cilíndrico e fundo cônico, sendo seu *design* similar a um silo de armazenamento (Figura 9). Uma grande variedade de resíduos orgânicos pode ser tratada por este processo, como os oriundos de atividades industriais, agropecuária, suinocultura e lodo, sendo adequado para os resíduos que contenham altos teores de ST, variando entre 15% e 40%. Os resíduos de entrada são aquecidos via injeção de vapor, o que eleva sua temperatura a 50°C e acrescenta umidade (INTERNATIONAL, 2005).

O processo de alimentação ocorre continuamente, via bombas e os resíduos são introduzidos pelo topo do digestor e a extração pela base, promovendo um fluxo descendente do material. O tempo de retenção varia de 20 a 30 dias e a produtividade de biogás entre 80 e 120 m³/t. A mistura e agitação ocorrem por recirculação de parte dos resíduos digeridos. Durante esse processo, os resíduos digeridos são misturados com resíduos frescos, normalmente numa proporção de 6:1 (material digerido: resíduo fresco). O material extraído é

desaguado via prensas a um teor de 50% de ST, sendo posteriormente estabilizado aerobiamente, por aproximadamente duas semanas (INTERNATIONAL, 2005).

Figura 9: Modelo esquemático do reator Dranco

Fonte: De Baere (2008)

A tecnologia Kompogas é de propriedade da empresa suíça Kompogas, atualmente licenciada em diversas partes do mundo, inclusive no Brasil, pela empresa alemã Kuttner (GOMES, 2010).

A digestão anaeróbia por este processo se assemelha ao processo Dranco, porém, o digestor tubular cilíndrico utilizado no kompogas funciona horizontalmente. Misturadores são colocados no interior do digestor e, funcionando de modo intermitente, permitem a homogenização do conteúdo do reator, a liberação do biogás e a manutenção das partículas mais pesadas (LISSENS *et al.*, 2001).

O sistema Kompogas é um processo de digestão anaeróbia via seca, operado na faixa termofílica (55-60°C). O digestor é de único estágio, fluxo pistão com alimentação semicontínua, horizontal de formato retangular e fundo cilíndrico ou totalmente cilíndrico,

construído em concreto armado ou aço (Figura 10). O resíduo que alimenta o digestor passa por um pré-tratamento mecânico (triagem e trituração) e biológico (armazenamento em um tanque intermediário por dois dias, no qual é aquecido e o teor de matéria seca ajustado a 28% com a adição do efluente líquido do processo de desaguamento do lodo). Desse tanque, o material é direcionado ao digestor com o auxílio de uma bomba de pistão. (INTERNATIONAL, 2005).

De acordo com AXPO (2012), a fermentação envolve vários processos a montante e a jusante. Através de uma unidade de alimentação, o resíduo orgânico é introduzido no digestor para o tratamento. Subsequentemente, o substrato é automaticamente transportado para o digestor. A bomba de descarga retira o substrato consolidado. Cerca de um terço do substrato é bombeado de volta para a inoculação. A quantidade restante ou é empurrada para fora do digestor ou misturada com o lixo verde usando o processo de fluxo parcial.

O volume do digestor Kompogas é limitado devido às suas exigências mecânicas, sendo necessário em algumas estações de tratamento digestores tubulares horizontais em paralelo para alcançar as necessidades de tratamento. A capacidade de cada um desses digestores pode variar entre 15000 e 25000 t. resíduos/ano (VANDEVIVERE *et al.*, 2003).

A digestão dá origem a dois compostos: um líquido fertilizante e um resíduo sólido desidratado, que deve ser estabilizado por tratamento anaeróbio por um período de três a quatro semanas (RODRIGUES, 2005). A geração estimada de biogás para plantas com tecnologia Kompogas é de 100m³/t de resíduos orgânicos e 150m³/t de resíduos com elevado teor de restos alimentares (INTERNATIONAL, 2005).

Figura 10: Esquema de tratamento pelo processo Kompogas

Fonte: Rodrigues (2005)

A tecnologia Valorga é o processo de tratamento mais antigo quando se faz referência à biometanização de resíduos, sendo desenvolvido e patenteado pela empresa francesa Steinmuller Valorga Sarl no ano de 1981 (RODRIGUES, 2005).

O processo de tratamento que utiliza a tecnologia Valorga, ao contrário das demais, é operado geralmente na faixa mesofílica (35 – 40° C). A digestão ocorre por via seca, sendo o digestor de único estágio, fluxo semicontínuo, vertical, de formato cilíndrico, construído em concreto armado (Figura 11). A mistura e homogenização do conteúdo do digestor são realizadas por meio da injeção a alta pressão de biogás (Figura 12) em orifícios localizados na parte inferior do reator. A manutenção da temperatura ocorre via injeção de vapor d'água no material afluyente. Esses digestores operam com um teor de ST da ordem de 37 a 55%, um tempo de detenção hidráulica variando entre 18 e 25 dias, com taxa de produção de biogás variando entre 82 e 106 m³ por tonelada de FORM alimentada e consomem cerca de 25% da energia produzida (INTERNATIONAL, 2005).

O processo Valorga gera um composto que deve ser desidratado, resultando num resíduo líquido e numa fração sólida. A parte sólida passa por um tratamento aeróbio onde fica sujeita a um processo de maturação durante duas a três semanas. Parte do líquido extraído é

usado para ajustar a concentração de sólidos totais da alimentação e o que resta é descarregado como água residual (OSTREM, 2004).

Figura 11: Esquema da tecnologia Valorga

Fonte: Ferreira (2008)

Figura 12: Injeção de biogás no processo Valorga

Fonte: International (2005)

Na Tabela 5 é apresentado um resumo das principais características dos três processos citados anteriormente.

Tabela 5: Resumo das principais características dos processos via seca

Tecnologia	DRANCO	KOMPOGAS	VALORGA
Tipo de alimentação	Contínua	Contínua	Contínua
Nº de estágios da DA	1	1	1
Processo	Via seca(20-50% ST)	Via seca(23-28% ST)	Via seca(20-35% ST)
Tipo de digestor	Tubular vertical	Tubular horizontal	Tubular vertical
Gama de temperatura	Termofílica (50-58°C) Mesofílica (35°C)	Termofílica (55-60°C)	Mesofílica (37°C)
Biogás (m³/ton)	100-200	100-130	80-160
Tempo de retenção (dias)	15-20	15-20	18-25

Fonte: Adaptada de Rodrigues (2005)

Atualmente, o Brasil não dispõe de nenhuma planta industrial para a biometanização da FORSU. A digestão anaeróbia no país é utilizada para o tratamento de efluentes líquidos sanitários, industriais (têxtil, laticínio, entre outros) e da agroindústria (suinocultura), bem como unidades de recuperação e utilização do biogás produzido em aterros sanitários e ETE, sendo que na maioria dos casos o biogás produzido é queimado e não há aproveitamento do seu potencial energético (GOMES, 2010).

Apesar de não existirem unidades instaladas, a empresa Kuttner, que possui um acordo de licença com a empresa suíça “AXPO-KOMPOGAS”, de forma a adaptar essa tecnologia no Brasil já realiza estudos técnicos para a construção de unidades de biometanização para tratar resíduos orgânicos no país.

Essa prática ainda não é difundida para a degradação dos resíduos sólidos pela falta de configuração de sistemas de tratamento. Isso é confirmado por FEAM (2009), ao observar que a biometanização de resíduos sólidos urbanos é uma tecnologia recente, em processo amadurecimento, com elevado potencial de disseminação em função da pequena quantidade de plantas atualmente em operação a nível mundial. Com isso, verifica-se atualmente que grandes

partes das plantas em operação necessitaram de modificações para que o seu sistema se adequasse à realidade dos resíduos que seriam tratados.

Sendo assim, pode-se dizer que a tecnologia de biometanização dos RSU ainda não está completamente desenvolvida e que esforços são empreendidos para a minimização das limitações enfrentadas pelas unidades industriais hoje em operação. Entretanto, apesar das dificuldades, observa-se que nos últimos anos houve um incremento significativo na capacidade instalada mundial para tratamento anaeróbio dos RSU, especialmente na Europa (GOMES, 2010).

Conforme destacado por Mata-Alvarez *et al.* (2002), existe uma grande quantidade de resíduos sólidos sendo continuamente produzidos que possuem alto teor de matéria orgânica (como os oriundos da agricultura e urbanos - RSU) e oferecem um grande potencial para produção de biogás, podendo ser utilizados como fonte de energia em vários processos.

Com a evolução da técnica de biometanização os municípios poderão, assim como destacado na PNRS (2012), gerar energia e tratar os resíduos orgânicos sem enviá-los para a disposição em aterros, reduzindo a quantidade de matéria orgânica enterrada e, com isso, diminuir os impactos causados pela disposição destes resíduos no solo, como geração de gases de efeito estufa e lixiviados com alto poder de contaminação das águas.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa foi conduzida nas dependências da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, em conjunto com o projeto de mestrado de Carolina Ibelli Bianco, intitulado “Caracterização da comunidade procarionte presente no tratamento anaeróbio da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos em conjunto com serragem e lodo de esgoto” a qual caracterizou a diversidade da comunidade microbiana presente nos biometanizadores.

Inicialmente o experimento analisou a digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em reatores de 50 L, utilizando-se diferentes proporções de inóculo (lodo de esgoto) e de material estruturante (serragem). Após observações e análises do gás e do chorume concluiu-se que o processo não estava favorável e o tratamento da matéria orgânica não seria satisfatório. Nesse sentido, optou-se por desenvolver paralelamente um novo experimento utilizando reatores com capacidade inferior (5 L), com o intuito de avaliar novas misturas e proporções de resíduo/serragem/lodo, testando dois lodos distintos (lodo de esgoto e lodo de avícula) e analisando a geração de metano e a eficiência do tratamento da matéria orgânica.

4.1 EXPERIMENTO COM REATORES DE 50 L

4.1.1 Descrição Geral

O experimento foi estruturado utilizando-se quatro biometanizadores que foram preenchidos com misturas em diferentes proporções de matéria orgânica, serragem e lodo. O projeto foi conduzido no Campus I da Universidade de São Paulo – São Carlos.

4.1.2 Construção dos biometanizadores

Os biometanizadores experimentais de polietileno foram adaptados para o desenvolvimento do experimento. Em todos eles foram instaladas conexões com registro para a coleta de lixiviado e biogás, além de termopares e manômetro para medição da temperatura e pressão interna, respectivamente. Na Figura 13 é apresentado o esquema da instalação experimental.

Figura 13: Esquema da instalação experimental

Os reatores foram construídos a partir de tambores de polietileno de 50 litros, de cor cinza escura e tampa de rosca preta (marca: Milkan). Estes são usualmente utilizados para o transporte de leite. Para atender às necessidades do experimento foram feitas adaptações nos tambores, de forma a permitir o monitoramento de algumas variáveis do processo de digestão anaeróbia, como: temperatura, volume e composição do biogás, características do chorume. Na Figura 14 são ilustradas as adaptações necessárias para o desenvolvimento da pesquisa.

Figura 14: a) Visão frontal dos biometanizadores de polietileno. b) Visão da tampa do biometanizador adaptada com saída para o biogás, manômetro, válvula de alívio de pressão e entrada central para correções dos parâmetros físico-químicos. c) Indicação do ponto de medição da temperatura e coleta de amostra nos biometanizadores: 1 – medição da temperatura (local onde foram introduzidos os termopares); 2 – coletas de amostra líquida (chorume)

4.1.2.1 Temperatura

Para análise da temperatura interna durante o desenvolvimento do experimento foi instalado um termopar, do tipo K (marca Minipa). Estes termopares foram acoplados em uma abertura lateral e introduzidos no centro dos biometanizadores já preenchidos com resíduo orgânico, até uma profundidade de 10 cm. Os termopares foram revestidos com uma capa termocontrátil, na cor preta, para evitar que uma possível oxidação danificasse o sistema de leitura da temperatura. A temperatura era aferida diariamente, com o auxílio do Termômetro da marca Minipa, modelo MT-600 (Figura 15).

Figura 15: a) Termopar acoplado na parte lateral e introduzido até o centro dos resíduos orgânicos para aferição da temperatura interna. b) Termopar tipo K e termômetro da marca Minipa utilizados para medição da temperatura

4.1.2.2 Biogás

Para a coleta do biogás produzido foi instalado na tampa dos biometanizadores um espigão de $\frac{3}{4}$ " com registro, ao qual foram acopladas mangueiras de silicone $\frac{1}{2}$ " que direcionam o biogás gerado até um frasco de mariotte, que estava preenchido com água (Figura 16). O volume do biogás era medido pela técnica de deslocamento de água provocado pelo aumento da pressão no interior do reator devido à produção do biogás. O volume de água recolhido no béquer era equivalente ao volume de biogás produzido

A coleta de biogás para análise dos seus principais constituintes foi feita com seringas adaptadas com registro, que minimizam a perda do biogás durante o transporte até o Laboratório de Processos Biológicos, localizado no Campus II da Universidade de São Paulo, onde era realizada a cromatografia em fase gasosa.

Figura 16: a) Sistema de coleta e medição do volume do biogás por frascos de mariotte. b) Frasco de mariotte conectado ao reator e frasco para coleta da água deslocada. c) Seringas adaptadas com registro para coleta do biogás para cromatografia

A coleta do biogás para cromatografia gasosa era realizada inserindo a seringa na abertura da mangeira de silicone, lavando-a com o gás pelo menos cinco vezes e coletando um volume de 1 ml de biogás, que era distribuído proporcionalmente em dois cromatógrafos, permitindo analisar a presença dos seguintes gases: hidrogênio, nitrogênio, gás carbônico, metano e sulfeto.

4.1.2.3 Chorume

A coleta do chorume para as análises físico-químicas e recirculação foi realizada em uma abertura inferior (posicionada a 12 cm do fundo dos biometanizadores) que foi construída com conexão de PVC, flange e registro de esfera, de ½". Na Figura 17 é detalhado o sistema de coleta de chorume nos biometanizadores.

Figura 17: Sistema de coleta do chorume

Para evitar a colmatção e garantir a drenagem e a coleta do chorume, na parte inferior interna dos biometanizadores foi construído um meio filtrante. A primeira camada foi preenchida com pedregulho, que serve de suporte para o meio de reação e evita o bloqueio no ponto de saída do percolado. A segunda parte era constituída por duas camadas de bolas de vidro, que facilitam a drenagem do chorume pela sua forma esférica. Esta base interna foi ainda coberta com tela de mosquiteiro, com o intuito de separar a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos que estava sendo tratada, do sistema de coleta de chorume, garantindo um líquido puro (Figura 18).

Figura 18: a) Primeira camada da base interna de pedregulho. b) segunda camada da base interna com bolas de vidro. c) Base interna recoberta com tela de mosquito

Com uma frequência quinzenal foi drenado dos reatores um volume de 270 ml de chorume para a realização das análises físico-químicas.

4.1.3 Preenchimento dos biometanizadores

4.1.3.1 Cálculo do Volume útil de Preenchimento

Os biometanizadores tinham um volume total de preenchimento de 50 L. Porém, conforme estudos que empregaram reatores anaeróbios operados em batelada para tratamento da FORSU (LEITE; POVINELLI, 1999; LEITE *et al.*, 2002; CASSINI, 2003; FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2007), a capacidade útil de preenchimento do reator deve ser de aproximadamente 70% da capacidade total, o que equivaleu neste estudo ao volume útil de 35 L. Descontando-se o volume da base interna (pedregulhos +bolas de vidro) que era de 10,9 L, o volume útil de preenchimento equivaleu a um volume de 27,4 L.

4.1.3.2 Características do processo de biometanização e parâmetros operacionais

A seguir são apresentadas as variáveis que caracterizaram o processo de biometanização:

- 1) Regime de alimentação dos biometanizadores: batelada
- 2) Teor de sólidos na alimentação: via seca
- 3) Temperatura do processo: mesofílica
- 4) Etapas de digestão: fase única

4.1.3.3 Cálculo da quantidade de FORSU, serragem e lodo a ser adicionada em cada biometanizador

Os reatores foram preenchidos com quatro diferentes misturas, listadas a seguir:

Biometanizador 1: preenchido somente com FORSU;

Biometanizador 2: preenchido com FORSU, serragem e inoculado com lodo;

Biometanizador 3: preenchido com FORSU, serragem e inoculado com lodo;

Biometanizador 4: preenchido com FORSU e serragem.

Para o cálculo da quantidade dos resíduos (FORSU, serragem e lodo) que seria utilizada na mistura de preenchimento de cada biometanizador, tomou-se como referência o valor da relação C/N. A relação C/N inicial adequada para digestão anaeróbia deve estar entre **20/1** à **30/1** (CHAMY *et al.*, 2002). Além disso, levou-se em consideração nos cálculos a densidade de cada resíduo, uma vez que cada um deles ocuparia um volume diferente dentro do biometanizador.

Para obter a quantidade de cada resíduo nas misturas dos biometanizadores estimou-se inicialmente a porcentagem que cada um deveria ocupar no volume útil. Esta porcentagem, multiplicada pelo volume útil do biometanizador, em m³, fornece o volume útil que este resíduo ocupará e, quando este valor é multiplicado pela sua densidade, fornece a quantidade do resíduo (em kg), que deverá ser adicionada na mistura (Equações 1 e 2).

Repetindo-se esse procedimento para cada resíduo (FORSU, serragem e lodo), de acordo com a composição da mistura de cada biometanizador, obtém-se a quantidade total de cada um.

Para o cálculo da densidade dos resíduos utilizou-se uma balança e um recipiente graduado. No balde graduado foi adicionada uma quantidade do resíduo, que foi posteriormente pesada e o volume ocupado foi anotado. Para cada resíduo (FORSU, lodo e serragem) foi feito o mesmo procedimento.

Equações:

$$\% \text{ V\acute{u}til ocupado pelo res\acute{ı}duo} * \text{V\acute{u}til do reator} = \underline{\text{volume res\acute{ı}duo}} \quad (\text{eq. 1})$$

$$\underline{\text{Volume res\acute{ı}duo}} * \text{Densidade res\acute{ı}duo} = \text{quantidade de res\acute{ı}duo (kg)}. \quad (\text{eq. 2})$$

Para finalizar os cculos foi necessário averiguar se a composição final de cada biometanizador estava com uma relação C/N adequada para o tratamento (entre 20/1 e 30/1). Para isso, deve-se inicialmente conhecer a relação C/N de todos os resíduos (FORSU, serragem e lodo).

Para esta pesquisa, foi coletada uma pequena amostra da FORSU nos restaurantes, do lodo na ETE e da serragem na serralheria para que pudessem ser feitas análises de Carbono Orgânico Total (COT) e Nitrogênio Total kjeldahl (NTK) e, posteriormente, calculada a relação C/N de cada um deles, para que estes valores fossem utilizados nos cculos seguintes.

Para este cáculo, multiplica-se o valor da relação C/N do resíduo pela sua quantidade (em kg) que foi calculada anteriormente. Se a relação C/N final de alimentação calculada estiver na faixa ideal, as porcentagens de cada resíduo estão adequadas, mas, se ao contrário, estiverem inferiores ou superiores a esse valor, calcula-se uma nova quantidade, alterando as porcentagens dos resíduos. A fórmula para cáculo da relação C/N de alimentação foi baseada nos trabalhos de Melo & Fehr (2010) e  apresentada a seguir:

$$\text{kg FORSU} * \text{C/N} + \text{kg serragem} * \text{C/N} + \text{kg lodo} * \text{C/N} = (\text{kg FORSU} + \text{kg serragem} + \text{kg lodo}) * x \quad (\text{eq. 3})$$

no qual:

x = relação C/N final de alimentação.

Uma pequena amostra da FORSU, do lodo e da serragem foi coletada uma semana antes do início dos experimentos para análise da relação C/N e da densidade, uma vez que estes dados seriam necessários para o cáculo da quantidade de cada um deles que alimentaria cada biometanizador. O resultado destas análises é apresentado na Tabela 6:

Tabela 6: Características dos resíduos de entrada

CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS		
Resíduos	Relação C/N	Densidade (kg/m³)
FORSU triturada	16,30	868,25
LODO	4,64	981,5
SERRAGEM	132,60	142,5

A partir desses dados foi possível calcular a massa de cada resíduo em todos os biometanizadores, de acordo com a sua composição, utilizando-se as equações 1 e 2. As quantidades calculadas podem ser visualizados nas Tabelas 7 e 8 e os resíduos utilizados nas misturas são ilustrados na Figura 19.

Tabela 7: Quantidade (kg) dos resíduos utilizados no preenchimento dos biometanizadores (base úmida)

Reatores	Tratamento				
	FORSU triturada (kg)	Serragem (kg)	Lodo (kg)	TOTAL (kg)	RELAÇÃO C/N
1	24	-	-	24	16/1
2	12	1,76	1,34	15,1	29/1
3	11	1,76	2,69	15,45	28/1
4	13	1,76	-	14,76	30/1

Tabela 8: Quantidade (%) dos resíduos utilizados no preenchimento dos biometanizadores (base úmida)

Reatores	Tratamento		
	FORSU triturada (%)	Serragem (%)	Lodo (%)
1	100,00	-	-
2	79,32	11,72	8,97
3	70,65	11,60	17,75
4	88,16	11,84	-

Figura 19: Detalhe dos resíduos utilizados nas misturas

Outra forma para calcular a quantidade de resíduos é por balanço de massa. Apesar de não ter sido utilizado nesta pesquisa, sugere-se, para trabalhos semelhantes, o seguinte cálculo (base seca) após se estimar o volume útil a ser preenchido:

$$C/N_{\text{mistura}} = \frac{C/N_{R1} \times M_{R1} + C/N_{R2} \times M_{R2} + C/N_{RN} \times M_{RN}}{M_{\text{total}}} \quad (\text{eq. 4})$$

Sendo:

C/N_{mistura} : Relação C/N final desejada (item que será calculado);

$C/N_{R1,R2,RN...}$: Relação C/N de cada resíduo utilizado;

$M_{R1,R2,RN...}$: Massa de alimentação de cada resíduo utilizado.

M_{total} : soma das massas de todos os resíduos.

Neste caso, deseja-se como C/N_{mistura} um valor entre 20 e 30 (relação C/N indicada para a digestão anaeróbia). Para isso, devem ser realizadas análises de amostras dos resíduos para conhecer a relação C/N antes de se realizar o cálculo. Os valores testados correspondem às massas dos resíduos, alterando-se os valores até atingir a relação C/N_{mistura} indicada e o volume de resíduos adequado ao volume útil do recipiente.

4.1.3.4 Coleta da FORSU, da Serragem e do Lodo

Os biometanizadores foram preenchidos com FORSU, serragem e inoculados com lodo. A mistura desses três resíduos foi necessária porque os resíduos sólidos orgânicos e a serragem são ricos em Carbono e, portanto, necessitam de um resíduo complementar rico em nitrogênio para que a mistura, criteriosamente determinada, apresente relação C/N entre 20 e 30.

Tanto a falta de carbono como a de nitrogênio limitam a atividade microbológica. Se a relação C/N for baixa, pode ocorrer grande perda de nitrogênio pela volatilização da amônia. Se a relação C/N for muito elevada os microrganismos não encontrarão nitrogênio suficiente para a síntese de proteínas e terão seu desenvolvimento limitado (FERNANDES; SILVA, 1999).

A primeira etapa do experimento compreendeu a seleção dos pontos de coleta da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, do lodo e da serragem que seriam utilizados na digestão anaeróbia seca e mesofílica e, posteriormente, estes locais foram visitados para divulgação do projeto e confirmação da participação do estabelecimento na separação da FORSU. Para auxiliar na divulgação foi criado um folder explicativo (apêndice 1), que era entregue nos locais que confirmavam a participação.

Considerando a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos – FORSU, optou-se por coletá-la em restaurantes que estavam situados ao redor das dependências experimentais (Figura 20), facilitando o transporte (Figura 21 e 22).

Figura 20: Mapa com a delimitação da Escola de Engenharia de São Carlos/USP e localização dos pontos de coleta da FORSU

Figura 21: FORSU coletada

Figura 22: Descarregamento da FORSU

O lodo utilizado como inóculo nos biometanizadores 2 e 3 foi coletado de um reator UASB na Estação de Tratamento de Esgoto (Figura 23) e a serragem fornecida pela Belarte Marcenaria, ambos localizados no município de São Carlos, São Paulo.

Figura 23: Coleta do lodo no reator UASB da ETE do município de São Carlos

4.1.3.5 Pré-tratamentos dos resíduos utilizados na biometanização

A hidrólise, primeira etapa da biometanização, pode ser decisiva e limitante para resíduos com grande quantidade de sólidos, sendo que quanto maior a velocidade de solubilização da matéria orgânica, maior será a velocidade de produção de biogás (FORSTER-CARNEIRO, 2005a) e, de acordo com o tipo de substrato, pré-tratamentos podem ser utilizados a fim de otimizar os rendimentos dos processos biológico (CESARO; BELGIORNO, 2014).

Dentre os possíveis pré-tratamentos para a digestão anaeróbia destacam-se os processos químicos (ozonização, acidificação e alcalinização), biológicos (inoculação, adição de enzimas) e físicos (mecânicos, térmicos, irradiação), que são utilizados para melhorar a solubilização e biodegradabilidade da matéria orgânica através do aumento da área da superfície do substrato orgânico e/ou a atividade enzimática (CESARO; BELGIORNO, 2014). Neste estudo foi utilizado o pré-tratamento físico através da trituração dos resíduos orgânicos para reduzir a granulometria.

Quanto mais fina for a granulometria, maior será a área exposta a atividade microbiana, o que promove o aumento das reações bioquímicas (FERNANDES; SILVA, 1999), da disponibilidade de alimentos para as bactérias e, com isso, o aumento da degradabilidade

anaeróbia (CESARO; BELGIORNO, 2014). Todo o resíduo orgânico utilizado nos quatro biometanizadores foi triturado.

A inoculação dos resíduos busca a redução do tempo médio de biodegradação, incorporando micro-organismos com elevada capacidade de degradar o substrato. Esse procedimento operacional pode ocorrer de duas formas distintas: biomassa exógena (rúmen, fezes de bovinos, lodo biológico proveniente de tratamento de esgoto) e endógena (recirculação do chorume e do lodo concentrado produzido no tratamento do próprio lixiviado) (CASSINI, 2003). O presente trabalho utilizou a inoculação exógena – lodo biológico proveniente de tratamento anaeróbio de esgoto sanitário.

A trituração, que consiste na redução do tamanho das partículas para facilitar a ação microbiana, foi feita com um triturador elétrico modelo TRAPP 200 (Figura 24), o qual forneceu um tamanho máximo de corte de 10 cm. A adição de serragem nos biometanizadores 2, 3 e 4 e a inoculação da FORSU com lodo nos biometanizadores 2 e 3 foram feitas somente no início do processo, variando-se as porcentagens de serragem e de lodo de esgoto para inocular o material fresco nos biometanizadores, com o intuito de favorecer a atividade microbiológica para a redução da fase de adaptação e arranque.

Figura 24: Trituração da FORSU – a) Triturador Trapp 200; b) FORSU triturada

(a)

(b)

4.1.3.6 Mistura dos resíduos e preenchimento dos biometanizadores

A mistura se iniciou com a pesagem de cada resíduo (Figura 25), conforme quantidade apresentada na Tabela 7. Após a pesagem, todos os resíduos que preencheram o biometanizador foram adicionados em um recipiente (balde) e misturados (Figura 26). Após homogeneização, a mistura foi transferida para o biometanizador, que posteriormente foi vedado com silicone (Figura 27).

Figura 25: Pesagem dos resíduos para mistura

Figura 26: Mistura dos resíduos para preenchimento do biometanizador

Figura 27: Preenchimento dos biometanizadores

4.1.4 Análises físico-químicas

As análises físico-químicas foram realizadas com o intuito de monitorar as alterações nas condições ambientais do meio de digestão anaeróbia, que podem resultar numa alteração do equilíbrio e na formação de compostos intermediários que poderiam inibir e comprometer todo o processo de tratamento.

Tanto para a caracterização do resíduo de entrada (FORSU afluyente, lodo, serragem e mistura que preencheu cada biometanizador) e de saída (digestato), como para o monitoramento e controle do processo de biodegradação da FORSU através das análises do chorume gerado, se utilizaram as técnicas analíticas descritas no Quadro 7. O biogás gerado também foi analisado frequentemente para obtenção do volume produzido e de sua composição.

Quadro 7: Parâmetros monitorados nas análises físico-químicas

Caracterização dos resíduos de entrada e de saída (fração sólida)	Monitoramento e controle do processo (fração líquida)	Análise do biogás
Sólidos Totais Sólidos Totais Voláteis Sólidos Totais Fixos Teor de Umidade Alcalinidade pH Densidade DQO COT NTK Relação C/N	Sólidos Totais Sólidos Totais Voláteis Sólidos Totais Fixos Fósforo Total Alcalinidade Ácidos Graxos Voláteis COT Cloreto Sulfeto DQO NTK Nitrogênio Amoniacal pH	Composição do biogás: %H ₂ , %N ₂ , %CH ₄ , %CO ₂ , %H ₂ S Volume do biogás (Litros)

As amostras utilizadas para a caracterização inicial da FORSU, da fonte de inóculo (lodo de esgoto), da serragem e do digestato (resíduo de saída) possuem alto conteúdo de sólidos, o que as diferencia das amostras líquidas (chorume) provenientes do processo de digestão anaeróbia. Porém, assim como realizado por Foster-Carneiro (2005), as técnicas analíticas convencionais foram aplicadas tanto para o chorume como para a própria fração sólida. Para isso, a autora recomenda que um pré-tratamento seja aplicado sobre a amostra sólida, como observado na Figura 28.

Figura 28: Esquema geral das análises das amostras sólidas (ou semisólida - digestato) dos ensaios experimentais

Fonte: Adaptada de Foster-Carneiro (2005)

As técnicas analíticas citadas no esquema geral da Figura 28 seguiram os métodos normalizados da APHA *et al.* (2012), apresentados na Tabela 9 e as descrições dos procedimentos analíticos são apresentadas no apêndice B.

Tabela 9: Métodos normalizados utilizados nas análises das amostras sólidas

Parâmetros	Métodos
pH	4500 – H ⁺
Alcalinidade	2320 - B
DQO	5220 - C
ST	2540 - B
STF	2540 - E
STV	(ST – STF)
COT	5310 - B
NTK	4500 - N _{org} B

4.2 EXPERIMENTO COM REATORES DE 5 L

4.2.1 Descrição Geral

Para o segundo experimento foram utilizados três biometanizadores de 5 litros, preenchidos com matéria orgânica, serragem e lodo. Eles foram armazenados em uma estufa de madeira com aquecimento, de forma a manter uma temperatura estável ($30 - 35^{\circ}\text{C}$) e superior a temperatura ambiente. Após serem vedados, os biometanizadores foram operados por 78 dias.

4.2.2 Construção dos biometanizadores

Os biometanizadores experimentais foram construídos com a utilização de tambores de polietileno com volume de 5 litros e tampa de rosca, da marca Milkan. Em todos eles foram instaladas duas conexões com registro, sendo uma para a coleta de biogás e outra para a introdução de substâncias (alcalinizante, água).

Não foi feita nenhuma saída para o chorume e, portanto, não foi utilizado meio drenante no fundo do biometanizador. Na Figura 29 é apresentado o esquema da instalação experimental.

Figura 29: a) Biometanizadores de 5 L adaptados para o processo de digestão anaeróbia da FORSU. b) Conexões com registros instaladas para a coleta de biogás e introdução de alcalinizante

Além disso, não foi inserido termopar para a medição da temperatura, pois durante a operação dos biometanizadores de 50L foi observado que a temperatura interna assemelhava-se à temperatura ambiente. Assim, para manter uma temperatura mais estável no interior dos biometanizadores de 5 L, estes foram inseridos dentro de uma estufa, cuja temperatura era mantida entre 30 a 35° C.

A estufa utilizada para o armazenamento dos biometanizadores era de madeira e foi adaptada com duas lâmpadas de 60 watts para permitir um aquecimento interno. Em seu interior foi posto um sensor que captava a temperatura interna e fornecia essa leitura para um termômetro externo (Figura 30).

Figura 30: a) Estufa para armazenamento dos biometanizadores de 5L. b) Termômetro externo para leitura da temperatura interna da estufa

4.2.3 Preenchimento dos biometanizadores

4.2.3.1 Características do processo de biometanização e parâmetros operacionais

Os biometanizadores de 5 litros apresentaram características operacionais (volume útil de preenchimento, regime de alimentação, teor de sólidos e etapas da digestão) iguais a relatadas na primeira etapa da pesquisa – reatores de 50 L. No entanto, a temperatura de operação foi elevada com o auxílio de uma estufa com aquecimento, que possibilitou que os

mini biometanizadores fossem armazenados, mantendo uma temperatura superior a dos reatores de 50 L, que se matinha próxima a temperatura ambiente.

O volume total dos mini reatores era de 5 litros, sendo utilizada uma capacidade útil de preenchimento de aproximadamente 70% da capacidade total, o que equivalia neste experimento a um volume útil de 3,5 L ou 0,0035 m³.

4.2.3.2 Coleta dos resíduos utilizados no processo

Os biometanizadores de 5 litros, além de conterem FORSU e serragem, foram todos inoculados, sendo as fontes de inóculos as seguintes:

- lodo de esgoto de reator UASB, o mesmo utilizado nos biometanizadores 2 e 3 de 50 L (Estação de Tratamento de Esgoto Monjolinho, São Carlos/SP) (Figura 19c);
- lodo granulado de reator UASB utilizado no tratamento de água residuária de avicultura (Avícola Dacar, Tietê/SP). Esse lodo foi utilizado por apresentar em sua composição grânulos de bactérias metanogênicas, responsáveis pela produção de metano nos tratamentos anaeróbios (Figura 31).

A FORSU foi coletada em dois restaurantes que haviam fornecido matéria orgânica para a biometanização inicial – reatores de 50 L, localizados no entorno da USP e da unidade experimental. Esse resíduo era constituído de restos de alimentos crus (frutas, verduras e legumes) utilizados no preparo das refeições.

A serragem foi a mesma utilizada nos reatores de 50 L, proveniente de uma serralheria do município. O lodo do tratamento anaeróbio da ETE de São Carlos também foi coletado para inocular os reatores de 50 L e estava armazenado, sendo utilizado nos novos biometanizadores.

Figura 31: Lodo granulado de reator UASB

4.2.3.3 Cálculo da quantidade de FORSU, serragem e lodo adicionada em cada biometanizador

Os reatores foram preenchidos conforme descrição listada a seguir:

Biometanizador ETE 1: preenchido com FORSU, lodo de esgoto e serragem;

Biometanizador ETE 2: preenchido com FORSU, lodo de esgoto e serragem;

Biometanizador DACAR: preenchido com FORSU, lodo de efluente de avícula e serragem;

Para obter a quantidade de cada resíduo nas misturas dos biometanizadores estimou-se inicialmente a relação inóculo/FORSU/serragem que deveria ocupar o volume útil do biometanizador (Tabela 10).

Para o cálculo da quantidade dos resíduos (FORSU, serragem e lodo) que foi utilizada nas mistura de preenchimento, relacionou-se o valor dos sólidos totais voláteis (parte biodegradável) dos constituintes das misturas (Tabela 11) e a relação de preenchimento de cada biometanizador (Tabela 10). Na Tabela 12 é possível verificar a massa dos resíduos calculada para cada tratamento.

Tabela 10: Relação Inóculo/resíduo/serragem proposta para cada biometanizador

Biometanizador	Inóculo	Proporção Inóculo:FORSU:serragem
ETE 1	Lodo ETE	3:1:1
ETE 2	Lodo ETE	2:2:1
DACAR	Lodo DACAR	2:2:1

Tabela 11: Valores em % de sólidos totais voláteis dos resíduos utilizados na biometanização

Resíduos	Sólidos Totais (%)	Sólidos Totais Voláteis (%)
FORSU	11,04	10,49
LODO ETE	4,82	2,99
LODO DACAR	2,72	1,91
SERRAGEM	93,55	90,74

Tabela 12: Dados de preenchimento dos biometanizadores de 5 L

Biometanizador	Inóculo	Proporção Inóculo:FORSU:serragem	Massa de lodo (kg)	Massa de FORSU (kg)	Massa de serragem (kg)
ETE 1	Lodo ETE	3:1:1	3,34	0,32	0,04
ETE 2	Lodo ETE	2:2:1	3,34	0,95	0,06
DACAR	Lodo DACAR	2:2:1	3,14	0,57	0,03

As etapas seguintes: trituração do resíduo, pesagem e mistura dos resíduos seguiram os mesmos procedimentos descritos na primeira etapa (reatores de 50 L), com exceção da correção do pH, que foi efetuada no início do processo, para evitar a acidez . Após a mistura dos resíduos o pH foi analisado; se o valor estivesse inferior a 7,5, adicionava-se alcalinizante (bicarbonato de sódio e potássio) até atingir esse valor (Figura 32) para o posterior preenchimento dos biometanizadores (Figura 33).

Figura 32: Medição do pH e adição de alcalinizante nas misturas

Figura 33: Biometanizadores de 5 litros preenchidos

4.2.3.4 Análises Físico-químicas

Para a biometanização nos reatores de 5 litros foi feita a caracterização das misturas que preencheram os biometanizadores. Não havia registro para a coleta do chorume gerado, que não foi caracterizado. A caracterização das misturas seguiram as técnicas analíticas descritas no Quadro 8. O biogás gerado também foi analisado frequentemente para obtenção do volume produzido e de sua composição, bem como o digestato (produto final do processo).

Quadro 8 – Parâmetros monitorados nas análises físico-químicas

Caracterização das misturas de entrada e saída	Análise do biogás
Sólidos Totais Sólidos Totais Voláteis Teor de Umidade Alcalinidade pH Relação C/N DQO COT NTK	Composição do biogás: %H ₂ , %N ₂ , %CH ₄ , %CO ₂
	Volume do biogás (Litros): frasco de mariotte.

As análises físico-químicas para caracterização dos resíduos sólidos de entrada e saída dos reatores de 5 L seguem os mesmos procedimentos e etapas descritas nas análises correspondentes aos resíduos de entrada e saída dos reatores de 50 L.

No experimento com os reatores de 5 L não foram feitas análises do chorume e, portanto, a eficiência do reator foi avaliada comparando-se as análises iniciais/finais das misturas dos biometanizadores e a produção/composição do biogás, que foi analisado por cromatografia gasosa.

A cromatografia gasosa também seguiu o mesmo método e foi realizada no mesmo equipamento utilizado na primeira etapa (reatores de 50 L).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A primeira etapa do trabalho proposto compreendeu a coleta e caracterização dos resíduos que alimentaram os biometanizadores. Durante o desenvolvimento da pesquisa, amostras do chorume e do biogás foram coletadas quinzenalmente para análises físico-químicas. Portanto, no presente capítulo se detalha a caracterização inicial dos resíduos selecionados para os tratamentos, a caracterização do chorume e do biogás produzidos nos biometanizadores de 50 litros e 5 litros, além da caracterização do digestato (resíduo de saída) de cada reator.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS (FORSU, LODO, SERRAGEM) E DAS MISTURAS QUE PREENCHERAM OS BIOMETANIZADORES DE 50 L

Após a vedação dos reatores, iniciou-se a caracterização da FORSU afluyente (mistura do reator 1), inóculo (lodo), serragem e misturas dos reatores 2, 3 e 4 através dos seguintes parâmetros: umidade, densidade, sólidos totais, sólidos fixos totais, sólidos voláteis totais, DQO sólida, pH, alcalinidade e análises químicas elementares (carbono e nitrogênio). As análises de carbono e nitrogênio foram realizadas no Instituto de Química da USP de São Carlos. Os parâmetros são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13: Resultados da caracterização inicial dos resíduos utilizados na biometanização com reatores de 50 L

Parâmetros Analíticos	FORSU afluente	Lodo ETE	Serragem	Mistura reator 2	Mistura reator 3	Mistura reator 4
Teor de Umidade (%)	88,96	94,61	6,45	68,42	78,57	72,25
Sólidos Totais (%)	11,04	5,39	93,55	31,58	21,43	27,74
Sólidos Totais Fixos (%)	0,56	1,70	3,16	0,05	1,05	1,09
Sólidos Totais Voláteis (%)	10,48	3,69	90,39	31,53	20,38	26,65
DQO (g/kg)	619,50	89,60	427,40	549,50	552,00	517,00
pH	4,34	7,49	4,29	4,14	4,20	4,21
Alcalinidade (mg/Kg)	0	1227,95	0	0	0	0
COT (%)	53,00	73,40	64,00	65,00	67,00	59,00
NTK (%)	0,74	2,59	0,30	0,74	0,95	0,30
Relação C/N	63,00	33,10	250,00	103,00	83,00	230,00

Neste trabalho a FORSU selecionada possuía um conteúdo de umidade de 89% e uma porcentagem de sólidos totais de 11%. O lodo ETE utilizado como inóculo possuía uma umidade em torno de 95% e somente 5% de sólidos totais, auxiliando na manutenção da umidade nos tratamentos, uma vez que a serragem, utilizada como resíduo estruturante, possuía somente 6,45% de umidade e um conteúdo de sólidos totais superior a 93 %.

Quanto aos sólidos totais, se pode diferenciar entre “fixos” e “voláteis”, fazendo referência aos componentes inorgânicos e orgânicos. A FORSU afluente possuía concentração de sólidos voláteis de 10,48% e de sólidos fixos 0,56%, indicando uma quantidade de matéria biodegradável bastante superior a matéria mineral. Este fato também foi observado para a serragem, que apresentava 90,39% de sólidos voláteis e 3,16% de sólidos fixos. Já no lodo ETE a quantidade de sólidos voláteis (3,69%) não era muito superior aos sólidos fixos (1,70%).

Quanto ao teor de matéria orgânica (expressa em termos de DQO), as misturas de entrada dos reatores 1 (FORSU afluente) e 3 apresentaram maiores concentrações, sendo 619,50 g/kg e 552,00 g/kg, respectivamente.

Considerando uma análise preliminar das misturas, nota-se que a que preencheu o biometanizador 1 (FORSU afluyente), por ser constituída apenas com FORSU, apresentava um teor de umidade e de matéria orgânica (DQO) superior às demais.

Por apresentar um pH ácido, a FORSU influenciou os baixos níveis de pH observados nos tratamentos, ocasionando uma acidez que não era favorável ao desenvolvimento da digestão anaeróbia. O processo de Biometanização ocorre normalmente se o pH do meio se situar entre **6,6 e 7,6** (MC CARTY, 1964)

Como os reatores já haviam sido lacrados, optou-se pela reabertura de todos os quatro e correção do pH da fração sólida. Após quatro dias da vedação, os reatores foram reabertos e a correção do pH foi feita com hidróxido de sódio (NaOH). A quantidade utilizada na correção foi baseada em testes no laboratório com as amostras coletadas das misturas.

Foram adicionadas **30,69g** de NaOH, dissolvidos em uma pequena quantidade de água e misturadas a massa sólida de cada biometanizador, que foi novamente vedado. Quanto à alcalinidade, nenhuma das misturas apresentaram algum tipo de alcalinidade, uma vez que o pH de todas estava inferior a 4,3.

Quanto a relação C/N, pode-se observar uma diferença dos valores que tinham sido estimados para as misturas de preenchimento (Tabela 7 do item 4.1.3.3 dos Materiais e Método) em relação aos valores reais (tabela 13 do item 5.1 dos Resultados). Ocorreu uma distorção nos valores da relação C/N, que ficaram muito acima da faixa indicada para a digestão anaeróbia (20:1 a 30:1) (CHAMY *et al.*, 2002).

Os valores da relação C/N das misturas que preencheram cada biometanizador ficaram na faixa de 62 a 230 (Tabela 13). Isso pode ter sido um dos fatores que contribuiu para a instabilidade do processo. Como observado por Voltolini (2011), a razão entre carbono, nitrogênio e fósforo, determina o desempenho da digestão anaeróbia e constitui muitas vezes o

fator limitante do processo. A fração de carbono é a base para o fornecimento de energia e, o nitrogênio, para a síntese de novos microorganismos.

As misturas que preencheram os reatores, após o processo de digestão anaeróbia deram origem a um composto semi-estabilizado, também denominado digestato. Após a abertura dos reatores, essas misturas foram novamente caracterizadas e o resultado é apresentado na Tabela 14.

Tabela 14: Caracterização do digestato oriundo do processo de biometanização nos quatro tratamentos.

Misturas	Parâmetros									
	pH	Alcalinidade (g/kg)	ST (%)	STF (%)	STV (%)	Umidade (%)	DQO (g/kg)	COT (%)	N (%)	Relação C/N
Reator 1	4,28	0	13,65	3,99	9,66	86,36	537,53	55,92	0,71	92
Reator 2	4,21	0	21,34	1,75	19,59	78,66	481,23	61,61	0,68	105
Reator 3	4,70	2,28	21,30	1,99	19,31	78,70	421,23	63,21	0,76	96
Reator 4	3,75	0	21,95	1,39	20,56	78,05	519,07	69,18	0,95	85

Uma análise detalhada e que permite uma melhor comparação entre as misturas de entrada e saída dos biometanizadores pode ser observada na Figura 34.

Figura 34: Análise comparativa das misturas que preencheram os reatores de 50 L na etapa inicial e final do experimento

(c)

(d)

(e)

(f)

A análise conjunta dos parâmetros pH e Alcalinidade, apresentados na Figura 34 (a) e (b) mostra que nos reatores que não receberam o lodo de esgoto como inóculo (1 e 4), o pH teve uma leve queda em comparação ao início do experimento, enquanto nos reatores que receberam o lodo (2 e 3) o pH apresentou um leve aumento. No entanto, os valores se mantiveram entre 3 e 5, o que indica que mesmo com a adição de alcalinizante no início do processo, o tampão mostrou-se ineficiente para elevar o pH a valores próximo da neutralidade, ideal aos organismos metanogênicos, indicando uma escassa atividade microbiana no reator.

Na pesquisa realizada por Belli Filho (2002) foi utilizado a mesma técnica de correção do pH (coleta, correção com alcalinizante e recirculação do chorume) e também não foi verificado o seu aumento e manutenção, ficando o pH sempre abaixo de 6 (não ideal para os

organismos que realizam a fase metanogênica da degradação anaeróbia), indicando a predominância de uma fase acidogênica.

É possível que as características do lodo utilizado tenham favorecido a manutenção do pH em seus tratamentos, uma vez que este inóculo apresentou pH acima de 7 no momento da preparação das misturas que preencheram os biometanizadores, o que contribuiu para a elevação do pH nestes reatores e para a presença de alcalinidade no reator que recebeu a maior porcentagem de lodo (3).

A análise da umidade no início e no fim do processo mostra que nos reatores 2, 3 e 4, esta apresentou um aumento com relação ao início do processo, sendo observado o oposto no reator 1. O aumento do teor de umidade se justifica pela recirculação do chorume no início do processo e pela reposição da quantia de chorume retirada para análises em mesma quantidade com água durante todo o experimento. Além disso, o processo de degradação anaeróbia transformou parte da matéria orgânica em chorume, aumentando o teor de umidade.

Um maior percentual de umidade é favorável no tratamento anaeróbio e, conforme Leite *et al.* (2004), o ajuste do percentual ótimo de umidade para o desempenho do processo contribuirá tecnicamente para se alcançar um maior índice de transformação de matéria orgânica.

O maior percentual de aumento no teor de umidade foi observado nos reatores 2 e 4, sendo 14,97% e 8,01%, respectivamente.

Ao fazer a comparação dos valores iniciais e finais de DQO, observa-se uma maior redução no reator 3, que representou 23,69 % de redução, seguida do reator 1 (13,23%) e do reator 2 (12,42%).

Comparando-se a redução obtida no reator 1 (alimentado somente com FORSU) com o reator 2 (inoculado com lodo em menores proporções), percebe-se que o reator 1 obteve uma pequena vantagem. Este fato pode indicar que o lodo acelera a degradação anaeróbia, porém, a

DQO é removida em maiores proporções nos tratamentos que recebem maiores quantidades de inóculo.

Segundo Tosetto (2009), isso pode ser explicado pelo fato do lodo de esgoto já se encontrar em um estágio de degradação mais avançado, favorecendo a presença de nutrientes e microorganismos que já estão adaptados as condições anaeróbias.

Quanto aos sólidos totais voláteis, é possível concluir que os reatores que apresentaram maior percentual de degradação foram os reatores 1 e 2, com 25,43% e 8,03%, respectivamente.

Em todos os reatores observa-se uma baixa eficiência na remoção de matéria orgânica em termos de STV. Os reatores que obtiveram menor remoção de STV foram o inoculado com a maior porcentagem de lodo - 10% (reator 3) e o preenchido somente com FORSU e serragem (reator 4). Esse fato indica que o inóculo não acelerou a degradação dos STV. Porém, como os tratamentos não foram eficientes, outras condições contribuíram para a instabilidade do processo, não sendo válidas conclusões acerca destes parâmetros.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS (FORSU, LODO, SERRAGEM) E DAS MISTURAS QUE PREENCHERAM OS BIOMETANIZADORES DE 5 L

No início do experimento com reatores de 5 L, foram caracterizados a FORSU, inóculos (lodo DACAR e lodo ETE), serragem e as misturas que preencheram os reatores ETE 1, ETE 2 e DACAR através dos seguintes parâmetros: umidade, sólidos totais, sólidos fixos totais, sólidos voláteis totais, DQO sólida, pH, alcalinidade e análises química elementar (carbono e nitrogênio). Essas análises seguiram os métodos descritos na Tabela 9 e Apêndice B. Os parâmetros analisados são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15: Resultados da caracterização inicial dos resíduos utilizados na biometanização nos reatores de 5 L

Parâmetros Analíticos	FORSU	Lodo Dacar	Lodo ETE	Mistura ETE 1	Mistura ETE 2	Mistura DACAR
Teor de Umidade (%)	84,04	97,28	95,18	92,50	92,02	91,81
pH	4,67	7,82	6,86	7,11	6,85	7,25
Alcalinidade (g/kg)	0,77	3,73 (g/L)	3,70 (g/L)	2,80	2,33	5,07
ST (%)	15,96	2,72	5,39	7,50	7,98	8,19
STF (%)	1,49	0,79	1,70	1,82	1,65	1,88
STV (%)	14,47	1,93	3,69	5,68	6,33	6,31
DQO (g/kg)	632,8	259,3	247,9	326,5	393,9	417,4
COT (%)	53	43,64	73,40	59,67	56,29	51,42
NTK (%)	0,97	2,40	2,59	2,50	0,92	0,94
Relação C/N	63	21	24,80	28	71	63

Nesta etapa, a FORSU coletada é diferente da utilizada na primeira etapa – reatores de 50 L, mas também apresenta umidade superior a 80%, grande quantidade de matéria orgânica (632,8g/Kg) e maior concentração de sólidos voláteis em relação aos sólidos fixos.

A diferença para a segunda etapa também pode ser notada quanto aos lodos utilizados para inocular os tratamentos. Nessa segunda etapa, além do lodo ETE (mesmo utilizado nos reatores de 50 L), testou-se o lodo anaeróbio proveniente da avícula DACAR, por já possuir grânulos de metanogênicas.

O lodo DACAR possui maior percentual de umidade e um pH mais elevado do que o lodo ETE. Todos os dois lodos já possuem uma alcalinidade inicial, o que contribui para o equilíbrio do pH.

Como pode ser observado na caracterização acima, os tratamentos propostos nessa etapa (Mistura ETE 1, ETE 2 e DACAR) apresentaram maior percentual de umidade, devido a maior adição de inóculo.

Todos os resíduos analisados apresentaram maiores concentrações de sólidos voláteis em relação aos sólidos fixos, o que indica que existe uma quantidade de matéria biodegradável superior a matéria mineral.

Após a análise do pH das misturas que preencheram os reatores verifica-se uma faixa ideal para a digestão anaeróbia, que deve estar entre **6,6 e 7,6** (MC CARTY, 1964). No entanto, foi adicionado uma quantidade de alcalinizante no início do processo, de modo a evitar quedas bruscas de pH e a consequente instabilidade do processo, com o intuito de atingir um valor de 7,5.

Desse modo, foi calculada a quantidade de alcalinizantes (bicarbonato de sódio e potássio) necessária para a correção do pH. As quantidades necessárias são descritas na Tabela 16.

Tabela 16: Quantidades de bicarbonato de cálcio e potássio calculadas para os biometanizadores

Reatores	NaHCO₃ (g)	KHCO₃ (g)
ETE 1	16,73	10,45
ETE 2	19,65	12,28
DACAR	16,83	10,52

Após o cálculo, os alcalinizantes foram adicionados e os reatores vedados. Porém, adicionando-se essas quantidades, o pH não atingiu o valor adequado (7,5), sendo necessário adicionar uma quantidade superior a calculada para favorecer o processo. Na Tabela 17 são descritas as quantidades adicionadas nos reatores.

Tabela 17: Quantidades de bicarbonato de cálcio e potássio adicionadas nos reatores

Reatores	pHi	Qtd de NaHCO₃ adicionada (g)	Qtd de KHCO₃ adicionada (g)	pHf
ETE 1	7,11	22,72	10,46	7,45
ETE 2	6,85	28,64	14,28	7,35
DACAR	7,25	16,90	10,56	7,34

Nota-se que em alguns biometanizadores a quantidade dos bicarbonatos de sódio e potássio adicionada foi superior ou inferior a calculada (Tabela 18).

Tabela 18: Quantidades de alcalinizantes adicionadas que ultrapassaram as calculadas para os biometanizadores

Reatores	(g) de NaHCO₃ superior a calculada	(g) de KHCO₃ superior a calculada
ETE 1	5,99	0,01
ETE 2	8,99	2,00
DACAR	0,07	0,04

A quantidade de alcalinizante no reator ETE 2 foi superior aos demais (Tabela 18). Com isso, resolveu-se adotar uma quantidade igualmente superior em todos os biometanizadores. Optou-se por ultrapassar 9,0 g de NaHCO₃ e 2,0 g de KHCO₃; as quantidades adicionadas em cada tratamento para atingir esses valores são apresentadas na Tabela 19.

Tabela 19: Quantidades de alcalinizantes adicionadas nos reatores

Reatores	NaHCO₃ (g)	KHCO₃ (g)
ETE 1	3,01	1,99
ETE 2	-	-
DACAR	8,93	1,96

As massas foram diluídas em água e colocadas nos reatores utilizando-se o registro para introdução de substâncias. Posteriormente a isso não houve mais adição de alcalinizantes.

Quanto a relação C/N inicial de cada mistura, notamos que nos reatores ETE 2 e DACAR os valores ultrapassaram a faixa ideal (20:1 a 30:1). No entanto, esses valores não ficaram muito superiores ao indicado e apresentaram valores bem melhores quando comparados aos dos reatores de 50L.

Após a abertura dos reatores, o digestato de cada reator foi caracterizado e o resultado é apresentado na Tabela 20.

Tabela 20: Caracterização do digestato oriundo do processo de biometanização nos reatores de 5 L

Misturas	Parâmetros									
	pH	Alcalinidade (g CaCO ₃ /kg)	ST (%)	STF (%)	STV (%)	Umidade (%)	DQO (g/kg)	COT (%)	N (%)	Relação C/N
Mistura ETE 1	7,71	11,29	6,74	2,25	4,49	93,26	273,30	39,34	1,51	30
Mistura ETE 2	7,70	12,08	5,90	2,03	3,87	94,10	337,20	57,81	1,25	54
Mistura DACAR	7,82	15,10	6,78	2,61	4,17	93,22	341,50	42,80	1,80	28

Uma análise detalhada e que permite uma melhor comparação entre a mistura de entrada e saída dos biometanizadores pode ser observada na Figura 35.

Figura 35: Análise comparativa das misturas que preencheram os reatores de 5 L na etapa inicial e final do experimento

A análise conjunta dos parâmetros pH e Alcalinidade, apresentados na Figura 35 (a) e (b) mostra que houve um aumento do pH em todos os três reatores, que no final do experimento apresentaram valores de pH superiores a 7. Isso indica que a adição de alcalinizante no início do processo mostrou-se eficiente para elevar o pH a valores ideais aos organismos metanogênicos.

Além disso, as características dos lodos utilizados favoreceram a elevação e manutenção do pH em seus tratamentos, uma vez que estes inóculos apresentaram pH acima de 7 no momento da preparação das misturas que preencheram os biometanizadores, além de uma alcalinidade inicial satisfatória, contribuindo para a elevação do pH e da capacidade tampão do sistema, fornecendo estabilidade aos tratamentos.

Resultados semelhantes foram observados nas pesquisas realizadas por Pinto (2000) e Barcelos (2009), que também adicionaram bicarbonato de sódio (NaHCO_3) no início do processo, o que permitiu que o pH se elevasse para valores ideais e se mantivesse estável.

A análise da umidade no início e no fim do processo mostra um aumento com relação ao início do processo em todos os tratamentos. O aumento do teor de umidade se justifica pela adição de alcalinizante após 15 dias de operação, uma vez que este foi diluído em água. Além disso, esse fato é explicado naturalmente pelo processo de degradação anaeróbia que ocorre no

interior do reator, transformando parte da matéria orgânica em chorume, consumindo os sólidos voláteis e aumentando o teor de umidade.

O maior percentual de aumento no teor de umidade foi observado no reator ETE 2 (2,26%), seguido do reator DACAR (1,54%) e do ETE 1 (0,82%).

Quanto à remoção da matéria orgânica, avaliada através do parâmetro de DQO, é possível observar uma redução em todos os três tratamentos, sendo mais acentuada no reator DACAR (18,2%), que utilizou lodo de tratamento anaeróbio de efluente de avícula, que já apresentava grânulos de metanogênicas. O reator ETE 1 e ETE 2 obtiveram uma remoção de 16,29% e 14,39%, respectivamente.

Quanto aos valores de sólidos totais voláteis, é possível concluir que o reator que apresentou maior percentual de degradação foi o DACAR, com 20,25%, seguido dos reatores ETE 2 e ETE 1, com 17,25 e 12,10% de redução, respectivamente.

5.3 MONITORAMENTO DOS BIOMETANIZADORES

O chorume produzido nos reatores de 50 L foi coletado quinzenalmente, avaliando-se os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, série de sólidos; DQO; fósforo total; fósforo inorgânico; nitrogênio total; nitrogênio amoniacal; COT (Carbono Orgânico Total); cloretos e sulfeto.

Neste item são apresentados os resultados obtidos nas análises para os quatro tipos de tratamentos propostos, de forma a analisar a evolução do processo de biometanização utilizando três resíduos em questão (FORSU, lodo de esgoto e serragem) e avaliar quais fatores mais influenciam esse processo.

Os primeiros dados apresentados referem-se aos valores de pH. O pH é considerado um dos parâmetros mais importantes a se controlar no processo de digestão anaeróbia, pois indica o

equilíbrio do sistema e a estabilidade do digestor. Durante a digestão anaeróbia, as etapas de acidificação e metanogênese requerem diferentes níveis de pH (RODRIGUES, 2005).

Todos os reatores apresentaram valores de pH abaixo do considerado ideal para o processo de biometanização, sendo necessário a adição de alcalinizante no chorume e posterior recirculação na massa de resíduos. As variações de pH no chorume podem ser observadas na Figura 36.

Figura 36: Valores de pH encontrados nos quatro reatores

O pH apresentou variações de 3,37 a 7,30 unidades em todas as fases de monitoração do reator, conforme apresentado no Apêndice C, nas Tabelas 26, 28, 30 e 32. Esta faixa de valor de pH é característica dos resíduos sólidos orgânicos. Neste trabalho a FORSU apresentou características ácidas, com pH em torno de 4,34. Alguns autores também observaram uma acidez elevada no início do processo quando tratavam substrato de resíduos sólidos vegetais.

No trabalho de Luna (2003), o resíduo orgânico utilizado apresentou pH em torno de 3,0 unidades até o 133º dia de operação, quando se elevou para valores superiores a 7,0. O

substrato (frutas e vegetais) utilizado por Bouallagui *et al.* (2003) apresentou pH em torno de 3,5 – 4,2.

O início do processo foi marcado por um pH muito ácido, que não foi ideal para a biometanização. Esse fato se deve à predominância das etapas de hidrólise e acidogênese, o que levou a formação dos ácidos orgânicos voláteis (AOV), resultando na redução do valor de pH (FELIZOLA *et al.*, 2006).

Nesse contexto, a drenagem do chorume e correção do pH para posterior recirculação no interior dos reatores teve que ser realizada, conforme mostrado na Tabela 21.

Tabela 21: Correção do pH e recirculação do chorume nos reatores

Tempo (dias)	Reatores	V. de chorume drenado dos reatores (ml)	pH inicial	Quantidade de alcalinizante adicionado (g)	pH final
16	1	2700	3,98	270 NaHCO ₃	7,54
	2	1100	4,11	110 NaHCO ₃	7,46
	3	1450	4,19	150 NaHCO ₃	7,50
	4	750	4,17	80 NaHCO ₃	7,58
23	1	2710	4,23	146 KHCO ₃	7,25
	2	1400	6,89	-	6,89
	3	1800	6,89	-	6,89
	4	1200	4,81	65 KHCO ₃	7,35
30	1	-	4,28	-	4,28
	2	1450	6,03	48.01 KHCO ₃	7,56
	3	1790	5,84	68.26 KHCO ₃	7,41
	4	1420	6,10	3,5 KHCO ₃	6,48
37	1	2950	4,28	7,08 CaCO ₃	4,60
	2	1450	7,45	-	7,45
	3	1950	7,51	-	7,51
	4	-	5,48	-	5,48
54	1	-	4,35	-	4,35
	2	1350	7,14	-	7,14
	3	1800	7,30	-	7,30
	4	-	4,16	-	4,16
58	1	-	4,31	-	4,31
	2	1480	6,01	-	6,01
	3	1900	7,01	-	7,01
	4	-	4,89	-	4,89
72	1	-	4,30	-	4,30
	2	1600	5,25	-	5,25
	3	2064	6,37	-	6,37
	4	-	4,65	-	4,65

A correção foi feita com dois alcalinizantes: inicialmente com bicarbonato de sódio (NaHCO_3). Porém, a sua adição não foi suficiente para que o pH se mantivesse estável, apresentando níveis ácidos novamente. Na segunda correção do pH no chorume foi utilizado bicarbonato de potássio (KHCO_3), pois a concentração de sódio nos reatores já estava em níveis inibitórios. Mesmo com adição de bicarbonato de potássio o pH dos reatores voltou a decair e, como ainda não tinha sido atingido níveis inibitórios de potássio nos reatores 2, 3 e 4, o pH deles pôde ser corrigido com KHCO_3 na terceira recirculação.

A partir desse período, nenhuma correção do chorume foi realizada devido a chance de inibição do processo por excesso dessas substâncias.

O efeito das soluções de alcalinizantes é evidenciado na Figura 36 a partir da elevação dos valores de pH no 16º dia (início da adição dos alcalinizantes). É possível notar nos gráficos que os reatores inoculados com lodo (2 e 3) conseguiram equilibrar seu pH e estes apresentaram melhores valores quando comparados aos reatores 1 e 4, que voltaram a manter a acidez.

No entanto, nenhum reator manteve o pH em uma faixa estável e constante para o desenvolvimento da etapa de metanogênese. Silva (2009) destaca que as arqueas metangênicas são afetadas pelas reduções nos valores de pH, devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, comprometendo o processo.

Neste experimento, os reduzidos valores experimentais de pH contribuíram para a inibição do processo metanogênico, uma vez que não foi observado produção de metano nos quatro reatores.

Os ácidos orgânicos voláteis (AOV) são compostos intermediários produzidos nas etapas iniciais da digestão anaeróbia, a partir dos quais a maior parte de metano é produzida através da conversão por bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 2007). O ácido acético é o principal precursor na formação do metano.

De acordo com Rodrigues (2005), uma vez que um dos resíduos envolvidos no processo de co-digestão é a FORSU, constituída na sua maioria por compostos orgânicos solúveis facilmente biodegradáveis, no início do processo esses compostos são rapidamente convertidos em AOV, resultando numa concentração elevada desses ácidos no meio de digestão.

A acumulação de AOV no digestor é um indicador de desestabilização do processo, pois isto causa um desajuste microbiológico entre as populações acidogênicas e metanogênicas. Quando há um desequilíbrio entre a taxa de produção de ácidos graxos voláteis e a taxa de consumo, o pH do meio sofre uma queda e ocorre a acumulação de hidrogênio no meio, com consequente inibição da atividade dos organismos metanogênicos (FOSTER-CARNEIRO, 2005; KIM *et al.*, 2003).

Os resultados referentes as análises de ácidos orgânicos voláteis no chorume dos quatro reatores são apresentados nos gráficos das Figuras 37 a 40.

Figura 37: Comparação das concentrações de AOV encontrados no reator 1 ao longo do tempo

Figura 38: Comparação das concentrações de AOV encontrados no reator 2 ao longo do tempo **Figura 39:** Comparação das concentrações de AOV encontrados no reator 3 ao longo do tempo

Figura 40: Comparação das concentrações de AOV encontrados no reator 4 ao longo do tempo

Quanto à distribuição dos AOV nos reatores, pode-se notar um nível baixo de produção de propiônico e butírico, sendo o ácido acético o componente majoritário. Isso ocorre porque a conversão de glicose para ácido acético gera mais energia para o crescimento das bactérias acidogênicas, sendo a formação de ácido propiônico e butírico resposta das bactérias à acumulação de hidrogênio durante sobrecargas (MOSEY, 1983).

O reator com maior produção de ácido acético foi o reator 2, que apresenta em sua composição FORSU, 5% de lodo e serragem. O acetato pode se acumular durante as condições de choque de carga e/ou estresse no sistema, devido às limitações cinéticas dos microorganismos metanogênicos, que foi acentuada com a redução do pH (AQUINO & CHERNICHARO, 2005). Nos quatro reatores o pH se manteve em uma faixa ácida, inibindo a atuação do grupo de bactérias responsáveis pela conversão do acetato em gás metano (metanogênicas acetoclásticas).

O reator 3, que também foi inoculado com lodo, apresentou uma grande produção de ácido butírico quando comparado aos demais e, em um período de tempo longo, essas concentrações foram superiores a produção de ácido acético. Mosey (1983) destaca que o

desvio do metabolismo da glicose em direção ao ácido butírico reduz a produção de hidrogênio e o teor ácido no sistema. Durante o período de elevada produção de ácido butírico no reator 3 (30 – 58 dias), o pH se elevou (Figura 36).

A acumulação constante nas concentrações de AOV em todos os reatores é devido a ausência de alcalinidade no sistema, bem como de um desequilíbrio entre as bactérias produtoras desses ácidos (acidogênicas) e as consumidoras (acetogênicas/metanogênicas).

Sendo assim, a acumulação de AOV nos reatores provocou uma queda drástica no pH, que deve ter inibido a atividade das bactérias acetogênicas e metanogênicas, que é também uma possibilidade para justificar a interrupção da produção de biogás.

A alcalinidade representa a medida da capacidade da água em neutralizar ácidos, ou seja, a quantidade de substâncias que estão atuando como tampão. É a soma de todas as bases tituláveis. Essa capacidade se deve à presença de bases fortes, fracas e de sais de ácidos fracos. Alguns dos compostos que são responsáveis pela alcalinidade total são os sais que contêm carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), hidróxidos (OH^-) e, secundariamente, aos íons hidróxidos, como cálcio e magnésio, silicatos, boratos, fosfatos e amônia (EMBRAPA, 2011).

Os reatores somente apresentaram alguma alcalinidade no mês seguinte ao início do processo; o pH se manteve em níveis muito ácidos inicialmente. Porém, o aumento na concentração da alcalinidade total no início do processo deve-se a adição de bicarbonato de sódio e potássio ao conteúdo dos reatores, visto que o bicarbonato, ao entrar em contato com o meio em reação libera íons carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) que ao reagirem com prótons produzem ácido carbônico, o qual devido sua instabilidade dissocia-se, liberando CO_2 e água, reduzindo as condições de acidez no conteúdo do reator.

Na Figura 41 pode-se verificar a alcalinidade presente no chorume dos reatores.

Figura 41: Concentração de Alcalinidade nos quatro reatores

Analisando-se a figura anterior, verifica-se que a alcalinidade nos reatores tendeu a aumentar após o período de adição dos alcalinizantes (30º dia de operação). Nota-se a influência da alcalinidade presente no lodo utilizado como inóculo (reatores 2 e 3) no processo de estabilidade da digestão anaeróbia dos resíduos. À medida que a quantidade de FORSU aumenta na mistura (reatores 1 e 4), aumentam as necessidades de alcalinidade no meio de digestão.

O lodo de esgoto anaeróbio auxiliou na manutenção da alcalinidade e, como consequência, em melhores níveis de pH (reatores 2 e 3).

Foster-Carneiro (2005) mencionam que segundo a bibliografia, os digestores anaeróbios que funcionam adequadamente apresentam alcalinidades típicas entre 2000 a 4000 mg CaCO₃/L. O reator 1 (controle) não apresentou valores de parâmetros considerados ideais para a digestão anaeróbia em nenhum dos períodos analisados. Após 44 dias e até 92 dias, o chorume do reator 4 apresentou alcalinidade satisfatória, sendo que nos reatores 2 e 3 foi mantida a faixa teoricamente recomendada durante todo o monitoramento.

A redução nos valores de alcalinidade total é evidenciada a partir das reduções nos valores de pH, em maior relevância para os reatores 2 e 3, onde a alcalinidade acompanhou este decréscimo, atingindo valor mínimo de 2,59 g CaCO₃/L e 6,39 g CaCO₃/L, respectivamente.

Verifica-se que a alcalinidade adicionada ao sistema não foi suficiente para que o pH se mantivesse acima de 6,8, coincidindo com a inibição dos microrganismos metanogênicos e consequente interrupção na produção de metano. A bateria foi mantida em operação para verificar se existia uma recuperação da atividade metanogênica, mas tal não aconteceu.

A inibição dos microrganismos pela acumulação de produtos acidogênicos resulta na acumulação de AOV, contribuindo para o consumo de alcalinidade e decréscimo do pH. Uma queda do pH afeta principalmente a atividade dos microrganismos metanogênicos e sintróficos, o que pode levar à falha do processo (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Nas Figuras 42 a 45 são apresentados os perfis temporais das formas de sólidos totais monitorados no chorume ao longo do experimento. Os sólidos totais podem ser diferenciados quanto a “voláteis” e “fixos”, fazendo referência aos componentes orgânicos e inorgânicos (ou minerais) (FOSTER-CARNEIRO, 2005).

Figura 42: Concentração de Sólidos Totais – Reator 1

Figura 43: Concentração de Sólidos Totais – Reator 2 **Figura 44:** Concentração de Sólidos Totais – Reator 3

Figura 45: Concentração de Sólidos Totais – Reator 4

O consumo de material orgânico em sistemas de tratamento biológico vem sendo monitorado através dos parâmetros de DQO e STV. Todos os resíduos analisados apresentaram elevada concentração de sólidos totais voláteis, o que indicou uma quantidade de matéria biodegradável bastante superior à matéria mineral.

Durante a fase inicial do tratamento anaeróbio, também chamada de arranque do reator, pode-se observar um aumento inicial dos valores de STV e STF. Conforme descrito por Foster-Carneiro (2005), este aumento inicial se deve ao processo de hidrólise, que favorece a solubilização dos compostos. Isso fez com que as taxas de remoção fossem zero até o dia 44 do experimento. Após o tempo de operação de 107 dias, os sólidos voláteis de todos os reatores começam a reduzir continuamente.

A DQO é um parâmetro usado para medir a quantidade de matéria orgânica oxidável em uma amostra. Na determinação deste parâmetro se calcula o quanto de oxigênio é necessário para oxidar matéria orgânica mediante reativos químicos oxidantes. Para isso se realiza um ensaio químico de oxidação equivalente ao processo natural para produzir a oxidação da matéria orgânica, em que o oxigênio dissolvido na água é utilizado para destruir a matéria

orgânica (HIMEBAUGH; SMITH, 1979 *apud* FOSTER-CARNEIRO, 2005). A evolução da DQO no chorume dos reatores é apresentada na figura 46.

Conforme apresentado na Figura 46, o reator 1 (FORSU) e o reator 4 (FORSU e serragem) foram os que apresentaram os maiores valores de DQO nos períodos de tempo analisados, sugerindo uma maior quantidade de matéria orgânica a ser tratada.

Durante os primeiros 30 dias de operação foi observada uma diminuição muito pequena deste parâmetro, se tornando mais acentuada no 58º dia. Estas duas fases observadas são relacionadas com as etapas de arranque (adaptação dos micro-organismos) e etapa de estabilização.

Os valores de DQO no chorume não apresentaram remoção contínua. Na metade do tratamento os valores de DQO começaram a subir, reduzindo-se novamente no final do experimento. Estas constantes variações indicam que o reator não se estabilizou e não houve conversão da matéria orgânica em metano, uma vez que a queda brusca do pH, o excesso de AOV e, conseqüentemente, a ausência das bactérias metanogênicas, inibiram o processo.

O carbono orgânico total – COT é um dos nutrientes essenciais para as bactérias da digestão anaeróbia. A evolução do COT no chorume dos tratamentos é apresentada nas Tabelas 26, 28, 30 e 32 (Apêndice C) e uma análise detalhada desses resultados pode ser observada na Figura 47.

Observando o gráfico apresentado anteriormente pode-se concluir, assim como para DQO, que o reator 1 (FORSU) e o reator 4 (FORSU e serragem) foram os que apresentaram os maiores valores de carbono no chorume, sugerindo uma maior taxa de hidrólise.

O reator 1 apresentou inicialmente uma redução no teor de carbono até o 30º dia de operação e, após o 44º dia, a concentração começou a decrescer. Os reatores 2, 3 e 4 apresentaram comportamentos semelhantes, mantendo uma remoção até o 72º dia e um aumento subsequente até o 92º dia. Ao contrário do observado no reator 4, após esse período os reatores 2 e 3 mantiveram as concentrações de COT se reduzindo.

Os compostos de nitrogênio também são nutrientes para processos biológicos e são caracterizados como macronutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas (BRANCO, 2011). De acordo com Embrapa (2011), no meio aquoso o nitrogênio pode ser encontrado sob diferentes formas: nitrogênio orgânico, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal.

Na Figura 48 são apresentados os comportamentos das formas de nitrogênio total Kjeldahl no chorume.

Figura 48: Concentração de NTK nos quatro reatores

Verifica-se uma baixa disponibilidade de nitrogênio total nos reatores no decorrer das primeiras semanas de monitoramento (Figura 48), sendo observado as seguintes concentrações: reator 1 (457,5 mg/L), reator 2 (315 mg/L), reator 3 (338 mg/L), reator 4 (550 mg/L).

No 30º dia de operação esses valores já apresentaram concentrações bem superiores, porém, no 58º dia a disponibilidade de nitrogênio foi reduzida. A redução nos níveis de nitrogênio indica, provavelmente, que este elemento estava sendo utilizado como nutriente pelos organismos no processo de decomposição da matéria orgânica. É importante salientar que

o valor experimental da relação C/N apresentado na Tabela 15, não ficou na faixa recomendada pela literatura, que é de 20 a 30.

Segundo Ferraz (2010), durante a fase anaeróbia ácida a matéria orgânica é convertida em nitrogênio amoniacal total e ácidos voláteis de cadeia longa, responsáveis pelos baixos valores de pH. Em condições anaeróbias, a biodegradação dos resíduos pelos micro-organismos através das reações de hidrólise permite que quase todo nitrogênio presente no conteúdo do reator seja convertido a nitrogênio amoniacal, que se torna predominante no lixiviado (SOUTO, 2009; FELIZOLA, 2006).

Pádua (2010) cita que o nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As espécies reduzidas (NH_4^+ ; NH_3) são intercambiáveis e a soma de suas concentrações constitui a amônia total ou nitrogênio amoniacal ou nitrogênio amoniacal total.

Na Figura 49 são ilustrados os perfis de nitrogênio amoniacal no chorume ao longo do período de monitoramento dos reatores.

Figura 49: Concentração de N- NH_3 nos reatores

O acréscimo na concentração de Nitrogênio Amoniacal observado em todos os reatores (Figura 49) está associado ao fato do resíduo de preenchimento ser de origem predominantemente orgânica e a fase de hidrólise ter sido bem sucedida.

Em condições anaeróbias, a biodegradação dos resíduos no interior do aterro (ou reator) faz com que quase todo nitrogênio orgânico seja convertido a nitrogênio amoniacal, predominando a forma amoniacal no lixiviado (SOUTO, 2009). As principais fontes de nitrogênio no lixiviado são de origem vegetal e animal e suas concentrações estão diretamente relacionadas com a quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos (BASTOS, 2011).

Os valores de nitrogênio amoniacal nos quatro tratamentos variaram de 234 a 444 mg/L, estando na faixa que não causa nenhum efeito adverso ao tratamento anaeróbio.

O fósforo se encontra na matéria orgânica quase que exclusivamente em forma de fosfatos. Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos. É um macro-nutriente exigido em grandes quantidades pelas células e, por isso, torna-se parâmetro imprescindível na caracterização de efluentes que se pretende tratar por processo biológico.

A quantidade de fósforo encontrada no chorume dos quatro reatores pode ser analisada na Figura 50.

Figura 50: Concentração de P_{total} nos reatores

Ao analisar a Figura 50 verificam-se elevadas variações nas concentrações de fósforo total para os quatro reatores. O reator 1, preenchido apenas com FORSU, foi o que apresentou maior quantidade de fósforo total durante o período de tempo analisado. Nos reatores 2 e 3 a quantidade de fósforo total se reduziu nas proporções de 23,2% e 62,7%, respectivamente, indicando no reator 3 maior remoção desse elemento, que provavelmente foi incorporado a biomassa microbiana, sendo utilizado para a síntese celular.

Segundo Pohling (2009), o cloreto é o ânion inorgânico mais frequente nas águas. Devido a presença de cloreto de sódio na alimentação humana, a concentração desse sal em efluentes domésticos é superior a encontrada na água bruta e sua remoção não é fácil em estações de tratamento de esgoto, uma vez que ele só pode ser diminuído por diluição e eliminado por trocador iônico, osmose reversa e evaporação.

Uma análise dos resultados de cloreto no chorume dos quatro tratamentos propostos é apresentada na Figura 51.

Figura 51: Concentração de Cloretos nos reatores

Os reatores 1 e 4 foram os que apresentaram maior quantidade de cloretos (Figura 51), uma vez que eles contêm maior quantidade de FORSU. Além disso, os reatores 1 e 3 sofreram um aumento na quantidade de cloreto até o 30º dia e, a partir daí, esses valores começaram a reduzir. Já os reatores 2 e 4 apresentaram aumento até o 44º dia e, posteriormente, as concentrações voltaram a decair, apresentando a seguinte remoção nos reatores 1, 2, 3 e 4, respectivamente: 16,81%; 40,83%; 52,10%; 21,39%.

Dentre as várias formas que o enxofre pode se apresentar o sulfato e o sulfeto de hidrogênio representam as formas mais frequentes (EMBRAPA, 2011). No processo de decomposição anaeróbia, o sulfeto de hidrogênio é geralmente produzido pela decomposição anaeróbia de compostos orgânicos que contêm enxofre ou por bactérias redutoras de sulfato, que são capazes de converter sulfato em sulfeto (POHLING, 2009).

Uma análise dos resultados de sulfeto no chorume dos quatro tratamentos propostos é descrita na figura 52.

Figura 52: Concentração de Sulfeto nos reatores

Analisando-se a Figura 52 verifica-se que as maiores concentrações de sulfeto foram identificadas para os reatores no 30º dia de operação (exceto para o reator 3 – 44º dia) e, após esse período, redução. As maiores concentrações de sulfeto foram identificadas nos reatores 4 e 3, sendo os valores máximos obtidos de 0,94 e 0,73, respectivamente. No entanto, as concentrações de sulfeto nos quatro reatores não foram significantes.

A temperatura é um fator de influência nos processos biológicos, pelo fato de afetar a taxa das reações enzimáticas, desnaturar enzimas e proteínas, em geral, ou destruir os processos metabólicos dos microrganismos para a produção dessas enzimas. Geralmente distinguem-se três gamas de temperatura: Psicofílica (4 – 15° C); Mesofílica (20 – 40° C); Termofílica (45 – 70° C) (CINTRA, 2003; BATSTONE *et al.*, 2002 *apud* CHERNICHARO, 2007).

As variações de temperatura no interior dos reatores podem ser analisadas nas tabelas 34 a 38 (Apêndice E) e, de uma forma detalhada nos gráficos das Figuras 53 a 56. Comparando a temperatura dos reatores com a temperatura ambiente é possível notar que ambas se mantêm

aproximadamente equivalentes, demonstrando que a temperatura interna do reator não atingiu temperaturas maiores que 30°C.

Figura 53: Variações da temperatura no reator 1

Figura 54: Variações da temperatura no reator 2

Figura 55: Variações da temperatura no reator 3

Figura 56: Variações da temperatura no reator 4

5.4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS – BIOMETANIZADORES DE 50L

O biogás produzido durante o processo de biometanização da FORSU foi caracterizado mensurando-se o seu volume e definindo sua composição. O volume foi quantificado pesando-se o béquer com água. Com a pressão gerada no interior do reator, o gás produzido foi deslocado para um frasco de mariotte preenchido com água. Esta água sofre também um deslocamento e sai por uma abertura inferior no frasco, caindo no béquer. Por cromatografia gasosa foi possível estabelecer a composição do biogás produzido em cada reator.

A.1 Volume do biogás

Os volumes de biogás gerados ao longo do tempo nos reatores de 50 L são apresentados nos Quadros 21 ao 24 (Apêndice D) e nas Figuras 57 e 57.1.

Figura 57: Quantificação do volume do biogás produzido nos reatores ao longo do tempo

Figura 57.1: Cont. da Quantificação do volume do biogás produzido nos reatores ao longo do tempo

Analisando-se o comportamento da produção de biogás apresentado na Figura 57 e 57.1, observa-se que ao final do período de monitoramento do experimento, o maior volume quantificado de biogás foi observado no **reator 3** (FORSU + 10% lodo + serragem) e o menor volume foi obtido no reator 4, que produziu apenas 6,62 L (Figura 58).

É importante destacar que a maioria do biogás produzido nos reatores somente era deslocado para o frasco de mariotte quando havia recirculação do chorume ou reposição de água, devido a retirada de chorume para as análises. Ao longo do período a quantidade de biogás produzida foi diminuindo, sendo que no final da operação os reatores não estavam produzindo biogás.

A redução na taxa de produção de biogás observada ao longo do tempo pode estar associada à predominância da etapa acidogênica, que manteve o pH ácido e elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis, inibindo a produção de gás pelos microorganismos formadores de metano (SILVA, 2009; SOSNOWSKI *et al.*, 2008).

Figura 58: Produção de biogás acumulada em cada reator

A.2 Composição do Biogás

O biogás foi caracterizado quanto à % dos seguintes gases: hidrogênio (H_2), nitrogênio (N_2), gás carbônico (CO_2), metano (CH_4) e gás sulfídrico (H_2S). Os resultados obtidos para a porcentagem dos gases constituintes do biogás, ao longo do tempo e para cada reator são apresentados na Figura 59.

Figura 59: Quantificação dos gases constituintes do biogás produzido nos reatores ao longo do período de monitoramento: a) gases produzidos no reator 1; b) gases produzidos no reator 2; c) gases produzidos no reator 3; d) gases produzidos no reator 4

(c)

(d)

Com base na figura anterior, conclui-se que nenhum reator produziu metano, o que indica que a etapa de metanogênese não ocorreu em nenhum tratamento.

Quanto à composição do biogás no reator 1 (FORSU), se observa uma grande produção de nitrogênio, que se torna o único componente do biogás durante o período de tempo de 80 a 130 dias de operação. Em quantidades menores, houve a produção de CO₂ em níveis de 22,57% na fase inicial de hidrólise, descendo rapidamente a níveis de 3,11% no 52º dia. No 82º dia a porcentagem de CO₂ alcançou novamente níveis próximos a 25% e, após esse período, somente foi produzido este gás no final do experimento.

No reator 2 (FORSU/lodo/serragem) houve uma produção exclusiva de nitrogênio até o 67º dia de operação e, a partir desse período, o reator passou a produzir CO₂ e H₂. A produção máxima de CO₂ (30,2%) e H₂ (9,11%) foi observada no 144º e 130º de operação, respectivamente.

O reator 3 se destacou pela produção de CO₂, principalmente no período compreendido entre 67 e 113 dias, onde foi observada uma produção de aproximadamente 97% desse gás. No período anterior e posterior, o gás produzido em maior quantidade foi o nitrogênio, sendo constatada a produção de hidrogênio somente no final do experimento, com valores que atingiram 25%.

No entanto, no reator 4 foi observado uma produção constante de N_2 até o 94º dia de monitoração. Após esse período, o reator passou a produzir H_2 , que atingiu uma produção máxima de 32,12%. Uma porcentagem pequena de CO_2 foi observada no início do processo.

Como não houve conversão do substrato à metano, uma vez que a fase de metanogênese foi inibida, os únicos componentes do biogás dos reatores são os oriundos da etapa de acidogênese (H_2 , CO_2) e da desnitrificação (N_2).

No entanto, o excesso de nitrogênio gasoso em todos os reatores pode indicar que houve vazamento de ar para o interior do reator ou, ainda, que o procedimento de coleta do biogás para a realização da cromatografia gasosa não foi adequado. Sendo assim, o biogás coletado foi contaminado com o ar atmosférico, onde o nitrogênio é o componente mais abundante (aproximadamente 78%), o que contribuiu para a distorção das porcentagens dos gases gerados.

No trabalho desenvolvido por Leite *et al.* (2004), a composição do biogás nos dias iniciais da operação era constituída basicamente por CO_2 e N_2 , como observado neste trabalho. Porém, os autores destacam que com o passar do tempo e em consonância com a elevação do pH e a redução da concentração de AOV nos líquidos percolados teve início a produção do gás metano, com percentual sempre crescente na composição geral do biogás, chegando a atingir o patamar de 68% (porcentagem em volume), após os primeiros quatro meses de operação.

A ausência de produção de metano também foi observada no experimento desenvolvido por SILVA (2009), durante a digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais e lodo de reator anaeróbio que tratava esses resíduos (4,2%) em reator anaeróbio compartimentado de mistura completa. Devido os resíduos utilizados na alimentação apresentarem características ácidas, elevadas concentrações de sulfeto e pouca alcalinidade, não houve produção de metano no biogás gerado.

Bouallagui *et al.* (2003), testando a conversão de frutas e vegetais em metano com um digestor anaeróbio tubular mesofílico semi-contínuo, observaram que com uma concentração

de 10% de ST houve obstrução do digestor após uma semana de funcionamento e o experimento foi interrompida porque a metanogênese foi inibida devido a uma diminuição do pH de 7,2 para 5,3, quando o substrato foi rapidamente degradado para AOV. Com isso, a conversão do substrato em biogás foi inibida e não houve produção de metano.

5.5 PRODUÇÃO DE BIOGÁS - BIOMETANIZADORES DE 5L

B.1 Volume do biogás

Os volumes da produção acumulada do biogás gerado nos reatores de 5L são apresentados nos Quadros 25 ao 27 (Apêndice F) e nas Figuras 60 e 60.1.

Figura 60: Quantificação do volume do biogás produzido nos reatores ao longo do tempo

Figura 60.1: Cont. da quantificação do volume do biogás produzido nos reatores ao longo do tempo

Os resultados mostram que as maiores produções de biogás correspondem ao reator ETE 2. Segundo se observa na Figura 76, o reator **ETE 2** apresentou uma produção acumulada de 22,39L (Figura 61), que correspondeu a 77,4% do total produzido. A composição do biogás produzido em cada tratamento é apresentada nas figuras 62 a 64.

Figura 61: Produção de biogás acumulada em cada reator

Figura 62: Composição do biogás produzido no reator DACAR

O reator DACAR, apresentou uma produção média de biogás de 0,20 L/dia e o componente majoritário do mesmo foi o nitrogênio, não sendo relevante a produção dos demais gases (apesar de terem sido detectados a presença dos outros gases no cromatógrafo, inclusive de metano, suas áreas cromatográficas foram negativas, resultando em uma % nula).

Assim, os valores de volume acumulado de biogás e nitrogênio foram de 3,01 L e 100%, respectivamente, para o reator DACAR.

Como ocorrido nos reatores de 50 L, o procedimento de coleta do biogás para cromatografia pode ter sido insatisfatório, o que contribuiu para a contaminação do biogás com o ar atmosférico, fato responsável pela grande porcentagem de nitrogênio em todas as análises.

Figura 63: Composição do biogás produzido no reator ETE 1

O reator ETE 1, apresentou uma produção média de biogás de 0,22 L/dia e o componente majoritário do mesmo também foi o nitrogênio, não sendo relevante a produção dos demais gases (apesar de terem sido detectados a presença dos outros gases no cromatógrafo, inclusive de metano, suas áreas cromatográficas foram negativas, resultando em uma % nula).

Assim, os valores de volume acumulado de biogás e nitrogênio foram de 3,54 L e 100%, respectivamente, para o reator ETE 1.

O reator ETE 2, apresentou uma produção média de biogás de 0,50 L/dia e o componente majoritário do mesmo foi o nitrogênio, sendo observado também a produção de metano e dióxido de carbono durante o experimento (Figura 64).

Figura 64: Composição do biogás produzido no reator ETE 2

Observa-se a maior porcentagem de metano no 33º dia de operação, apresentando redução após esse período. Quanto à produção de CO₂, foi observada somente no início do tratamento, durante a fase de arranque, alcançando níveis de 43,31%.

O metano produzido no reator ETE 2 corresponde a 32,90%, que foi observado no 33º (24,02%) e no 49º dia de operação (8,88%). Após esse período o reator não voltou a produzir metano.

5.6 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

A digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos biodegradáveis permite, além da produção de biogás, a redução da quantidade de matéria orgânica. A redução da matéria orgânica conseguida com os ensaios de biodegradabilidade pode ser analisada através da percentagem de remoção de STV, em função da composição da mistura de resíduos.

5.6.1 Remoção de matéria orgânica na primeira etapa - biometanizadores de 50L

A redução da matéria orgânica verificada nos ensaios de biodegradabilidade pode ser analisada através da remoção de STV. Uma análise comparativa entre o início e o final do processo quanto à remoção de STV é apresentada na Figura 65

Figura 65: Comparação dos valores de STV das misturas no início e final do experimento

Analisando Figura 65, nota-se que não houve uma redução significativa no conteúdo orgânico presente nas misturas. As porcentagens de remoção de STV ao longo do tempo nos quatro tratamentos, em condições mesofílicas (20 a 25°C), são apresentadas na Tabela 22 e Figura 66.

Tabela 22: Porcentagens de remoção de STV nos reatores

	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
STV _{entrada} (%)	94,92	99,84	95,1	96,06
STV _{saída} (%)	70,78	91,82	90,64	93,67
% removida	25,43	8,03	4,69	2,49

Figura 66: Porcentagens de eliminação de STV nos reatores de 50L

Não é possível extrair conclusões das porcentagens apresentadas na Figura 66, uma vez que a biometanização não ocorreu em sua totalidade. Contudo, é possível verificar que o **reator 1** (100% FORSU) obteve a maior remoção de STV, seguido do reator 2, que apresenta em sua composição (79,32% FORSU; 8,97% lodo; 11,72% serragem). De um modo geral, o lodo não favoreceu a redução nas taxas de STV ao longo do tempo, uma vez que o reator 3 possuía uma maior quantidade deste inóculo (17,75%) apresentou remoção inferior ao reator 1, que não foi inoculado. O aumento da porcentagem de lodo na mistura levou a diminuição da remoção de STV.

Rodrigues (2005), ao tratar a FORSU em diferentes condições operacionais verificou uma relação entre a remoção de STV e a quantidade de FORSU. O autor percebeu que quanto maior a porcentagem de FORSU na mistura, maior é a remoção de STV.

A remoção de STV neste experimento foi máxima para a mistura com 100% de FORSU (cerca de 25% de remoção). No entanto, todas as misturas alcançaram porcentagens mínimas de remoção de matéria orgânica (entre 2 e 25%), indicando a interrupção dos tratamentos no início do processo (fase ácida) devido a manutenção de um pH ácido.

Além disso, o processo de biometanização nas quatro misturas foi interrompido por condições operacionais inadequadas, não sendo possível tirar conclusões sobre a eficiência do processo.

Para Leite *et al.* (2004), a eficiência de transformação de material orgânico está associada à presença de uma equilibrada massa bacteriana, que seja capaz de suportar as variações de cargas orgânicas aplicadas, à presença de materiais com características tóxicas no substrato e às variações das condições ambientais.

5.6.2 Remoção de matéria orgânica na segunda etapa - biometanizadores de 5L

Uma análise comparativa entre o início e o final do processo quanto a remoção de STV é apresentada na figura 67.

Figura 67: Comparação dos valores de STV das misturas no início e final do experimento

Com base nos dados apresentados na Figura 67, nota-se que não houve uma redução significativa no conteúdo orgânico das misturas dos reatores de 5 L. As porcentagens de remoção de STV ao longo do tempo nos quatro tratamentos, em condições mesofílicas (30 a 35°C), são apresentadas na Tabela 23 e Figura 68.

Tabela 23: Porcentagens de remoção de STV nos reatores

	ETE1	ETE 2	DACAR
STV _{entrada} (g/Kg)	75,73	79,30	77,10
STV _{saída} (g/Kg)	66,57	65,62	61,49
% removida	12,10	17,25	20,25

Figura 68: Porcentagens de eliminação de DQO nos reatores de 5L

É possível verificar que o **reator DACAR** obteve a maior remoção de STV. Este reator apresenta em sua composição a mesma proporção, em sólidos voláteis, de FORSU e lodo da avícula DACAR (2:2:1), permitindo a seguinte composição: 15% FORSU; 84% lodo DACAR; 0,80% de serragem.

De um modo geral, conclui-se que o lodo da avícula DACAR, que já apresentava grânulos de metanogênicas em sua composição, utilizado na mesma proporção de resíduo orgânico, favoreceu a redução nas taxas de STV ao longo do tempo e foi mais eficiente que o lodo proveniente da ETE.

No entanto, as porcentagens de remoção em todos os reatores foram próximas, não apresentando diferenças significativas. Os reatores que mais removeram STV (reator DACAR e

reator ETE 2) foram os que apresentaram em sua composição as mesmas proporções em STV de resíduo orgânico e lodo.

Para, além disso, em todos os tratamentos foi observada uma remoção da matéria orgânica muito baixa, indicando que a biometanização da FORSU nesta segunda etapa, desenvolvida em 78 dias, necessitaria de um tempo maior de operação para atingir uma remoção adequada e produzir mais metano. O longo tempo para a bioestabilização foi consequência da adição de serragem nas misturas e também da utilização de um inóculo (lodo) não adaptado ao substrato utilizado.

Conforme Leite *et al.* (2009), por apresentar percentual de celulose elevado (resíduos vegetais), os resíduos sólidos orgânicos devem ser monitorados por um tempo superior a 200 dias, uma vez que períodos menores de experimento podem não conferir condições necessárias para se alcançar um percentual maior de transformação de massa de DQO em CH₄.

Isto pode ser justificado por inúmeros trabalhos de digestão anaeróbia com regime de alimentação em batelada, que foram operados por períodos próximos ou superiores a 200 dias (Tabela 24).

Tabela 24: Tempo de operação de alguns trabalhos de biometanização da FORSU

Autores	Tempo de operação (dias)
Leite <i>et al.</i> (2001)	365
Luna <i>et al.</i> (2003)	177
Lopes <i>et al.</i> (2004)	365
Picanço (2004)	220
Gadelha (2005)	120
Leite <i>et al.</i> (2009)	270
Tosetto (2009)	189

A serragem é de degradação mais lenta que a FORSU e, ambas são fontes de carbono, sendo que enquanto não for compensada a deficiência de nitrogênio o processo avançará vagarosamente, podendo sofrer interrupções ou até cessar.

Assim como citado por Lettinga Associates Foundation (2009), a utilização de resíduos verdes na digestão anaeróbia não é prioridade, já que são adequados para a compostagem. No entanto, certos componentes de resíduos de jardim podem ser utilizados num sistema anaeróbio, tais como plantas e folhas frescas. Para o autor, menos adequado para a digestão anaeróbia é o uso de madeira, tais como galhos e troncos (e, conseqüentemente, serragem), uma vez que são difíceis de digerir.

6 CONCLUSÕES

Objetivo 1: Caracterizar o substrato (FORSU), o inóculo (lodo) e o resíduo estruturante (serragem) utilizados no processo de biometanização e avaliar a influência das misturas (FORSU+ LODO + SERRAGEM) sobre a degradação da matéria orgânica

Com os ensaios de biodegradabilidade foi possível concluir que os resíduos sólidos orgânicos podem ser co-digeridos com lodo de esgoto anaerobiamente com sucesso. Porém, é questionável o uso da serragem na biometanização, uma vez que é um resíduo que se degrada mais lentamente que a FORSU, podendo provocar interrupções ou até contribuir para cessar o processo, como ocorreu no trabalho em questão.

Dos três resíduos estudados, a FORSU é o substrato com maior percentual de matéria orgânica e, portanto, susceptível a produzir grande quantidade de metano. Entretanto, apresenta um pH muito ácido, sendo necessário no início do tratamento a adição de solução tampão, fator chave no sucesso do arranque dos reatores.

A adição de lodo de esgoto anaeróbio constitui uma fonte direta de alcalinidade e tem um efeito estabilizador no desempenho dos reatores que tratam FORSU, dada a necessidade de adicionar menores quantidades de alcalinidade para não haver queda do pH e/ou aumento da concentração de AOV para níveis inibitórios.

O lodo é, dos três resíduos, o que apresenta a alcalinidade mais elevada, pelo que a sua presença na mistura juntamente com a FORSU promove a produção de biogás, a remoção de matéria orgânica e a estabilidade do processo de co-digestão anaeróbia.

No entanto, com a adição em volume de 5 e 10% de lodo, nos reatores 2 e 3, respectivamente, não foi suficiente para manter a estabilidade do processo de digestão anaeróbia e a alcalinidade fornecida ao meio de digestão não foi suficiente para atenuar o efeito do aumento brusco dos AOV e da acidificação inicial nos reatores.

Sendo assim, mesmo os reatores que receberam lodo não mantiveram níveis de pH estáveis e, conseqüentemente, o volume adicionado de alcalinizante e de lodo não foi suficiente para inibir a acidificação inicial do processo, o que contribuiu para o desenvolvimento somente da fase acidogênica e, com isso, não foi possível obter os resultados desejados.

Na primeira etapa, mesmo com o insucesso da biometanização nos quatro tratamentos propostos foi possível observar, de um modo geral, que a adição de lodo na mistura é sinônimo de disponibilidade de alcalinidade e, com isso, de níveis de pH mais favoráveis ao processo, além de maior produção de biogás (em volume). Porém, em termos de remoção de matéria orgânica (STV), o lodo não foi favorável, uma vez que o tratamento que apresentou a maior remoção foi o do reator 1, que era composto por 100% de FORSU.

Na segunda etapa, objetivou-se adicionar uma maior quantidade de lodo, favorecendo a umidade e a degradação dos resíduos, além de uma maior quantidade de alcalinizante, para evitar a queda brusca do pH e a instabilidade e interrupção do processo.

Foi possível concluir que misturas com a mesma proporção (em massa de STV) de lodo e FORSU ou uma proporção superior de lodo na mistura favorece a biometanização, quando comparada aos resultados obtidos na primeira etapa.

Na segunda etapa, a maior quantidade de lodo e a adição de mais alcalinizante no início do processo favoreceu a umidade, o pH e a alcalinidade durante todo o experimento, propiciando a produção de metano.

Em termos de degradação da matéria orgânica, foi possível concluir que o tratamento com lodo proveniente da avícula (com grânulos de metanogênicas), na proporção (em massa de STV) de 2:2:1, ou seja, mesma proporção de lodo e FORSU, foi o responsável pela maior remoção de matéria orgânica (STV). Porém, o tratamento na proporção de 2:2:1 com lodo de esgoto (reator ETE 2) permitiu maior volume de biogás e produção de metano, como observado no item seguinte.

2 Quantificar a produção de metano nos reatores, avaliando a influência da composição das misturas de preenchimento em sua produção

A primeira etapa da pesquisa não foi bem sucedida. Vários fatores, dentre os quais: umidade, relação C/N, pH ácido, acumulação de AOV contribuíram para o desequilíbrio do processo, inibindo a atividade das bactérias metanogênicas responsáveis pela produção de metano e causando a interrupção da produção de biogás. Neste sentido, não foi possível avaliar a influência de cada mistura na produção de metano.

Na segunda etapa, com melhores condições operacionais, os reatores de 5L iniciaram a produção de metano. Devido ao pouco tempo de operação (78 dias), foi observado um número muito pequeno de mols de CH₄ nos reatores ETE 1 e DACAR, que não entraram nos cálculos da porcentagem final. Segue na Tabela 25 a composição das misturas e a produção de CH₄ observada.

Tabela 25: Composição das misturas dos reatores de 5L e produção de biogás – 2ª etapa da pesquisa

Reator	Composição (kg)	% CH ₄
ETE 1	LO (3,34)/ FORSU (0,32)/ SE (0,04)	0
ETE 2	LO (3,34)/ FORSU (0,95)/ SE (0,06)	32,9
DACAR	LO (3,14)/ FORSU (0,57)/ SE (0,03)	0

*LO = lodo; SE = serragem.

Cabe destacar que o lodo utilizado nos reatores ETE 1 e 2 é oriundo do tratamento anaeróbio de esgoto em reatores UASB no município de São Carlos, enquanto o lodo utilizado no reator DACAR é do tratamento anaeróbio dos efluentes de uma avícula, no interior de SP, que já apresentava grânulos de metanogênicas e, mesmo assim, obteve produção de metano bem inferior ao reator que utilizou como inóculo lodo de esgoto.

Dos dois lodos utilizados como inóculo na segunda fase da biometanização da FORSU, o lodo oriundo do tratamento anaeróbio de esgoto em reator UASB foi o responsável pela

maior produção de metano, verificada somente para o reator ETE 2, que apresenta as seguintes características: (92 % de umidade, 8% de ST, 77% de inoculação e temperatura mantida entre 30 a 35° C). Além disso, este reator foi preenchido com a mesma proporção, em termos de STV, de FORSU e lodo ETE, sendo metade para serragem (Proporção 2:2:1).

A presença de serragem nestes tratamentos também pode ter contribuído para a redução da eficiência durante o pouco tempo analisado, uma vez que este resíduo é de difícil degradação e pode comprometer a decomposição da mistura.

3 Verificar a influência dos fatores ambientais (pH, temperatura, umidade, alcalinidade e tempo de digestão) no processo

A primeira etapa da pesquisa foi marcada por reduzidos valores de pH, contribuindo para a produção de AOV e para a predominância da acidez nos reatores, que foi responsável, juntamente com outros fatores, pela inibição das bactérias metanogênicas (responsáveis pelo consumo dos produtos das etapas anteriores, mantendo o equilíbrio do processo e, assim, produzindo metano).

A produção de metano só foi alcançada no decorrer da segunda etapa do trabalho, a partir do melhoramento de algumas condições operacionais e ambientais (temperatura, % de inoculação, umidade e alcalinidade).

Com o auxílio de uma estufa a temperatura se manteve entre 30 e 35°C, favorecendo a ação dos micro-organismos. A adição de alcalinizantes no início do processo e o aumento da inoculação permitiu a manutenção de um pH favorável ao processo, que se manteve estável durante o tempo de operação, permitindo a ação das bactérias metanogênicas e a produção de metano, que foi mais rápida no reator ETE 2 (inoculado com lodo de esgoto anaeróbio), onde o biogás apresentou 32,9%.

Na primeira etapa, a baixa quantidade de inóculo e a adição de serragem contribuíram para uma baixa umidade, sendo um dos fatores que contribuiu para o insucesso dos

tratamentos, visto que a umidade elevada é necessária para que ocorra o transporte de nutrientes e micro-organismos no interior do reator, o que favorece a degradação da matéria orgânica e a produção de biogás.

Outro aspecto importante é o tempo de operação. A FORSU apresenta compostos ricos em celulose (de difícil degradação) e a sua decomposição é lenta; fato que é intensificado pela adição de serragem ao tratamento. Nesse sentido, um tempo maior de digestão seria necessário para a transformação da matéria orgânica em biogás, sendo possível obter melhores resultados.

7 RECOMENDAÇÕES

Devido a pouca eficiência nas tentativas de decomposição da FORSU com a técnica de biometanização nos parâmetros utilizados, sugere-se para as futuras pesquisas:

- Após a escolha dos resíduos, realizar testes de AME (atividade metanogênica) para analisar o potencial de metanização dos inóculos escolhidos;
- Utilizar diferentes configurações de reatores, priorizando um regime de alimentação semi-contínua ou contínua, por se aproximar mais do cenário desejado;
- Não utilizar serragem na composição das misturas de tratamento, mas testar o uso de folhas verdes ou gramíneas como material estruturante;
- Testar diferentes combinações de resíduos em variadas porcentagens de inoculação, buscando analisar as diferenças da decomposição nas gamas mesofílica e termofílica;
- Medir o pH da mistura de preenchimento antes de vedar o reator e fazer as correções necessárias, além de realizar um controle periódico do meio durante a fase inicial de hidrólise, impedindo a redução nos níveis de pH e o acúmulo de AOV, que pode significar a interrupção do processo.
- Manter a relação C/N numa faixa de 20:1 a 30:1, realizando todos os cálculos de forma precisa antes de preencher os reatores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. 2012. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2012.pdf>>. Acesso em: 21 Outubro 2014.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. 2013. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>>. Acesso em: 06 de Agosto de 2015.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13.591 – *Compostagem - Terminologia*. ABNT, 1996.

AGDAG, O. N.; SPONZA, D. T. Co-digestion of industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling reactors. *Process Biochemistry*, v. 40, p.1871–1879, 2005.

AMARAL, F. L. M. do. *Biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos: um panorama tecnológico atual*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2004.

ANGELIDAKI, I.; BATSTONE, D. J. Anaerobic Digestion: Process. *Solid Waste Technology & Management*, v. 2. Chapter 9.4 Chichester, West Sussex, UK : Wiley, 2010. p. 583-600.

APHA - American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environmental Federation. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 22nd ed. Washington, APHA, 2012.

AQUINO, A. M. de; OLIVEIRA, A. M. G.; LOUREIRO, D. C. Integrando Compostagem e Vermicompostagem na Reciclagem de Resíduos Orgânicos Domésticos. *Circular técnica*, n.12, Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2005.

AQUINO, S. F. de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Eng. Sanit. Ambient.*, v.10, n.2, p. 152-161, 2005.

ARSOVA, L. *Anaerobic digestion of food waste: Current status, problems and an alternative product*. Department of Earth and Environmental Engineering, Foundation of Engineering and Applied Science. Columbia University, 2010.

ASTALS, S. et al. Identification of synergistic impacts during anaerobic co-digestion of organic wastes. *Bioresource Technology*. v. 169, p. 421–427, 2014.

AXPO KOMPOGAS AG. *The Kompogas Process fermentates organic waste and completes the material cycle*. 2012. Disponível em: <http://www.axpo.com/axpo/kompogas/en/axpo-kompogas/kompogassystem.html>. Acesso em: 13 Março 2015.

BAE, J. H. Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid wastes. *Wat. Sci. Tech.*, v.38, n.2, p.159-168, 1998.

BARCELOS, B. R. de. *Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília - UnB, Brasília, 2009.

BARLAZ, M. A. et al. Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Control*, v.19, ed.6, p. 557-584, 1990.

BASTOS, F. A. *Estudo da remoção de Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (air stripping) em lixiviado de um Aterro Sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

BELLI FILHO, P. et al. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrada com lodo de tanque séptico associado ao tratamento de lixiviado em reator UASB. In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. Cancún – México, 2002. 7p.

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

BOUALLAGUI, H. et al. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresource Technology* v. 86, p. 85–89, 2003.

BOUALLAGUI, H. et al. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. *Journal of Environmental Management*, v.90, p. 1844-1849, 2009.

BORGES, A. C. *Influência da estratégia de alimentação no desempenho do reator anaeróbio em batelada sequencial contendo biomassa imobilizada*. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo - USP, São Carlos. 2003.

BRÄNDLI, R. C. et al. Organic pollutants in compost and digestate. *J. Environ. Monit.*, v.9, p. 456-464, 2007.

BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF: Senado Federal, 1988.

BRASIL. Lei nº 11.445. *Estabelece Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico*. Brasília, DF: Senado, 2007.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010.

BRASIL. Decreto nº 7.704, de 23 de Dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 24 de Dezembro de 2010.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B. de (Coord.). “Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para Municípios de Pequeno Porte”. EACH: São Paulo, 2009.

CASSINI, S. T. (Coord). *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. 1. ed. PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 210 p.

CAVIANATO, C. et al. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale. *Renewable Energy*, v.55, p. 260-265, 2013.

CEMPRE – Compromisso empresarial para reciclagem. *Política Nacional de Resíduos Sólidos: Agora é lei*. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.cempre.org.br/download/pnrs_002.pdf>. Acesso em: 10 Janeiro 2014.

CESARO, A.; BELGIORNO, V. Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chemical Engineering Journal*, v. 240, p. 24-37, 2014.

CHAMY, R. et al. Co-digestión de rsu y lodos aerobios residuales, como alternativa a procesos de tratamiento tradicionales. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS, 2002, México. Anais... Chile, p. 1-7. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/iii-011.pdf>>. Acesso em 13 Setembro 2014.

CHAN, G. Y. S. et al. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environmental Pollution*, v. 118, p.393–399, 2002.

CHERNICHARO, C.A.L. *Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Volume 5, 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de engenharia sanitaria e ambiental – UFMG, 2007. 379 p.

CINTRA, I. S. *Estudo da influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado na aceleração do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos*. Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária e Ambiental). Tese de Doutorado apresentada ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, Belo Horizonte. 2003.

CINTRA, I. S. et al. Influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado nas fases de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – CBESA. Rio de Janeiro, ABES, 2005. Anais. Disponível em:<<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-173.pdf>> . Acesso em 20 Março 2015.

CUETOS, M. J. et al. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal*, v. 40, p. 99–106, 2008.

DAVIDSSON, A. et al. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, v. 27, p. 406-414, 2007.

DE BAERE, L. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water Science and Technology*, v.41, p. 283-290, 2000.

De BAERE, L. Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future?. *Water Science & Technology*, v.53, n.8, p. 187-194, 2006.

DE BAERE, L. The DRANCO process: a dry continuous digestion system for solid organic waste and energy crops. In: Symposium on Anaerobic Dry Fermentation- Berlin, 2008. Disponível em: <<http://www.ows.be/wp-content/uploads/2013/02/Der-DRANCO-Prozess.pdf>> Acesso em 13 Março 2015.

DE BAERE, L.; MATTHEEUWS, B. *Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste in Europe – Status, Experience and Prospects*. 2008. Disponível em: <http://www.ows.be/publication/biogas-plants-publication-3/> Acesso: 03 Novembro 2014.

DEMAJOROVIC, J. Da Política Tradicional de tratamento do lixo à política de gestão de resíduos sólidos: As novas prioridades. *Revista de Administração de Empresas*, v. 35, n.3, p. 88-93, 1995.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. *Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água*. Embrapa Florestas, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Colombo – PR, 2011.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. *Projeto Conceitual de um Modelo de Reator Anaeróbio para a Biometanização da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos e de Resíduos Industriais no Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte, 2009.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. *Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos*. Belo Horizonte, 2010.36p.

FELIZOLA, C. de S. *et al.* Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. *Agropecuária técnica*, v. 27, n.1, p.53-62, 2006.

FERNANDES, F; SILVA, S. M. C. P. *Manual prático para a compostagem de biossólidos*. PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. Rio de Janeiro, 1999. 91 p.

FERRAZ, F. M. *Recuperação da amônia liberada no processo de "air stripping" aplicado ao tratamento de lixiviado de aterros sanitários*. 2010. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FERREIRA, V. *Contribuição para o estudo da modelação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos. Estudo da influência da geometria do reactor na cinética do processo*. Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2008.

FILHO, L. F. de B. *Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE/UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2005.

FOSTER-CARNEIRO, T. *Digestión anaerobia termofílica seca de residuos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor*. Novembro de 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Tecnologia de Alimentos e Tecnologias do Meio Ambiente, Universidade de Cádiz, Espanha, 2005.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Biomethanization of solid urban waste urban: laboratory scale and pilot scale. *HOLOS Environment*, v.7, n.1, p.87-104, 2007.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. *Bioresource Technology*, v.99, n.15, p. 6994–7002, 2008.

FRANCOIS, V. et al. Leachate recirculation effects on waste degradation: study on columns. *Waste Management*, v. 27, p. 1259–1272, 2007.

GANESH, R. et al. Anaerobic co-digestion of solid waste: Effect of increasing organic loading rates and characterization of the solubilised organic matter. *Bioresource Technology*, v.130, p.559-569, 2013.

GANNOUN, H. et al. Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Co-digestion of Olive Mill Wastewaters and Abattoir Wastewaters in an Upflow Anaerobic Filter. *Ind. Eng. Chem. Res.*, v. 46, p. 6737-6743, 2007.

GOMES, F. C. de S. P. *Biometanização seca de RSU – Estado da arte e análise crítica das principais tecnologias*. 2010. 199 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade Socioeconômica e Ambiental) – Núcleo de Pesquisas em Recursos Hídricos – Pró-Água, Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais.

GOUVEIA, N.; PRADO, R. R. do. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. *Rev. Saúde Pública*, v. 44, n. 5, p. 859-866, 2010.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17(6), p. 1503-1510, 2012.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure. v. 39, 2005, p. 1543 - 1552. In:

HUI, Y. et al. Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities. *Waste Management, China*, v.26, p. 1052–1062, 2006.

INTERNATIONAL Ltda. *Feasibility of Generating Green Power Through, Anaerobic Digestion of Garden Refuse from the Sacramento Area*. Final Report. Abril, 2005. Disponível em: < https://nerc.org/documents/sacramento_feasibility_study.pdf > Acesso: 07 Setembro 2014.

IBAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT; COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM - CEMPRE. *Lixo Municipal. Manual de Gerenciamento Integrado*. 2ª ed. São Paulo, 2000. 370 p.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos: Relatório de Pesquisa*. IPEA: Brasília, 2012.

ITRC – Interstate Technology & Regulatory Council. *Characterization, Design, Construction, and Monitoring of Bioreactor Landfills*. ALT-3, Washington, D.C.: ITRC, 2006. 79p.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos Avançados*, v. 25 (71), 2011.

KELLEHER, M. Anaerobic digestion outlook for MSW streams. *BioCycle*, v. 48, n. 8, p. 51, 2007. Disponível em: < <http://www.biocycle.net/2007/08/22/anaerobic-digestion-outlook-for-msw-streams/>>. Acesso em: 22 Maio 2015.

KHANAL, S. K. *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: principles and applications*. University of Hawai'i at Manoa, 2008. Disponível em: < http://samples.sainsburysebooks.co.uk/9780813804569_sample_416019.pdf>. Acesso em 02 Abril 2015.

KIM, H-W. *et al.* The optimization of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge. *Waste Management & Research*, v.21, p. 515-526, 2003.

LEE, K. *et al.* Numerical Evaluation of landfill stabilization by leachate circulation. *Journal of Environmental Engineering*, v. 127, n. 6, p. 555-563, 2001.

LEITE, V. D.; POVINELLI, J. Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande - PB, v.3, n.2, p.229-232, 1999.

LEITE, V. D. *et al.* Comportamento dos sólidos totais em reator anaeróbio tratando resíduos sólidos orgânicos. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS, 2002, México. Anais... Paraíba, p. 1-6. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/iv-039.pdf>>. Acesso em 10 Novembro 2014.

LEITE, V. D. *et al.* Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. *Eng. Sanit. Ambient.*, v.9, n.4, p. 280-284, 2004.

LEITE, V. D. *et al.* Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.13, n.2, p. 190-196, 2009.

LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION. *Development of decentralised anaerobic digestion systems for application in the UK: phase 1 – final report*. Community Composting Network, 2009. 60p.

LEVIS, J. W. *et al.* Assessment of the state of food waste treatment in the United States and Canada. *Waste Management*, v.30, p. 1486-1494, 2010.

LIBÂNIO, P.A.C. *Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002. 156 p.

LIMA, J. D. de. *Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil*. Paraíba: ABES, 2001. 267p.

LISSSENS, G.; VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; BLEY, E.M.; VERSTRAETE, W. Solid waste digesters: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science Technology*, v. 44, p - 91-102. 2001.

LUNA, M. L. D. et al. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades. *Agropecuária Técnica*, v.29, n. 1-2, p. 24-34, 2003.

MACIAS-CORRAL, M. *et al.* Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure. *Bioresource Technology*, v.99, Ed. 17, p. 8288–8293, 2008.

MASSUKADO, L. M. *Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares*. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo: São Paulo, 2008.

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

MATA-ALVAREZ, J. *et al.* Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, v. 31(2), p. 99–111, 2011.

MATA-ALVAREZ, J. *et al.* A Critical Reviews on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 36, p. 412–427, 2014.

MATA-ALVAREZ, J (Coord.) *et al.* *Biomethanization of of the organic fraction of municipal solid waste*. Londres, Reino Unido. Editora: IWA Publishing, 2002. 314p.

McCARTY, P. L. *Anaerobic waste treatment fundamentals – part one: chemistry and microbiology; part two: environmental requirements and control, part three: toxic materials and their control, part four: process design*. 1964. 66p. Disponível em: <<http://www.seas.ucla.edu/stenstro/Anaerobic%20assignment.pdf>>. Acesso em: 23 Outubro 2014.

MELO, M. R.; FEHR, M. Gestão de resíduos institucionais: como eliminar a opção aterro. *Scientia Plena*, v. 6, nº 7, p. 1-8, 2010.

METCALF & EDDY Inc. *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse*, Mc Graw Hill Company, 3rd ed., 1991. 1.334p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE- MMA. *Plano Nacional de Resíduos Sólidos*. Brasília, DF, 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. *Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Brasília, 2014. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos>>. Acesso em: 20 Julho 2014.

MONOU, M. *et al.* Anaerobic co-digestion of potato processing wastewater with pig slurry and abattoir wastewater. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, v.83, p.1658–1663, 2008.

OLIVEIRA, R; ALVES, M. *A importância da digestão anaeróbia na gestão integrada de resíduos*. *Jornal Água e Ambiente*, v.37, 2003. Disponível em:<<http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/25734/3/03.OPfinal.pdf>>. Acesso em: 18 Dezembro 2015.

OLIVEIRA, E. C. A. de; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B. *Compostagem*. Programa de Pós-Graduação (Pós-Graduação em solos e nutrição de plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo- São Paulo, 2008.

OSTREM, K. *Greening waste: anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes*. Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, Maio, 2004. Disponível em: <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Ostrem_Thesis_final.pdf>. Acesso: 20 Janeiro 2014.

OKUMU, J ; NYENJE, R. Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda. *Habitat International*, v.35, p. 537–543, 2011. Disponível em: <http://muele.mak.ac.ug/pluginfile.php/243181/mod_resource/content/1/Solid%20waste%20m%20gmt%20Uganda.pdf> Acesso em: 20 Janeiro 2015.

OWS - Organic Waste Systems. *Biogas Plants: Dranco*. 2013. Disponível em: http://www.ows.be/household_waste/dranco/. Acesso em 13 Março 2015.

PÁDUA, H. de. *Água - Parte V: Nitrogênio Albuminóide, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrito, Nitrato*. Portal Bonito, 2010. Disponível em: <<http://www.portalbonito.com.br/colunistas/helcias-de-padua/258/agua-parte-v>>. Acesso em: 10 Julho 2015.

PEREIRA, A. P.; GONÇALVES, M. M. *Compostagem doméstica de resíduos alimentares*. Pensamento Plural: *Revista Científica do UNIFAE*, v.5, n.2, São João da Boa Vista, 2011.

PICANÇO, A. P. *Influência da recirculação de percolado em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

PINTO, D. M. C. L. *Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado*. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000. 175p.

POHLING, R. *Reações Químicas na análise de água*. Fortaleza: Arte Visual, 2009. 334 p.

REICHERT, G. A. *Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão*. Trabalho apresentado no 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2005.

REIS, A. dos S. *Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2012.

REDE NOSSA SÃO PAULO; REDE SOCIAL BRASILEIRA POR CIDADES JUSTAS E SUSTENTÁVEIS. *Guia para a implantação da Política Nacional de Resíduos Sólidos nos municípios brasileiros de forma efetiva e inclusiva*. 2013. Disponível em: <<http://www.nossasaopaulo.org.br/sites/default/files/arquivos/residuos.pdf>> Acesso em: 10 Janeiro 2015.

REINHART, D. R.; AL-YOUSFI, A. B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research*, v. 14, p. 337-346, 1996.

RISE-AT - REGIONAL INFORMATION SERVICE CENTER FOR SOUTH EAST ASIA ON APPROPRIATE TECHNOLOGY. *Review of Current Status of Anaerobic Digestion Technology for Treatment of Municipal Solid Waste*. Institute of Science and Technology Research and Development, Chiang Mai University, November 1998, 22 p.

RODRIGUES, A. A. L. de S. *Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica*. 2005. 151 p. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental, Materiais e Valorização de Resíduos) - Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro.

ROMERO-GUIZA, M.S *et al.* Improving anaerobic digestion of pig manure by adding in the same reactor a stabilizing agent formulated with low-grade magnesium oxide. *Biomass and Bioenergy*, v.67, p. 243-251, 2014.

SALGADO, M. T. et al. Avaliação da Recirculação do percolado na degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e obtenção de parâmetros cinéticos aparente por meio de modelo matemático simplificado. *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – CBESA*. Rio de Janeiro, ABES, 2005. Anais. Disponível em:<<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-026.pdf>> Acesso em 10 Novembro 2014.

SALOMON, K. R. e LORA, E. E. S. Estimate of The Electric Energy Generating Potential for Different Sources of Biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, v. 33, p. 1101-1107, 2009.

SAN, I.; ONEY, T. T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, v.87, p. 259–271, 2001.

SANTOS, M. T. L. dos. *Contribuição para o estudo da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos*. Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária) – Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 2010.

SCHALCH, V.; CASTRO, M.A.S. de; CÓRDOBA, R.E. *Tratamento e disposição final ambientalmente adequada de resíduos sólidos urbanos*. São Carlos: Edição do autor, 2013.

(Material didático da disciplina optativa Tratamento de Resíduos Sólidos. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo).

SILVA, W. R. *Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais*. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza - Departamento de Química, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 2009.

SISSINO, C. L. S.; OLIVEIRA, R. M. de. (org.). *Resíduos sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar*. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2000. 138p.

SOLER, F. *Prazos da Política Nacional de Resíduos Sólidos*. 2014. Disponível em: <<http://www.valor.com.br/legislacao/3667234/prazos-da-politica-nacional-de-residuos-solidos#ixzz3BVApGuED>>. Acesso em 02 de abril de 2015.

SOSNOWSKI, P. *et al.* Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. *Advances in Environmental Research*, v.7, p. 609-616, 2003.

SOUTO, G. A. de B. *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)*. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2009.

SPEECE, R. E. *Anerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Nashville, USA: Archae Press, 1996.

SOSNOWSKI, P. *et al.* Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, v.99, p. 5731-5737, 2008.

SPONZA, D. T.; AGDAG, O. N. Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. *Process Biochemistry*, v. 39, p. 2157–2165, 2004.

TCHOBANOGLIOUS, G.; METCALF & EDDY; BURTON, F.; STENSEL H. D. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Tata Mcgraw Hill. 4 Ed., 1848 p., 2002.

TOSETTO, V. *Avaliação da Co-digestão de lodo de tanque séptico e fração orgânica de resíduos sólidos domiciliares em reatores anaeróbios*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2009.

TOWNSEND, T. *et al.* Acceleration of landfill stabilization using leachate recycle. *Journal of Environmental Engineering*, v.122, ed.4, p. 263-268, 1996.

VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W. Types of Anaerobic Digester for Solid Wastes. In: Biomethanization of the organic fraction municipal waste. MATA-ALVAREZ, J. (Coord.). Londres, Reino Unido. Editora: IWA Publishing, 2003. p. 111-137.

VAVILIN, V. A. *et al.* Distributed model of solid waste anaerobic digestion: effects of leachate recirculation and pH adjustment. *Biotechnology and bioengineering*, v. 81, n.1, 2002.

VERMA, S. *Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes*. Columbia University – Department of Earth & Environmental Engineering, 50p. Dissertação (Mestrado), 2002.

VERSTRAETE, W., VANDEVIVERE, P. 2005. Types of anaerobic digester for solid wastes. **In:** Williams, P.T. Waste treatment and disposal - Critical Reviews in Environmental Science Technology, Ed. Wiley Institute Science. 390p.

VOLTOLINI, C. A. *Co-digestão anaeróbia e potencial de geração de biogás de lodos de esgotos e resíduos sólidos orgânicos*. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2011.

ZHANG, P. *et al.* Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process. *Fuel Processing Technology*, v. 89, p. 485-489, 2008.

APÊNDICE A – Folder explicativo utilizado na etapa de seleção e orientação dos restaurantes

Projeto SEPARARE!

Nada se perde, tudo se transforma!

Como contribuir?

Separe os resíduos orgânicos gerados em sua residência e coloque-os em sacolas plásticas. Esses resíduos serão coletados pelas alunas do projeto em data e horário combinados.

O que PODE ser colocado na sacola:

- * Cascas de frutas e legumes;
- * Talos de verduras;
- * Casca de ovo;
- * Borra/filtro de café;
- * Saquinho de chá;
- * Guardanapo de papel; papel toalha;
- * Folhas e flores; mato/poda de jardim.

Pode-se colocar em pequena quantidade:

- * Restos de alimentos preparados.

O que NÃO PODE ser colocado na sacola:

- * Resíduos não biodegradáveis (plástico, vidro, metal, pilhas, tintas, têxteis, etc.);
- * Medicamentos;
- * Excrementos de animais domésticos;
- * Resíduos de plantas tratadas com produtos químicos;
- * Bituca de cigarro.

Você sabia?

O Brasil possui uma Lei (Lei nº 12.305/2010 – institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos) que determina que os resíduos sólidos orgânicos, como restos de comida e podas de jardim, sejam reciclados e/ou aproveitados energeticamente. Assim, não devem ser dispostos em aterro sanitário nem em locais inadequados. Dessa forma, prolonga-se a vida útil do aterro e evita-se danos ambientais.

O que pode ser feito?

Os resíduos sólidos orgânicos podem ser tratados através das seguintes alternativas:

- ⇒ **Compostagem:** degradação dos resíduos sólidos orgânicos por micro-organismos na presença de oxigênio. O processo estabiliza os resíduos e gera um composto final, considerado matéria fertilizante e reutilizável como condicionador do solo.
- ⇒ **Biometanização:** degradação dos resíduos sólidos orgânicos por micro-organismos na ausência de oxigênio. O processo gera o biogás, que pode ser utilizado para a produção de energia térmica ou mecânica. O resíduo digerido final deve ser compostado, obtendo-se também um condicionador do solo.

Projeto SEPARARE:

Está vinculado ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da USP de São Carlos e tem como objetivo o estudo de técnicas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos.

Para refletir...

Suportes e dúvidas:

Carolina I. Bianco - (16) 997185730

Fernanda R. Vilela - (35) 84510931

Júlia I. Guermandi - (19) 988822646

APÊNDICE B – Descrição das análises físico-químicas

As análises físico-químicas da fração sólida (misturas de entrada e saída) e fração líquida (chorume) seguiram os procedimentos descritos nos itens B1 e B2, respectivamente.

B1 – Análises físico-químicas da fração sólida

As misturas sólidas de entrada e de saída dos reatores foram analisadas através dos seguintes parâmetros: teor de umidade, sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos totais fixos, DQO, pH, alcalinidade, COT, NTK.

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Hidráulica e Saneamento – EESC/USP - São Carlos, com exceção das análises de Carbono Orgânico Total (COT) e Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), realizadas no laboratório de Química da USP/São Carlos.

A) Teor de Umidade

Para a análise do teor de umidade, seguiu-se o procedimento descrito por Libânio (2002). Inicialmente obteve-se uma amostra representativa (aproximadamente 750 g) dos resíduos. Essas amostras eram dispostas em bandejas de vidro e pesadas, para posteriormente serem inseridas no interior da estufa, onde eram mantidas por um período de 48 horas à temperatura de 60°C. Após esse período, as bandejas eram retiradas da estufa e pesadas novamente, para determinação do peso seco das amostras. Na Figura 69 são ilustrados os procedimentos.

Figura 69: Esquema de determinação do teor de umidade

Fonte: adaptado de Libânio (2002)

No Quadro 9 são exibidas algumas das figuras que ilustram a etapa de determinação do teor de umidade.

Quadro 9: Etapas de determinação do teor de umidade

<p>(a) Inserção das amostras dos resíduos na estufa.</p>	<p>(b) Mistura reator 1 após secagem na estufa.</p>	<p>(c) Mistura reator 2 após secagem na estufa</p>
<p>(d) Mistura reator 3 após secagem na estufa</p>	<p>(e) Mistura reator 4 após secagem na estufa</p>	<p>(f) Lodo após secagem na estufa</p>
<p>(f) Serragem após secagem na estufa</p>		

B) Densidade

A densidade foi determinada a partir da descrição de Foster-Carneiro (2005). Para isso, pesou-se uma amostra representativa (750 g) de cada resíduo analisado, utilizando uma balança da marca Ramuza Tron, com capacidade mínima de 1 kg e máxima de 150 kg. Os resultados foram obtidos pesando um volume previamente determinado da amostra. Na Figura 70 é ilustrada a etapa de determinação da densidade da FORSU afluyente. O mesmo procedimento foi feito para determinação da densidade da serragem e do lodo.

Figura 70: Determinação da densidade da FORSU afluyente

C) Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis

Os sólidos totais (ST) incluem os sólidos totais fixos (STF) e os sólidos totais voláteis (STV):

$$ST = STF + STV \quad (\text{eq. 5})$$

Método e Instrumental

Para a determinação do teor de sólidos nos resíduos, utilizaram-se as amostras já preparadas (secas a 60°C durante 48 h). Inicialmente os cadinhos são pesados, obtendo-se sua

tara, que corresponde ao P_0 . Uma pequena quantidade das amostras (aproximadamente 30 g) foi adicionada nos cadinhos correspondentes e levados para a estufa (110°C por 24 horas). Após esse período, o cadinho com a amostra seca era retirado da estufa e pesado, obtendo-se o valor de P_1 , que corresponde ao peso seco + tara do cadinho, sendo:

$$ST = P_1 - P_0 \quad (\text{eq. 6})$$

Após as pesagens, os cadinhos com os resíduos eram inseridos no interior de uma mufla para calcinação (550°C durante 2 horas), com os cadinhos destampados. Posteriormente ao seu resfriamento, iniciou-se a pesagem final, que corresponde ao peso P_2 . Com este peso determinado foi possível encontrar o resultado dos sólidos totais fixos (STF), como demonstrado a seguir:

$$STF = P_2 - P_0 \quad (\text{eq. 7})$$

Para calcular o valor dos sólidos totais voláteis (STV) o resultado dos sólidos totais foi subtraído do resultado dos sólidos totais fixos.

$$STV = ST - STF \quad (\text{eq. 8})$$

No Quadro 10 são ilustradas as etapas de determinação dos sólidos dos resíduos.

Quadro 10: Determinação do teor de sólidos da fração sólida

<p>(a) Pesagem dos resíduos secos antes da calcinação.</p>	<p>(b) Inserção dos cadinhos com resíduos secos na mufla.</p>
<p>(c) cadinhos com resíduos secos na mufla.</p>	<p>(d) cadinhos com resíduos após 2 horas na mufla.</p>

D) DQO

Para a análise da DQO – Demanda Química de Oxigênio foi utilizado a amostra já preparada (seca à 60°C durante 48 horas) e sua determinação segue os procedimentos abaixo:

- Pesou-se uma quantidade de 1g da amostra preparada em um béquer e, posteriormente, foi adicionado 5 ml de água destilada e 20 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado. Agita-se essa solução e espera esfriar;
- Agitou-se com um bastão e esperou-se esfriar;
- Adicionou-se essa mistura em um balão de 250 ml, completando seu volume com água destilada;
- Agitou-se a mistura e foi feita a filtração em papel grosso;
- Para esta análise, foi necessário fazer uma diluição da amostra filtrada de 1:4, ou seja, em um balão volumétrico de 100 ml, adicionou-se 25 ml da amostra filtrada e seu volume foi completado com água destilada.

- Agitar a amostra diluída;
- Em tubos próprios para análise de DQO, adicionou-se 1,5 ml de bicromato de potássio, seguido de 3,5 ml de ácido sulfúrico; 2 ml da amostra diluída no balão volumétrico. Todas as análises foram feitas em triplicata, ou seja, foram preparados 3 tubos para cada resíduo que era analisado.
- Os tubos foram fechados, agitados e inseridos no aparelho COD reactor (marca: Hach), que é o reator utilizado no processo de digestão das amostras, durante um período de 120 minutos.
- Após a digestão, os tubos foram retirados do COD reactor, resfriados e inicia-se a etapa de leitura dos valores de DQO. Para a leitura, utilizou-se o equipamento DR/2000 (Direct reading spectrophotometer, da marca Hach).
- Como esta análise foi feita em triplicata, para obter o resultado, deve-se fazer uma média das leituras fornecidas pelo aparelho e multiplicar esse valor pela diluição para obter a leitura final. Para obter a DQO em g/Kg, utiliza-se a seguinte fórmula:

$$DQO \left(\frac{g}{kg} \right) = (leitura\ final * V.\ final) \div (massa\ da\ amostra) \quad (eq. 9)$$

No qual:

Leitura final: valor da leitura fornecida pelo aparelho x diluição;

V. final (ml): volume do balão para onde a amostra foi transferida (250 ml);

Massa (g) da amostra: massa da amostra utilizada na análise (1g).

No Quadro 11 são ilustradas as etapas de determinação da DQO dos resíduos de entrada.

Quadro 11: Determinação da DQO da fração sólida

<p>(a) Resíduos após adição de água destilada e H_2SO_4.</p>	<p>(b) Resíduos após adição de água destilada e H_2SO_4 transferidos para o balão de 250 ml.</p>
<p>(c) Solução de bicromato de potássio adicionada aos tubos.</p>	<p>(d) Solução de ácido sulfúrico adicionada aos tubos.</p>
<p>(e) Tubos já preenchidos com bicromato, ácido sulfúrico e amostra diluída.</p>	<p>(f) Aparelho utilizado na digestão das amostras.</p>
<p>(g) Aparelho utilizado para leitura da DQO.</p>	

E) pH

Para determinação do pH em amostras sólidas, utilizou-se o procedimento descrito na Figura 28. Somente para a serragem foi utilizado 20g de serragem em 200 ml de água destilada, pois este resíduo incorpora muita água. No Quadro 12 são ilustradas as etapas de determinação do pH dos resíduos de entrada.

Quadro 12: Determinação do pH da fração sólida

<p>(a) Amostra sólida do reator 1 diluída para análise do pH.</p>	<p>(b) Amostra sólida do reator 2 diluída para análise do pH.</p>	<p>(c) Amostra sólida do reator 3 diluída para análise do pH.</p>
<p>(d) Amostra sólida do reator 4 diluída para análise do pH.</p>	<p>(e) Amostra sólida do lodo diluída para análise do pH.</p>	<p>(f) Amostra sólida da serragem diluída para análise do pH.</p>
<p>(g) pHmetro utilizado para leitura do pH.</p>		

F) Alcalinidade

A determinação da alcalinidade dos resíduos é feita em conjunto com a medição do pH, com a mesma amostra. Antes de iniciar a titulação com H_2SO_4 para medição da alcalinidade, a leitura do pH é realizada. Caso a amostra apresente pH inferior a 4,3 não há alcalinidade.

Para a determinação da alcalinidade, o béquer com 50 ml da amostra é colocado em um agitador magnético e o eletrodo do pHmetro mergulhado na amostra. Posteriormente, mede-se

o pH; se o valor for superior a 4,3 inicia-se a titulação com ácido sulfúrico 0,212 N em bureta digital, anotando-se o volume de ácido gasto para reduzir o pH da amostra até 4,3. Os detalhes das etapas descritas anteriormente podem ser observados no Quadro 13.

Para o cálculo da alcalinidade da amostra sólida, são utilizadas as seguintes equações:

$$\text{Alcalinidade CaCO}_3 \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = (\text{V. ácido} * \text{N. ácido} * 50.000 * \text{diluição}) \div (\text{V. amostra}) \quad (\text{eq. 10})$$

No qual:

V. ácido = volume de ácido gasto na titulação

N. ácido = normalidade do ácido sulfúrico utilizado

V. amostra = volume utilizado de amostra para determinação da alcalinidade.

$$\text{Alcalinidade CaCO}_3 \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) = (\text{Al. CaCO}_3 * \text{V. total da amostra}) \div (\text{P. amostra}) \quad (\text{eq. 11})$$

No qual:

Al. CaCO₃ = alcalinidade obtida na equação 10;

V. total da amostra (ml) = volume total da amostra inicial, antes de ser filtrada (100 ml);

P. amostra (g) = quantidade de amostra sólida utilizada (20g).

Quadro 13: Determinação da alcalinidade da fração sólida

<p>(a) Filtragem da amostra em papel grosseiro.</p>	<p>(b) Amostras dos resíduos sendo filtradas em papel grosseiro.</p>
<p>(c) Amostras dos resíduos já filtradas em papel grosseiro.</p>	<p>(d) Solução de ácido sulfúrico 0,040 N para titulação das amostras.</p>
<p>(e) Bureta digital utilizada na titulação das amostras</p>	

G) Carbono Orgânico Total - COT

A análise de Carbono Orgânico Total foi realizada no Laboratório de Química da USP/São Carlos. Para esta análise utilizou-se o equipamento TOC – V_{CPH} (Total Organic Carbon Analyser, da Shimadzu) e seu módulo de análise Solid Sample Module SSM-5000 A, para inserção das amostras sólidas (Figura 71).

Para a determinação do COT neste equipamento foram utilizadas amostras dos resíduos secos em estufa a 60°C por 48h (Figura 72). Após a secagem, pesou-se

aproximadamente 0,100 g de amostra em frascos próprios do equipamento, que são inseridos no módulo de análise Solid Sample Module SSM-5000 A. O resultado do COT em porcentagem é fornecido diretamente pelo equipamento.

Figura 71: Equipamento utilizado para análise do COT

Figura 72: Resíduos secos para análise do COT

H) Nitrogênio Total Kjeldhal - NTK

A análise de NTK foi realizada no Laboratório de Química da USP/São Carlos. Para esta análise utilizou-se um microondas Berghof Speed Wave Four e um espectrofotômetro HACH – DR 6000 Sample Module SSM-5000.

O primeiro passo foi a digestão das amostras:

1)Serragem/ FORSU e Misturas dos reatores:

- 0,25g de amostra foi pesada;
- adicionou-se 7 ml de ácido sulfúrico e 2ml de peróxido de hidrogênio;

2)Lodo:

- 10 ml de amostra foi pesada;
- adicionou-se 7 ml de ácido sulfúrico e 2ml de peróxido de hidrogênio;

Após preparadas as soluções acima, estas foram levadas para a digestão por um período de 60 minutos. Assim que foram retiradas, o volume foi transferido para balões de 100 ml e completou-se o volume do balão com água destilada. Esse conteúdo foi posteriormente filtrado em papel grosseiro.

Desse conteúdo de amostra diluída filtrada, retirou-se 1 ml, que foi transferido para uma proveta de 25 ml e adicionados os reagentes específicos do equipamento HACH, que eram:

- 1 gota TKN;
- KOH até ficar uma cor azulada;
- completou-se para 20 ml com água destilada;
- 3 gotas de estabilizador mineral;
- 3 gotas de álcool polivinílico;
- completou-se com água destilada até o volume de 25 ml (volume da proveta);
- agitou-se;
- As leituras foram iniciadas após 2 minutos;
- do conteúdo da proveta, foi utilizado 1 ml para a análise no espectrofotômetro HACH DR 6000.

No Quadro 14 são ilustradas as etapas de determinação do NTK dos resíduos de entrada. Os resultados fornecidos pelo equipamento são utilizados na equação apresentada a seguir:

$$NTK = (75 * A) \div (B * C) \quad (\text{eq. 12})$$

No qual:

A: leitura em mg/L do visor;

B: g (ou ml de água/amostra tomada para a digestão

C: volume de análises em ml da amostra digerida

Quadro 14: Determinação do NTK da fração sólida

<p>(a) Abertura das amostras com ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio.</p>	<p>(b) Microondas utilizado na digestão das amostras;</p>
<p>(c) Filtragem das amostras digeridas em papel grosseiro.</p>	<p>(d) Volume do balão completado com água destilada.</p>
<p>(e) Espectrofotômetro HACH DR 6000 utilizado para leitura das concentrações de NTK</p>	

B2 - Análises físico-químicas da fração líquida (chorume)

O chorume produzido nos quatro biometanizadores foi coletado com uma frequência quinzenal para análise dos seguintes parâmetros: sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos totais fixos; fósforo total; cloreto; sulfeto; DQO; COT; pH; alcalinidade; NTK; nitrogênio amoniacal; ácidos graxos voláteis.

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Hidráulica e Saneamento – EESC/USP - São Carlos, com exceção das análises de Carbono Orgânico Total (COT) e Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), realizadas no laboratório de Química da USP/São Carlos e da análise de AGV, realizada no Laboratório de Processos Biológicos da USP/São Carlos – Campus II.

A) SÓLIDOS

A.1. Sólidos Totais

Equipamentos e Método

Foi utilizado uma balança auto-calibrante modelo APX-200 (máxima: 200g; d=0,1 mg) da marca Denver Instrument, além de uma estufa.

Os sólidos totais foram determinados por gravimetria, de acordo com o método normalizado 2540 – B da APHA. Um volume da amostra foi adicionado em cadinhos previamente pesados, que foram introduzidos em uma estufa à 110°C por aproximadamente 24 horas. Após esse período, o ganho de peso em relação ao peso do cadinho vazio representa os sólidos totais, que podem ser assim determinados:

$$ST \left(\frac{mg}{L} \right) = (P1 - P0 * 1000) \div (Volume) \quad (eq. 13)$$

No qual:

P0: tara do cadinho vazio (g);

P1: peso do cadinho+chorume após estufa (g);

Volume (L): volume de chorume adicionado nos cadinhos para a análise.

A.2. Sólidos Totais Fixos (STF)

Equipamentos e Método

Foi utilizada uma balança auto-calibrante modelo APX-200 (máxima: 200g; d=0,1 mg) da marca Denver Instrument, além de uma estufa e um forno mufla FC-1, da EDG equipamentos.

A determinação se deu por técnica gravimétrica, de acordo com o método normalizado 2540 – E da APHA. O resíduo oriundo da análise de sólidos totais (segundo método 2540-B) é calcinado em um forno mufla a 550°C durante 2 horas. A diminuição do peso do cadinho após incineração de resíduo seco é o teor de sólidos fixos, que pode ser assim equacionado:

$$STF \left(\frac{mg}{L} \right) = (P2 - P0 * 1000) \div (Volume) \quad (eq. 14)$$

No qual:

P0: tara do cadinho vazio (g);

P2: peso do cadinho+chorume seco após mufla(g);

Volume (L): volume de chorume adicionado nos cadinhos para a análise.

A.3. Sólidos Totais Voláteis (STV)

Os sólidos totais voláteis são também conhecidos como a fração orgânica de um resíduo. O seu valor é determinado subtraindo o resultado dos sólidos totais do resultado dos sólidos totais fixos, como observado na equação 15.

$$STV \left(\frac{mg}{L} \right) = ST - STF \quad (eq. 15)$$

No Quadro 15 são ilustradas as etapas de determinação dos sólidos nas amostras de chorume.

Quadro 15: Determinação dos sólidos no chorume

B) pH

Equipamentos e Método

O equipamento utilizado foi um pHmetro de mesa modelo MD-20 da Digimed. O pHmetro tem um sistema autocalibrante que reconhece as soluções padrões de pH 4,0; 6,86 e 7,0.

Utiliza-se o método normalizado 4500 – H^+ da APHA. A determinação do valor do pH é uma técnica de medida potenciométrica. Inicialmente adicionou-se um volume de 50 ml de chorume em um béquer, que foi colocado sobre a mesa agitadora e o eletrodo do pHmetro foi imerso na amostra. Uma agitação leve foi mantida para estabelecer o equilíbrio entre o eletrodo e a amostra, assegurando a homogeneidade. Os resultados foram obtidos em unidades de pH.

C) Alcalinidade

Equipamentos e Método

O equipamento utilizado foi um pHmetro de mesa modelo MD-20 da Digimed. O pHmetro tem um sistema autocalibrante que reconhece as soluções padrões de pH 4,0; 6,86 e 7,0. Uma bureta digital acoplada a um frasco contendo H_2SO_4 com normalidade 0,212 foi utilizada para a titulação.

A determinação da alcalinidade foi feita através da técnica volumétrica de titulação potenciométrica, conforme procedimento descrito no método normalizado 2320B (APHA *et al.*, 2012). No Quadro 16 são ilustradas as etapas de determinação do pH e da alcalinidade nas amostras de chorume.

Quadro 16: Determinação do pH e alcalinidade no chorume

D) Fósforo

D.1. Fósforo Total

De acordo com Foster-Carneiro (2005), o fósforo é encontrado na matéria orgânica quase que em sua totalidade na forma de fosfato. A análise de fósforo inclui duas etapas gerais: conversão da forma fosforada em ortofosfato dissolvido e sua posterior determinação colorimétrica. Para converter as formas orgânicas em ortofosfato é necessário destruir a matéria orgânica para que o fósforo seja liberado como íon fosfato.

Equipamentos e Método

Para a análise do fósforo total foram utilizados uma autoclave e um espectrofotômetro modelo DR 5000 da Hach. A determinação do fósforo total se realiza pelo método do Ácido Ascórbico (4500 – P E) (APHA, 1998).

Inicialmente as amostras de chorume sofreram diluição de 1:200, ou seja, 1 ml de chorume foi adicionado em um balão volumétrico de 200 ml e seu volume completado com água destilada. Em tubos para análise de fósforo foram adicionados:

- 50 ml da amostra diluída;
- 0,50g de persulfato de potássio;
- 1 ml de H_2SO_4 para digestão (600 ml H_2SO_4 em 1 L)

Posteriormente os tubos foram tampados com papel alumínio e levados para autoclave por 1 hora a 120°C. Após o resfriamento dos tubos o pH das amostras autoclavadas foi corrigido: transferiu-se o conteúdo dos tubos para balões volumétricos de 100 ml e foram adicionadas duas gotas de fenolftaleína. Posteriormente se adicionou solução de NaOH até a obtenção de uma coloração rosa muito clara.

Após a correção do pH, completou-se o volume do balão até 100ml com água destilada. Posteriormente, foram retirados 50 ml da amostra do balão e descartados. No volume restante no balão (50 ml), adicionou-se 8 ml de reagente misto, de composição:

- 15 ml de solução de molibdato de amônio;
- 5,0 ml de solução de tartarato de antimônio e potássio;
- 50,0 ml de H_2SO_4 5N
- 30 ml de solução de ácido ascórbico.

Após 10 minutos da adição do reagente misto na amostra a leitura no aparelho DR 5000 foi realizada com a absorbância em 880 nm. Os resultados se expressam em mg/L de P-total.

D.2 Fósforo Inorgânico

Equipamentos e Método

Para a análise do fósforo inorgânico se utilizou um espectrofotômetro modelo DR 5000 da Hach. A determinação do fósforo inorgânico também foi baseada no método do Ácido Ascórbico (4500 – P E) (APHA, 1998).

Inicialmente as amostras de chorume sofreram diluição de 1:200, ou seja, 1 ml de chorume foi adicionado em um balão volumétrico de 200 ml e seu volume completado com água destilada.

Desse volume, retirou-se 50 ml para análise o pH foi corrigido com duas gotas de fenolftaleína e, posteriormente, adicionou-se a solução de NaOH até atingir uma coloração rosa muito clara.

Após a correção do pH, 10 ml da amostra foi transferida para um tubo, sendo que a análise foi feita em duplicata. Além disso, foi preparada uma amostra branca, utilizada para

zerar o aparelho (para a amostra branca foram utilizados 10 ml de água destilada). Nos tubos foram adicionados 1,6 ml de reagente misto, de composição:

- 15 ml de solução de molibdato de amônio;
- 5,0 ml de solução de tartarato de antimônio e potássio;
- 50,0 ml de H_2SO_4 5N
- 30 ml de solução de ácido ascórbico.

Após 10 minutos da adição do reagente misto na amostra, a leitura no aparelho foi realizada com absorbância em 880 nm. Os resultados se expressam em mg P/L.

E) Cloreto

Equipamentos e Método

Para a análise de cloreto foi utilizado um espectrofotômetro modelo DR/2010 da Hach. A determinação do cloreto se realiza conforme procedimento descrito no método normalizado Nitrato-Mercúrio- 4500- Cl^- C, da APHA.

Inicialmente as amostras sofreram diluição na proporção 1:50 em uma proveta de 25 ml (foi adicionado 0,5 ml de chorume e completou-se o volume da proveta até 25 ml). Posteriormente foram adicionados os seguintes reagentes: 2ml de tiocianato de Mercúrio; 1 ml de solução íon férrico. As provetas foram tampadas e a solução homogeneizada.

A etapa final compreendeu a leitura das amostras no DR/2010, que foi zerado inicialmente com a amostra branca (água destilada). O equipamento fornece uma leitura em mg/L e esse valor deve ser multiplicado pela diluição para se obter o valor final. No Quadro 17 são ilustradas as etapas de determinação do cloreto.

Quadro 17: Determinação do cloreto no chorume

<p>(a) Amostra de chorume dos quatro biometanizadores e provetas de 25 ml para diluição das amostras.</p>	<p>(b) Diluição das amostras de chorume (1:100) para leitura de cloreto.</p>
<p>(c) Amostras diluídas e volume das provetas preenchido com água destilada.</p>	<p>(d) Reagentes (tiocianato de mercúrio e solução de íon férrico) que serão adicionados nas diluições.</p>
<p>(e) Reagentes já adicionados às diluições.</p>	<p>(f) Amostras homogeneizadas e prontas para leitura da concentração de cloreto.</p>
<p>(g) Leitura da concentração de cloreto nas amostras de chorume utilizando o equipamento DR/2010.</p>	

F) Sulfeto

Equipamentos e Método

Para a análise de sulfeto utilizou-se um espectrofotômetro modelo DR/2000 da Hach. A determinação do sulfeto se realiza conforme procedimento descrito no método normalizado Azul de Metileno-4500-S²⁻ D, da APHA.

Inicialmente as amostras sofreram diluição na proporção 1:10 em uma proveta de 25 ml (foi adicionado 2,5 ml de chorume e completou-se o volume da proveta até 25 ml com água destilada). Posteriormente foram adicionados os seguintes reagentes: 1 ml de sulfide 1; 1 ml de sulfide 2. As provetas foram tampadas e a solução homogeneizada.

A etapa final compreende a leitura das amostras no DR/2010, que deve ser zerado inicialmente com a amostra branca (água destilada). O equipamento fornece uma leitura em mg/L e esse valor deve ser multiplicado pela diluição para se obter o valor final. No Quadro 18 são ilustradas as etapas de determinação do sulfeto

Quadro 18: Determinação do sulfeto no chorume

(a) Amostra de chorume dos quatro biometanizadores e diluição dessas amostras em provetas de 25 ml.	(b) Volume das provetas completadas com água destilada.

(c) Adição dos reagentes (sulfide 1 e sulfide 2) para a análise de cloreto.	(d) Reagentes (sulfide 1 e sulfide 2) já adicionados nas diluições.

(e) Homogeneização das diluições com reagentes para a análise de cloreto.	(f) Aparelho DR/2010 utilizado na leitura do cloreto das amostras de chorume.

G) Demanda química de oxigênio - DQOEquipamentos e Método

Para a análise da DQO foi utilizado um digestor COD reactor e um espectrofotômetro modelo DR/2000 (Direct reading spectrophotometer), ambos da Hach. A estimativa da DQO foi feita através de um método colorimétrico, descrito no método normalizado Colorimetria – 5220 C, da APHA.

As amostras sofreram diluição na proporção 1:200 (foi adicionado 1 ml de chorume em um balão de 200 ml e completou-se o seu volume com água destilada).

Em tubos próprios para análise de DQO, adicionou-se 1,5 ml de bicromato de potássio, seguido de 3,5 ml de ácido sulfúrico; 2 ml da amostra diluída no balão volumétrico. Todas as análises foram feitas em triplicata.

Para todas as análises de DQO foi necessário zerar o aparelho de leitura com uma amostra branca. Para essa amostra, o procedimento nos tubos é o mesmo, trocando apenas os 2 ml de amostra diluída por 2 ml de água destilada.

- Os tubos foram fechados e agitou-se a solução;
- Os tubos preparados foram inseridos no aparelho COD reactor (marca: Hach), que é o reator utilizado no processo de digestão das amostras, durante um período de 120 minutos.
- Após a digestão, os tubos foram retirados do COD reactor, resfriados e iniciou-se a etapa de leitura dos valores de DQO utilizando o equipamento DR/2000.

Como esta análise foi feita em triplicata, para obter o resultado foi feita uma média das leituras fornecidas pelo aparelho e multiplicou-se esse valor pela diluição para obter a leitura final. A ilustração das etapas da análise de DQO para o chorume é semelhante à apresentada na análise de DQO para os resíduos de entrada, apresentando diferença somente na fase inicial, onde, no caso do chorume (líquido), se faz a diluição (1:200) e, posteriormente já são adicionados 2ml dessa diluição nos tubos com bicromato de potássio e ácido sulfúrico.

H) Carbono orgânico total - COT

Equipamentos e Método

Para a análise do COT, que foi realizada no Laboratório de Química da USP/São Carlos, utilizou-se um analisador TOC-V_{CPH} (Total Organic Carbon Analyzer), da shimadzu, que fornece as leituras diretas de carbono das amostras em mg/L.

Para esta análise, as amostras foram filtradas em papel grosseiro e uma diluição na proporção de 1:10 em balões volumétricos de 10 ml foi necessária. Uma mangueira do próprio aparelho foi mergulhada no balão com a amostra diluída, aspirando-a três vezes e fornecendo no final uma média dos três valores detectados pelo TOC-V. No Quadro 19 são ilustradas as etapas de determinação do COT nas amostras de chorume.

Quadro 19: Determinação do COT no chorume

I) Nitrogênio

I.1. Nitrogênio Total Kjedhal - NTK

Equipamentos e Método

Para esta análise utilizou-se um digestor (Digestion Unit modelo K-435), um sugador de vapor Scrubber modelo B-414 e um destilador de água (Destillation Unit 323), ambos da marca Buchi.

O procedimento para obtenção da quantidade de NTK nas amostras de chorume foi desenvolvido conforme o método Titulométrico - 4500B, da APHA.

Inicialmente as amostras foram diluídas em uma proporção de 1:10 em provetas de 25 ml (adiciona-se 2,5 ml de chorume e completou-se o volume da proveta com água destilada). Em tubos próprios para análise de Nitrogênio no destilador foram adicionados 10g de catalisador para NTK (composição: 1 kg sulfato de potássio + 100g de sulfato de cobre) e, posteriormente o conteúdo das provetas (25 ml de amostra diluída) e 20 ml de H₂SO₄ (ácido sulfúrico concentrado).

Após preparar os tubos com os conteúdos citados anteriormente, estes foram levados para o digestor por aproximadamente 1 hora, até obter a coloração verde. Em paralelo foi ligado também o scrubber B-144.

Após o tempo de digestão, foram preparados em frascos erlemeyers, um para cada amostra (incluindo a amostra branca), a seguinte solução: 100 ml de ácido bórico; 5 gotas de indicador misto (composição: 0,35g de verde de bromocresol dissolvido em 10 ml de álcool 96%; 0,75g de p-nitrofenol dissolvido em 5 ml de álcool; 22 ml de solução aquosa 1% de ponceau 4R; 10 ml hidróxido de sódio a 0,1 N; água destilada até completar o volume do frasco - 250 ml).

Após preparados, o tubo e seu erlemeyer correspondente foram levados para o destilador de água. Depois de fazer o procedimento para todas as amostras o conteúdo dos erlemeyers foi levado para titulação com H₂SO₄ 0,212 N. O volume de ácido gasto para mudar a cor da amostra foi anotado e utilizado posteriormente na equação 16.

$$\text{NTK} \left(\text{mg} \frac{\text{NTK}}{\text{L}} \right) = (\text{V. ácido} * \text{N. ácido} * 14000 * \text{d}) \div (\text{V. amostra}) - (\text{Resultado branco}) \quad (\text{eq. 16})$$

No qual:

V. ácido: volume de ácido gasto na titulação;

N. ácido: normalidade do ácido usado na titulação;

d: diluição inicial da amostra;

V. amostra: volume de amostra utilizado para análise;

Resultado Branco: resultado de NTK encontrado para a amostra branca (obtido pela fórmula anterior, excluídos a multiplicação pela diluição e a subtração pelo resultado branco).

I.2. Nitrogênio Amoniacal — N- NH₃

Equipamentos e Método

Para esta análise utilizou-se um destilador de água (Destillation Unit 323) da marca Buchi. O procedimento para obtenção da quantidade de N-NH₃ nas amostras de chorume é desenvolvido conforme o método Titulométrico 4500-NH₃, da APHA.

Inicialmente, as amostras de chorume foram submetidas a uma diluição na proporção de 1:10 em balões volumétricos de 100 ml. Essas diluições foram transferidas para tubos próprios para análise de nitrogênio e corrigiu-se o pH: 3 gotas de fenolftaleína; adição de NaOH até se obter uma coloração rosa claro. Deve ser preparado também uma amostra branca, com água destilada.

Para cada amostra, ou seja, para cada tubo, foi preparado em um erlemeyer correspondente a seguinte solução:

- 100 ml ácido bórico 2%;
- 5 gotas de indicador misto.

Após preparado um erlemeyer para cada amostra contida nos tubos, estes foram levados para o destilador de água, onde a amostra no tubo sofre uma destilação e o seu conteúdo é transferido para o erlemeyer com a solução preparada, que ficará com uma coloração azul. Após repetir o procedimento para todas as amostras, o conteúdo dos erlemeyers foi levado para titulação com H₂SO₄ 0,212 N. O volume de ácido gasto para mudar a cor da amostra foi anotado e utilizado posteriormente na equação 17.

$$N - NH_3 \left(\text{mg} \frac{N-NH_3}{L} \right) = (V. \text{ácido} * N. \text{ácido} * 14000 * d) \div (V. \text{amostra}) - (\text{Resultado branco}) \quad (\text{eq. 17})$$

No qual:

Volume gasto de ácido: volume de ácido gasto na titulação;

N ácido: normalidade do ácido usado na titulação;

d: diluição inicial da amostra;

V. amostra: volume de amostra utilizado para análise;

Resultado Branco: resultado de NTK encontrado para a amostra branca (obtido pela fórmula anterior, excluídos a multiplicação pela diluição e a subtração pelo resultado branco).

No Quadro 20 são ilustradas as etapas de determinação do nitrogênio nas amostras de chorume.

Quadro 20: Determinação do nitrogênio nas amostras de chorume

<p>(a) Amostra sólida do reator 1 diluída para análise do pH.</p>	<p>(b) Adição do catalisador nos tubos de ensaio para NTK.</p>	<p>(a) Diluição das amostras de chorume para análise de NTK.</p>
<p>(d) Amostras inseridas nos tubos de ensaio com o catalisador.</p>	<p>(e) Digestão das amostras de NTK.</p>	<p>(f) Sugador de vapor.</p>
<p>(g) Correção do pH nas amostras de análise de $\text{NH}_3\text{-N}$.</p>	<p>(h) Preparação das soluções contidas nos erlemeyers.</p>	<p>(i) Destilador de água usado para análise de NTK e $\text{NH}_3\text{-N}$.</p>

J) Ácidos orgânicos voláteis – AOV

Equipamentos e Método

Para esta análise utilizou-se um cromatógrafo modelo GC 2010, com auto injetor modelo AOC – 5000, ambos da marca Shimadzu.

O procedimento para obtenção da quantidade de ácidos graxos voláteis nas amostras de chorume foi desenvolvido por cromatografia gasosa.

Inicialmente, as amostras de chorume foram submetidas a uma diluição na proporção de 1:100. Em frascos utilizados para análise de AOV no GC 2010 foram adicionados, obedecendo a ordem descrita:

- 1,0g de NaCl (cloreto de sódio);
- 2,0 ml da amostra diluída;
- 70 µL de Isobutanol;
- 100 µL de Ácido Crotônico;
- 200 µL de H₂SO₄ (2M).

Após repetir o procedimento para todas as amostras, os frascos foram tampados e levados para cromatografia gasosa.

4.1.6 Análise do biogás

A.1. Volume

Equipamentos e Método

Para a análise do biogás foram utilizados frascos de mariotte, mangueira de silicone, béquer, uma balança autocalibrante modelo DG 2000, da marca DIGIMED.

O volume de biogás foi medido pela técnica de deslocamento de água no interior do frasco de mariotte provocado pelo aumento da pressão no interior do reator devido à produção do biogás. O volume de água recolhido no béquer era equivalente ao volume de biogás

produzido. Nas Figuras 73 e 74 é apresentada a estrutura do sistema de medição do volume do biogás.

Figura 73: Aparato experimental com coleta e medição do volume do biogás por frasco de mariotte

Figura 74: Frascos de mariottes e béquers utilizados para medição do volume do biogás

Quando o béquer estava preenchido com a água oriunda da produção de biogás era levado para a balança e o seu peso anotado, sendo este correspondente ao volume de gás produzido, de acordo com a seguinte relação:

$$Densidade = \frac{massa}{volume} \quad \rightarrow \quad Volume = \frac{massa}{densidade} \quad (eq. 18)$$

Exemplo:

Para uma massa de 17,01g = 0,01701 kg, o volume será assim calculado:

- Sendo a densidade da água: 1000 kg/m³:

Volume= 0,01701 kg

1000 kg 1m³ **X**= 1,70 x 10⁻⁵ m³ = 0,01701 L = **17,01 ml**

0,01701 kg X

A.2. COMPOSIÇÃO

Equipamentos e método

A coleta do biogás foi feita com uma seringa (a mesma que é utilizada para aplicação de insulina), com trava, de 1,0 mL (Figura 75). O biogás foi analisado em dois modelos de cromatógrafos, que se diferenciam quanto aos tipos de gases identificados:

1) Cromatógrafo gasoso Shimadzu *GC-2014*, TCD e coluna HP-PLOT/Q (30 m x 0,53 mm de diâmetro interno x 40,0 µm de espessura de filme). Gás de arraste: hidrogênio.

T_{injetor} = 160 °C; split = 5,0, fluxo da coluna = 4,0 mL/min.

T_{detector} = 170 °C; polaridade = +; corrente = 180 mA.

T_{forno} = 35 °C (2 min) até 170 °C (1 min), a 60 °C/min. (tempo de corrida = 5,25 min).

Gases detectados: CO₂; N₂; CH₄; H₂S.

2) Cromatógrafo gasoso Shimadzu *GC-2010* com detector de condutividade térmica (DCT) e coluna: Carboxen 1010 PLOT (30 m x 0,53 mm). Gás de arraste: argônio.

T_{injetor}: 220 °C; *Split*: 2,0; fluxo na coluna: 5,66 mL/min;

T_{detector} : 230 °C; polaridade = -; corrente: 35 mA;

Make-up: argônio, 12 mL/min;

T_{forno} : 130 °C - 135 °C (5,5 min), 46 °C/min.

Gases detectados: H₂; N₂; CO₂; CH₄.

Figura 75: Seringas com trava para coleta do biogás

As amostras gasosas coletadas durante o processo de biometanização da FORSU são encaminhadas ao laboratório de Processos Biológicos da USP – Campus II (São Carlos), onde é aplicada a técnica de cromatografia gasosa (Figura 76 e 77) para avaliar a composição do biogás produzido em % de: metano, gás carbônico, hidrogênio, nitrogênio e sulfeto.

Figura 76: Cromatógrafo GC 2010

Figura 77: Inserção do biogás no GC 2010

APÊNDICE C

Resultados das análises do chorume durante a operação dos biometanizadores de 50 litros

Tabela 26: Variáveis analisadas no chorume coletado ao longo do processo de biometanização no reator 1

Dia	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ / L)	DQO (mg O ₂ / L)	NTK (mg N / L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ / L)	Fósforo Total (mg P / L)	Fósforo Inorg. (mg P / L)	C _{orgânico} (mg C / L)	Cloreto (mg Cl ⁻ / L)	Sulfeto (mg S ²⁻ / L)
26/08/2014	3,48	-	94.650	457,5	-	261,9	56	37.150	1.13	0,27
09/09/2014	4,28	-	88.370	1.133,44	249,48	231,5	47,4	32.870	1.17	0,59
23/09/2014	4,35	1.696	90.290	-*	329,56	242,3	48	36.200	1.12	0,48
07/10/2014	4,31	-	75.700	874,72	280,28	230,8	41,7	33.720	1.16	0,30
21/10/2014	4,30	-	83.000	1.392,16	338,80	195,4	47,7	33.180	1.19	0,32
10/11/2014	4,26	-	94.087,5	1.453,76	409,64	209,3	48,8	29.680	780	0,39
25/11/2014	4,50	1.369,52	120.750	1.503,04	440,44	239,6	49,5	32.770	840	0,34
08/12/2014	4,62	2.709,36	86.875	1.367,52	409,64	259,4	46,5	32.570	960	0,38
07/01/2015	4,44	170,40	89.875	1.429,12	391,16	249,4	48,5	24.917	940	0,29

*Dados desconsiderados por erro de análise.

Tabela 27: Valores de sólidos medidos ao longo do processo de biometanização da FORSU no reator 1

Dia	ST (mg/L)	STF(mg/L)	STV (mg/L)
26/08/2014	57.268	11.248	46.020
09/09/2014	64.200	24.166	40.034
23/09/2014	63.650	25.194	38.456
07/10/2014	59.523	20.267	39.257
21/10/2014	60.570	21.997	38.573
10/11/2014	60.428	21.196	39.232
25/11/2014	58.544	20.940	37.604
08/12/2014	53.518	20.072	33.446
07/01/2015	52.670	20.356	32.314

Tabela 28: Variáveis analisadas no chorume coletado ao longo do processo de biometanização no reator 2.

Dia	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ / L)	DQO (mg O ₂ / L)	NTK (mg N/ L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ / L)	Fósforo Total (mg P / L)	Fósforo Inorg. (mg P/ L)	C _{orgânico} (mg C/ L)	Cloreto (mg Cl ⁻ / L)	Sulfeto (mg S ²⁻ / L)
26/08/2014	3,68	-	74.140	315	-	207	48	27.870	845	0,15
09/09/2014	6,31	7.237	71.790	1.158	234	164	36	26.980	880	0,68
23/09/2014	7,14	10.140	66.960	-	280	129	28	26.790	920	0,17
07/10/2014	6,01	8.022	59.010	690	203	137	34	24.970	730	0,17
21/10/2014	5,25	7.719	61.740	1.096	209	152	39	23.350	680	0,12
10/11/2014	4,96	4.115	68.960	1.121	317	170	38	29.070	630	0,13
25/11/2014	5,01	4.439	66.920	1.232	348	163	35	24.720	580	0,12
08/12/2014	5,13	5.652	69.120	1.146	326	171	34	23.730	640	0,12
07/01/2015	4,69	2.593	64.330	1.121	296	159	34	16.575	500	0,12

Tabela 29: Valores de sólidos medidos ao longo do processo de biometanização da FORSU no reator 2

Dia	ST (mg/L)	STF(mg/L)	STV (mg/L)
26/08/2014	41.018	8.348	32.670
09/09/2014	59.968	21.894	32.074
23/09/2014	55.596	28.644	26.952
07/10/2014	49.003	23.197	25.807
21/10/2014	46.773	22.037	24.737
10/11/2014	48.048	20.108	27.940
25/11/2014	47.134	18.484	28.650
08/12/2014	44.354	18.800	25.554
07/01/2015	42.600	18.240	24.360

Tabela 30: Variáveis analisadas no chorume coletado ao longo do processo de biometanização no reator 3

Dia	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ / L)	DQO (mg O ₂ / L)	NTK (mg N/ L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ / L)	Fósforo Total (mg P / L)	Fósforo Inorg. (mg P/ L)	C _{orgânico} (mg C/ L)	Cloreto (mg Cl ⁻ / L)	Sulfeto (mg S ²⁻ / L)
26/08/2014	3,53	-	70.420	338	-	225	50	23.530	835	0,16
09/09/2014	6,00	7.657	64.820	998	253	160	34	25.110	850	0,44
23/09/2014	7,30	17.636	59.880	-	314	105	21	25.590	820	0,73
07/10/2014	7,01	14.912	49.540	801	268	83	-*	23.640	560	0,58
21/10/2014	6,37	12.254	58.520	912	317	85	-*	20.430	440	0,26
10/11/2014	5,89	9.529	64.020	1010	428	96	15	24.320	360	0,25
25/11/2014	5,74	10.023	60.360	1084	444	90	14	22.070	370	0,28
08/12/2014	5,72	10.645	62.810	1010	459	92	16	20.890	410	0,24
07/01/2015	5,17	6.392	64.160	936	444	84	17	17.904	400	0,21

*Valores abaixo da faixa de leitura do aparelho.

Tabela 31: Valores de sólidos medidos ao longo do processo de biometanização da FORSU no reator 3

Dia	ST (mg/L)	STV(mg/L)	STF (mg/L)
26/08/2014	42.468	8.910	33.558
09/09/2014	59.206	24.100	35.106
23/09/2014	57.140	31.544	25.596
07/10/2014	49.817	24.047	25.770
21/10/2014	44.700	21.163	23.537
10/11/2014	45.676	20.612	25.064
25/11/2014	44.324	20.080	24.244
08/12/2014	40.320	19.240	21.080
07/01/2015	40.350	18.774	21.576

Tabela 32: Variáveis analisadas no chorume coletado ao longo do processo de biometanização no reator 4

Dia	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ / L)	DQO (mg O ₂ / L)	NTK (mg N/ L)	N-NH ₃ (mg N-NH ₃ / L)	Fósforo Total (mg P / L)	Fósforo Inorg. (mg P/ L)	C _{orgânico} (mg C/ L)	Cloreto (mg Cl ⁻ / L)	Sulfeto (mg S ²⁻ / L)
26/08/2014	3,37	-	92.400	540	-	154	52	32.560	1.005	0,15
09/09/2014	6,41	8.240	74.640	1.318	237	200	40	29.950	1.150	0,94
23/09/2014	4,16	-	72.300	-	351	190	38	29.530	1.350	0,22
07/10/2014	6,01	8.022	61.740	838	225	198	36	27.450	1.070	0,15
21/10/2014	4,65	5.851	70.550	1.084	256	193	42	26.880	940	0,12
10/11/2014	4,48	912	79.290	1.244	336	213	42	31.530	970	0,15
25/11/2014	4,50	1.138	68.690	1.257	339	209	40	26.770	910	0,13
08/12/2014	5,21	2.338	70.140	1.158	320	203	39	32.750	880	0,13
07/01/2015	4,39	190	63.780	1.183	311	174	37	19.472	790	0,10

Tabela 33: Valores de sólidos medidos ao longo do processo de biometanização da FORSU no reator 4

Dia	ST (mg/L)	STF(mg/L)	STV (mg/L)
26/08/2014	45.638	10.324	35.314
09/09/2014	72.934	31.884	41.050
23/09/2014	65.944	30.690	35.254
07/10/2014	40.443	5.500	34.943
21/10/2014	59.583	28.167	31.417
10/11/2014	61.892	24.732	37.160
25/11/2014	57.416	22.412	35.004
08/12/2014	53.188	21.518	31.670
07/01/2015	47.498	19.250	28.248

APÊNDICE D

Resultados do volume de biogás produzido ao longo do experimento

Apêndice D-1: Dados do volume de biogás no Reator 1**Quadro 21:** Volume de biogás gerado no reator 1

Tara do béquer: 274,66			
DATA	Tara + peso H₂O (g)	Peso H₂O (g)	Volume de gás (ml)
18/08//2014	291,67	17,01	17,01
26/08/2014	1.208,25	933,59	933,59
26/08/2014	1.208,25	933,59	933,59
26/08/2014	1.208,25	933,59	933,59
26/08/2014	1.208,25	933,59	933,59
26/08/2014	1.208,25	933,59	933,59
26/08/2014	1.208,25	933,59	933,59
26/08/2014	1.208,25	933,59	933,59
26/08/2014	1.208,25	933,59	933,59
27/08/2014	1.044,19	769,53	769,53
29/08/2014	1.206,58	931,92	931,92
29/08/2014	1.189,43	914,77	914,77
02/09/2014	1.209,50	934,84	934,84
02/09/2014	1.266,45	991,79	991,79
02/09/2014	1.280,10	1.005,44	1.005,44
02/09/2014	1.291,62	1.016,96	1.016,96
02/09/2014	1.094,24	819,58	819,58
02/09/2014	1.038,31	763,65	763,65
16/09/2014	1.069,26	794,60	794,60
16/09/2014	1.110,73	836,07	836,07
23/09/2014	350,94	76,28	76,28
29/09/2014	778,49	503,83	503,83
10/10/2014	359,91	85,25	85,25
Tara do béquer: 228,41			
10/11/2014	313,13	84,72	84,72
24/11/2014	305,90	77,49	77,49
08/12/2014	393,95	165,54	165,54
26/12/2014	235,81	7,40	7,40
02/01/2015	238,69	10,28	10,28
05/01/2015	238,43	10,02	10,02
TOTAL (ml)			17.352,10
TOTAL (L)			17,35

Apêndice D-2: Dados do volume de biogás no Reator 2

Quadro 22: Volume de biogás gerado no reator 2

Tara do béquer: 367,51			
DATA	Tara + peso H₂O (g)	Peso H₂O (g)	Volume de gás (ml)
12/08/2014	1.095,07	727,56	727,56
18/08/2014	987,42	619,91	619,91
27/08/2014	1.342,45	974,94	974,94
27/08/2014	1.335,25	967,74	967,74
27/08/2014	1.351,57	984,06	984,06
27/08/2014	1.341,96	974,45	974,45
27/08/2014	905,77	538,26	538,26
29/08/2014	1.341,03	973,52	973,52
29/08/2014	688,59	321,08	321,08
01/09/2014	1.151,15	783,64	783,64
02/09/2014	497,20	129,69	129,69
02/09/2014	1.452,49	1.084,98	1.084,98
02/09/2014	535,00	167,49	167,49
04/09/2014	905,67	538,16	538,16
05/09/2014	1.387,45	1.019,94	1.019,94
05/09/2014	403,49	35,98	35,98
09/09/2014	1.439,95	1.072,44	1.072,44
09/09/2014	594,73	227,22	227,22
14/09/2014	544,81	177,30	177,30
16/09/2014	1.395,53	1.028,02	1.028,02
16/09/2014	676,13	308,62	308,62
23/09/2014	1.199,13	831,62	831,62
23/09/2014	547,31	179,80	179,80
10/10/2014	1.360,10	992,59	992,59
10/10/2014	478,12	110,61	110,61
21/10/2014	1.206,10	838,59	838,59
21/10/2014	552,16	184,65	184,65
Tara do béquer: 213,63			
31/10/2014	231,95	18,32	18,32
31/10/2014	313,58	99,95	99,95
18/11/2014	220,6	6,97	6,97
24/11/2014	322,35	108,72	108,72
08/12/2014	432,69	219,06	219,06
17/12/2014	232,73	19,10	19,10
26/12/2014	238,01	24,38	24,38
02/01/2014	235,51	21,88	21,88
05/01/2014	239,79	26,16	26,16
TOTAL (ml)			17, 337,40
TOTAL (L)			17, 34

Apêndice D-3: Dados do volume de biogás no Reator 3**Quadro 23:** Volume de biogás gerado no reator 3

Tara do béquer: 383,27			
DATA	Tara + peso H₂O (g)	Peso H₂O (g)	Volume de gás (ml)
27/08/2014	1.333,05	949,78	949,78
28/08/2014	469,33	86,06	86,06
29/08/2014	1.372,59	989,32	989,32
29/08/2014	1.367,11	983,84	983,84
29/08/2014	932,79	549,52	549,52
02/09/2014	1.488,22	1.104,95	1.104,95
02/09/2014	1.053,38	670,11	670,11
02/09/2014	420,66	37,39	37,39
04/09/2014	654,53	271,26	271,26
05/09/2014	1.352,71	969,44	969,44
05/09/2014	436,29	53,02	53,02
09/09/2014	1.448,27	1065,00	1065,00
09/09/2014	1.461,32	1.078,05	1.078,05
09/09/2014	1.399,97	1016,70	1.016,70
14/09/2014	1.055,68	672,41	672,41
16/09/2014	1.406,48	1.023,21	1.023,21
16/09/2014	1.391,29	1.008,02	1.008,02
16/09/2014	529,12	145,85	145,85
17/09/2014	517,24	133,97	133,97
19/09/2014	610,59	227,32	227,32
22/09/2014	603,33	220,06	220,06
23/09/2014	1.265,96	882,69	882,69
23/09/2014	1.119,84	736,57	736,57
26/09/2014	869,56	486,29	486,29
29/09/2014	747,16	363,89	363,89
01/10/2014	495,69	112,42	112,42
10/10/2014	1.244,09	860,82	860,82
10/10/2014	1.415,13	1031,86	1.031,86
10/10/2014	705,14	321,87	321,87
15/10/2014	1.039,78	656,51	656,51
17/10/2014	638,71	255,44	255,44
20/10/2014	582,18	198,91	198,91
21/10/2014	1.269,31	886,04	886,04
21/10/2014	1.234,52	851,25	851,25
21/10/2014	491,33	108,06	108,06
27/10/2014	745,40	362,13	362,13
31/10/2014	622,68	239,41	239,41

Continua...

Cont. Quadro 23: Volume de biogás gerado no reator 3

Tara do béquer: 218,42			
31/10/2014	633,51	415,09	415,09
02/11/2014	814,13	595,71	595,71
05/11/2014	846,67	628,25	628,25
05/11/2014	377,37	158,95	158,95
06/11/2014	808,14	589,72	589,72
07/11/2014	381,31	162,89	162,89
07/11/2014	479,92	261,50	261,50
10/11/2014	1.294,62	1.076,20	1.076,20
12/11/2014	785,37	566,95	566,95
13/11/2014	495,33	276,91	276,91
14/11/2014	478,01	259,59	259,59
17/11/2014	729,70	511,28	511,28
18/11/2014	720,33	501,91	501,91
19/11/2014	492,19	273,77	273,77
20/11/2014	767,26	548,84	548,84
20/11/2014	412,52	194,10	194,10
21/11/2014	428,91	210,49	210,49
26/11/2014	567,26	348,84	348,84
28/11/2014	293,09	74,67	74,67
01/12/2014	406,23	187,81	187,81
03/12/2014	686,88	468,46	468,46
05/12/2014	412,51	194,09	194,09
08/12/2014	457,04	238,62	238,62
10/12/2014	397,09	178,67	178,67
11/12/2014	302,93	84,51	84,51
12/12/2014	341,76	123,34	123,34
15/12/2014	311,62	93,20	93,20
17/12/2014	343,20	124,78	124,78
18/12/2014	503,17	284,75	284,75
19/12/2014	337,16	118,74	118,74
22/12/2014	378,30	159,88	159,88
23/12/2014	297,95	79,53	79,53
26/12/2014	259,92	41,50	41,50
TOTAL (ml)			31,642,98
TOTAL (L)			31,64

Apêndice D-4: Dados do volume de biogás no Reator 4

Quadro 24: Volume de biogás gerado no reator 4

Tara do béquer: 369,73			
DATA	Tara + peso H₂O (g)	Peso H₂O (g)	Volume de gás (ml)
02/09/2014	1.395,20	1.025,47	1.025,47
02/09/2014	1.193,93	824,20	824,20
05/09/2014	1.062,66	692,93	692,93
09/09/2014	1.101,62	731,89	731,89
19/09/2014	455,93	86,20	86,20
22/09/2014	1.255,12	885,39	885,39
23/09/2014	503,26	133,53	133,53
29/09/2014	1.075,20	705,47	705,47
03/10/2014	803,11	433,38	433,38
08/10/2014	1243,84	874,11	874,11
02/09/2014	1395,20	1.025,47	1.025,47
02/09/2014	1.193,93	824,20	824,20
05/09/2014	1.062,66	692,93	692,93
09/09/2014	1.101,62	731,89	731,89
19/09/2014	455,93	86,20	86,20
22/09/2014	1.255,12	885,39	885,39
23/09/2014	503,26	133,53	133,53
29/09/2014	1.075,20	705,47	705,47
03/10/2014	803,11	433,38	433,38
08/10/2014	1.243,84	874,11	874,11
Tara do béquer: 149,22			
10/11/2014	200,62	51,40	51,40
24/11/2014	189,39	40,17	40,17
8/12/2014	244,02	94,80	94,80
26/12/2014	174,26	25,04	25,04
05/01/2015	162,34	13,12	13,12
TOTAL (ml)			6,617,1
TOTAL (L)			6,62

APÊNDICE E

Dados da temperatura nos reatores ao longo do experimento com os reatores de 50L

Tabela 34: Dados das análises de temperatura nos reatores no mês de Agosto

DATA	Temperatura ambiente (dentro do laboratório) (°C)	Temperatura ambiente (fora do laboratório) (°C)	REATOR 1	REATOR 2	REATOR 3	REATOR 4
06/8/2014	23	-	23	23	23	23
07/8/2014	22	-	22	22	22	22
08/8/2014	23	-	22	22	22	22
11/8/2014	22	-	22	22	21	22
12/8/2014	23	-	23	23	23	23
13/8/2014	23	-	23	23	23	23
14/8/2014	20	-	22	22	22	22
15/8/2014	20	-	20	20	20	20
18/8/2014	22	23	22	22	22	22
19/8/2014	22	22	22	22,5	22,5	22
20/8/2014	23	24	22,5	22,5	22,5	22,5
21/8/2014	23	26	22,5	23	23	23
22/8/2014	23	26	23	23	23	23
25/8/2014	25	28	24	24	24	25
26/8/2014	25	26	25	25	25	25
27/8/2014	23	-	23	23	23	24
28/8/2014	23	26	23	23	23	23
29/8/2014	22	-	23	23	22	23

Tabela 35: Dados das análises de temperatura nos reatores no mês de Setembro

DATA	Temperatura ambiente (dentro do laboratório) (°C)	Temperatura ambiente (fora do laboratório) (°C)	REATOR 1	REATOR 2	REATOR 3	REATOR 4
1/9/2014	22	19	24	24	24	24
2/9/2014	23	27	23	23	22	23
3/9/2014	23	25	23	23	23	23
4/9/2014	22	20	23	23	23	23
5/9/2014	21	22	23	22	22	22
8/9/2014	23	26	22	23	23	23
9/9/2014	24	25	23	23	22	23
10/9/2014	24	27	23	23	23	24
11/9/2014	26	30	24	24	24	24
12/9/2014	25	29	25	25	25	25
15/9/2014	25	28	25	25	25	25
16/9/2014	25	26	26	26	26	26
17/9/2014	25	25	25	25	25	25
18/9/2014	25	27	25	25	25	25
19/9/2014	25	24	26	26	25	26
22/09/2014	22	19	23	23	23	23
23/09/2014	22	25	22	22	22	22
24/09/2014	24	26	23	23	23	23
25/09/2014	24	24	24	24	24	24
26/09/2014	24	26	24	23	23	23
29/09/2014	24	29	24	24	24	24
30/09/2014	25	27	24	24	24	24

Tabela 36: Dados das análises de temperatura nos reatores no mês de Outubro

DATA	Temperatura ambiente (dentro do laboratório) (°C)	Temperatura ambiente (fora do laboratório) (°C)	REATOR 1	REATOR 2	REATOR 3	REATOR 4
1/10/2014	25	-	26	26	26	26
2/10/2014	24	23	24	25	25	24
3/10/2014	23	22	23	23	23	23
6/10/2014	22	24	21	22	21	21
7/10/2014	24	24	24	24	24	26
8/10/2014	23	27	23	24	23	23
9/10/2014	24	27	23	24	23	24
10/10/2014	24	29	24	24	24	24
13/10/2014	26	30	27	28	27	27
14/10/2014	27	30	29	29	29	29
15/10/2014	28	31	29	29	28	28
16/10/2014	28	31	28	28	28	28
17/10/2014	28	32	28	28	28	28
20/10/2014	25	23	28	25	27	27
21/10/2014	25	25	26	25	24	25
22/10/2014	24	26	25	24	23	24
23/10/2014	23	22	24	23	23	24
24/10/2014	25	25	25	25	25	25
27/10/2014	24	24	25	23	23	24
28/10/2014	25	26	25	24	23	24
29/10/2014	24	26	24	25	23	24
30/10/2014	25	27	25	25	24	24
31/10/2014	26	30	27	28	26	26

Tabela 37: Dados das análises de temperatura nos reatores no mês de Novembro

DATA	Temperatura ambiente (dentro do laboratório) (°C)	Temperatura ambiente (fora do laboratório) (°C)	REATOR 1	REATOR 2	REATOR 3	REATOR 4
5/11/2014	25	24	25	28	24	24
6/11/2014	25	27	25	25	23	24
7/11/2014	24	25	26	25	24	25
10/11/2014	25	27	25	25	24	24
11/11/2014	25	28	25	25	24	24
12/11/2014	24	23	26	26	25	26
13/11/2014	24	23	26	26	25	25
14/11/2014	24	23	26	25	24	25
17/11/2014	23	25	24	23	23	23
18/11/2014	24	27	24	24	23	23
19/11/2014	24	26	25	25	25	24
20/11/2014	26	27	26	26	25	25
21/11/2014	26	26	26	26	26	25
24/11/2014	25	25	26	26	25	25
25/11/2014	24	25	25	25	25	24
26/11/2014	24	23	25	25	25	24
27/11/2014	24	24	25	24	24	24
28/11/2014	24	25	25	24	24	23

Tabela 38: Dados das análises de temperatura nos reatores nos meses de Dezembro e Janeiro

DATA	Temperatura ambiente (dentro do laboratório) (°C)	Temperatura ambiente (fora do laboratório) (°C)	REATOR 1	REATOR 2	REATOR 3	REATOR 4
01/12/2014	22	22	24	24	23	23
02/12/2014	23	23	24	24	23	23
03/12/2014	25	26	24	25	24	23
04/12/2014	24	26	25	25	24	24
05/12/2014	22	22	25	24	24	24
08/12/2014	25	25	25	25	24	24
09/12/2014	24	25	24	24	24	24
10/12/2014	23	23	24	24	24	23
11/12/2014	22	23	24	23	23	23
12/12/2014	24	26	24	23	23	23
16/12/2014	22	25	22	22	22	21
17/12/2014	22	24	22	23	22	22
18/12/2014	24	26	23	24	23	23
19/12/2014	24	24	24	25	24	24
22/12/2014	23	24	23	24	24	23
23/12/2014	23	22	23	23	23	23
26/12/2014	24	26	23	24	23	23
29/12/2014	25	27	25	25	25	25
30/12/2014	25	26	25	25	25	25
2/1/2015	24	24	24	24	24	24
5/1/2015	25	26	24	24	24	24
6/1/2015	23	24	24	23	23	23
7/1/2015	21	25	24	24	23	24
8/1/2015	25	27	24	24	24	24
9/1/2015	25	28	25	24	24	24

APÊNDICE F

Dados de volume do biogás nos reatores de 5 L ao longo do experimento

Apêndice F-1: Dados do volume de biogás no ETE 1

Quadro 25: Volume de biogás gerado no reator ETE 1

Tara do béquer: 228,41			
DATA	Tara + peso H₂O (g)	Peso H₂O (g)	Volume de gás (ml)
30/10/2014	799,67	571,26	590,00
31/10/2014	557,30	328,89	340,00
Tara do béquer: 274,66			
31/10/2014	390,27	115,61	117,00
02/10/2014	428,08	153,42	155,00
05/11/2014	364,27	89,61	91,00
07/11/2014	309,90	35,24	35,00
07/11/2014	374,94	100,28	105,00
10/11/2014	1082,33	807,67	840,00
10/11/2014	282,49	7,83	8,00
12/11/2014	279,46	4,80	5,00
13/11/2014	646,26	371,60	300,00
14/11/2014	346,61	71,95	74,00
14/11/2014	422,66	148,00	152,00
17/11/2014	374,83	100,17	104,00
18/11/2014	415,53	140,87	144,00
19/11/2014	423,34	148,68	152,00
20/11/2014	433,00	158,34	160,00
21/11/2014	399,00	124,34	128,00
26/11/2014	298,23	23,57	23,00
27/11/2014	313,74	39,08	-
TOTAL (ml)			3541,21
TOTAL (L)			3,54

Apêndice F-2: Dados do volume de biogás no ETE 2

Quadro 26: Volume de biogás gerado no reator ETE 2

Tara do béquer: 213,63			
DATA	Tara + peso H₂O (g)	Peso H₂O (g)	Volume de gás (ml)
30/10/2014	793,80	580,17	580,17
31/10/2014	799,94	586,31	586,31
31/10/2014	643,44	429,81	429,81
Tara do béquer: 367,51			
31/10/14	1117,53	750,02	750,02
2/10/2014	599,15	231,64	231,64
5/11/2014	788,93	421,42	421,42
7/11/2014	1142,37	774,86	774,86
7/11/2014	520,31	152,80	152,80
10/11/2014	550,21	182,70	182,70
10/11/2014	709,22	341,71	341,71
12/11/2014	552,88	185,37	185,37
13/11/2014	423,53	56,02	56,02
14/11/2014	725,67	358,16	358,16
14/11/2014	502,10	134,59	134,59
17/11/2014	654,18	286,67	286,67
18/11/2014	793,82	426,31	426,31
19/11/2014	953,92	586,41	586,41
20/11/2014	1286,18	918,67	918,67
20/11/2014	924,55	557,04	557,04
21/11/2014	1156,24	788,73	788,73
21/11/2014	847,45	479,94	479,94
24/11/2014	890,14	522,63	522,63
25/11/2014	681,61	314,10	314,10
26/11/2014	612,91	245,40	245,40
27/11/2014	738,66	371,15	371,15
28/11/2014	620,61	253,10	253,10
01/12/2014	639,55	272,04	272,04
02/12/2014	620,31	252,80	252,80
03/12/2014	778,44	410,93	410,93
04/12/2014	814,55	447,04	447,04
05/12/2014	770,95	403,44	403,44
08/12/2014	1416,96	1049,45	1049,45
08/12/2014	742,83	375,32	375,32
09/12/2014	1148,98	781,47	781,47
09/12/2014	718,62	351,11	351,11
10/12/2014	1142,09	774,58	774,58
10/12/2014	651,63	284,12	284,12

Cont. Quadro 26: Volume de biogás gerado no reator ETE 2

11/12/2014	1275,05	907,54	907,54
12/12/2014	1387,96	1020,45	1020,45
15/12/2014	944,03	576,52	576,52
16/12/2014	595,67	228,16	228,16
17/12/2014	764,37	396,86	396,86
18/12/2014	942,02	574,51	574,51
19/12/2014	900,12	532,61	532,61
22/12/2014	691,98	324,47	324,47
23/12/2014	555,32	187,81	187,81
26/12/2014	532,09	164,58	164,58
29/12/2014	489,59	122,08	122,08
30/12/2014	389,52	22,01	22,01
02/1/2015	423,97	56,46	56,46
05/1/2015	430,97	63,46	63,46
06/1/2015	406,21	38,70	38,70
07/1/2015	433,74	66,23	66,23
08/1/2015	744,91	377,40	377,40
09/01/2015	764,29	396,78	396,78
TOTAL (ml)			22394,66
TOTAL (L)			22,39

Apêndice F-3: Dados do volume de biogás no reator DACAR

Quadro 27: Volume de biogás gerado no reator DACAR

Tara do béquer: 218,42			
DATA	Tara + peso H₂O (g)	Peso H₂O (g)	Volume de gás (ml)
30/10/2014	793,75	575,33	575,33
30/10/2014	582,67	364,25	364,25
Tara do béquer: 383,27			
31/10/2014	1016,88	633,61	633,61
02/10/2014	588,26	204,99	204,99
05/11/2014	592,01	208,74	208,74
07/11/2014	954,79	571,52	571,52
07/11/2014	557,42	174,15	174,15
13/11/2014	413,60	30,33	30,33
14/11/2014	417,81	34,54	34,54
14/11/2014	520,41	137,14	137,14
17/11/2014	406,34	23,07	23,07
18/11/2014	400,11	16,84	16,84
19/11/2014	389,90	6,63	6,63
20/11/2014	401,26	17,99	17,99
21/11/2014	389,70	6,43	6,43
27/11/2014	384,52	1,25	1,25
28/11/2014	384,59	1,32	1,32
01/12/2014	385,18	1,91	1,91
TOTAL (ml)			3010,04
TOTAL (L)			3,01