



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL**

**CARINA MALINOWSKY**

**TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS DA  
UFSC ATRAVÉS DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Florianópolis  
2016**



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL

Carina Malinowsky

**TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS DA  
UFSC ATRAVÉS DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

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

Área de Concentração: Engenharia Ambiental

Linha de Pesquisa: Resíduos sólidos urbanos, industriais e agrícolas.

Florianópolis  
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Malinowsky, Carina

Tratamento dos resíduos sólidos orgânicos da UFSC através de biodigestor anaeróbio / Carina Malinowsky ; orientador, Armando Borges de Castilhos Junior - Florianópolis, SC, 2016.

121 p.·

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

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Resíduo sólido orgânico. 3. Reatores anaeróbios. 4. Biogás. 5. Co-digestão. I. Castilhos Junior, Armando Borges de . II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.



**“Tratamento de Resíduos Sólidos Orgânicos da UFSC Através de Biodigestor Anaeróbio”**

**CARINA MALINOWSKY**

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

**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, Dr.  
(Orientador)

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Prof.ª Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.ª.

Prof. Marlon André Capanema, Dr.

Prof. William Gerson Matias, Dr.  
(Coordenador)



De tudo, ficam três coisas:  
A certeza de que estamos sempre começando;  
A certeza de que é preciso continuar;  
E a certeza de que podemos ser interrompidos.  
Antes de terminarmos:  
Façamos da interrupção um caminho novo;  
Da queda, um passo de dança;  
Do medo, uma escada;  
Do sonho, uma ponte;  
Da procura, um encontro.  
(Fernando Sabino)





## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Maria Inês Preisler Malinowsky e Ricardo Malinowsky que são à base dessa grande vitória, por me apoiarem em todos os momentos e escolhas, pelos cuidados, conselhos e o amor incondicional. Não há palavras para descrever a imensidão do meu “muito obrigada”.

Aos meus irmãos Michele, Alexandre e Maria Eduarda pela amizade, carinho, compreensão e algumas broncas pelo caminho. Agradeço poder contar com vocês em todos os momentos dessa longa caminhada, para o que der e vir.

A toda minha família, especial a minha Cu(nhada) Gessica e minha tia Juraci, por quebrar vários galhos ao longo da vida e ao meu sobrinho Joãozinho, que com suas malandragens e um sorriso sempre no rosto leva alegria por onde passa.

Ao professor Armando Borges de Castilhos Junior por me receber e pela confiança depositada para desenvolver este projeto. Agradeço a paciência, o apoio, o encorajamento e todo o ensinamento ao longo desses dois anos.

A banca avaliadora.

Ao professor Paulo Belli Filho pela disponibilidade e atenção para tirar todas as dúvidas que surgiram.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental.

Aos meus pupilos Leonardo Carbonera e Helga Felix Nolasco por toda ajuda com o trabalho sujo (e fedido). Foram o meu braço esquerdo e muitas vezes o direito.

A todos os colegas do PPGEA em especial os do LARESO. Foi um prazer imenso conhecer cada um de vocês.

Aos colegas José Julio Barrios Restrepo, Wanderli Rogério Leite e Rodrigo de Almeida Mohedano pela ajuda nos muitos momentos de dúvida.

As Amigas que fizeram os meus dias mais leves e agradáveis Ana Heck, Maíra Tomazzoli e Maria Luiza Tomazi. Obrigada pelo apoio durante esses dois anos e por todos os almoços, cafézinhos, sushis, burgers king, cinemas, festas, baladas...

Aos Amigos de grande importância sempre presentes em minha vida Agenor, Bruno, Caroline, Daiane, Franciele, Francine, Halana, Moreno, Sheila e Rafaela.

Ao programa de Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental.

Aos Restaurantes Universitários (Central e CCA) e os funcionários que me ajudaram nas coletas.

A CASAN e ao Felipe Trennenpohl pela ajuda nas coletas de inóculo.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado, sem o qual não poderia estar investindo no meu crescimento profissional.

## RESUMO

O excesso de resíduos gerados pela população mundial aliado à escassez de local apropriado para o seu tratamento e destinação final faz do resíduo sólido urbano (RSU) um grande problema para o meio ambiente assim como para as entidades governamentais. Uma opção ao tratamento do RSU é a utilização de reatores anaeróbios. A finalidade dos biodigestores é criar um ambiente ideal para o desenvolvimento da cultura microbiana para que a fração orgânica seja degradada, sendo os resultados da fermentação anaeróbia o biofertilizante e o biogás. Com o objetivo de beneficiar as características de funcionamento de um biodigestor, foi realizado o tratamento anaeróbio dos resíduos orgânicos (RSO) do restaurante universitário da UFSC utilizando a co-digestão com resíduos de jardinagem (RJ), alimentação semi-contínua, temperatura mesofílica (35°C) e cargas orgânicas de 1,0, 2,0 e 4,0 Kg de STV/m<sup>3</sup>/dia. Dentre os principais resultados verificou-se a máxima eficiência de conversão de sólidos em biogás (6,4%), concentração de 64% de metano no biogás, PEM de 0,45L<sub>CH<sub>4</sub></sub>/g STV<sub>removido</sub> e remoção de DQO superior a 60% para a carga de 2,0 Kg de STV/m<sup>3</sup>/dia. Ocorreu a acidificação do meio (pH = 4) quando a carga aplicada subiu para 4,0 Kg de STV/m<sup>3</sup>/dia assim como o aumento da concentração de CO<sub>2</sub> (máximo de 74%) no biogás. Devido à heterogeneidade do substrato e ineficiência do sistema de agitação, através do balanço de massa, foi constatado o acúmulo de ST, STV e DQO no biodigestor piloto. Quando operado com a carga orgânica aplicada de 2,0 Kg de STV/m<sup>3</sup>/dia o sistema se mostrou eficiente para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, atingindo valores superiores a 90% de remoção de sólidos e produção média de biogás de 9,8L/d.

**Palavras chave:** Resíduo Sólido Orgânico. Resíduos de Jardinagem. Reatores Anaeróbios. Biogás. Co-Digestão.



## ABSTRACT

The excess of municipal solid waste (MSW) generated by the world population combined with the lack of an appropriate place for their treatment and disposal is a major problem for government entities. One option for the treatment of the organic fraction of MSW is the use of anaerobic reactors. The purpose of these digesters is to create an ideal environment for the development of microbial cultures where the organic fraction is completely degraded, and the results of anaerobic fermentation are biofertilizer and biogas. In order to optimize the operating characteristics of a biodigester, this study attempts to make the anaerobic treatment of organic wastes from the UFSC's restaurant leftovers using co-digestion with garden waste (GW), and applying a semi-continuous feeding system, mesophilic temperature conditions (35°C) and organic loads of 1.0, 2.0 and 4.0 kg VS/m<sup>3</sup>/day. The main results of the study indicate that the maximum conversion efficiency of solids into biogas (6.4%), the highest concentration of methane (64%), SPM of 0,45L<sub>CH4</sub>/g STV<sub>removed</sub> and the maximum COD removal (60%) were reached for the load of 2.0 Kg VS/m<sup>3</sup>/day. It occurred the acidification of the medium (pH = 4) when the applied load increased to 4.0 kg VS/m<sup>3</sup>/day, also increasing CO<sub>2</sub> concentration from biogas. Due to the heterogeneity of the substrate and inefficiency of the agitation system, TS, VTS and COD (obtained by mass balance) accumulated in the pilot-scale digester. When operated with the organic load of 2.0 kg VS/m<sup>3</sup>/day, the system proved to be efficient for the treatment of organic solid waste, reaching values greater than 90% removal of solids and average production of biogas 9,8L / d.

**Keywords:** Solid Waste. Organic garden waste. Anaerobic reactors. Biogas. Co-digestion.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fases da Digestão Anaeróbia.....	27
Figura 2 - Degradação do piruvirato na fase acidogênica .....	28
Figura 3 - Taxa de crescimento relativa dos microrganismos nas diferentes gamas de temperatura. ....	36
Figura 4 - Sistema AMPTS .....	42
Figura 5 - Representação esquemática de reator um estágio: a) baixa carga. b) alta carga. ....	44
Figura 6 - Representação esquemática de reator dois estágios. a) baixa carga. b) alta carga.....	45
Figura 7 - Fluxograma da metodologia .....	49
Figura 8 - Representação esquemática do sistema de digestão anaeróbia. ....	56
Figura 9 - Sistema de agitação e painel de controle. ....	57
Figura 10 - Amostradores do biodigestor piloto.....	58
Figura 11 - Parte superior externa do reator. a) Moto redutor, b) manômetro e c) válvula de alimentação. ....	59
Figura 12 - Gasômetro.....	60
Figura 13- Parâmetros operacionais aplicados ao reator piloto.....	62
Figura 14 - Substrato afluyente (resíduo sólido orgânico + resíduo de jardinagem) .....	63
Figura 15 – Analisador de gases GEM 2000.....	66
Figura 16 - Tempo de incubação e produção de metano até a 11º dia. ..	70
Figura 17 – Resultados do monitoramento diário da temperatura do piloto. ....	74
Figura 18 - Monitoramento do pH, alcalinidade e acidez. ....	76
Figura 19 - Carbono Orgânico Total (COT).....	77
Figura 20 - Variação de Sólidos Totais no Biodigestor piloto e eficiência de remoção.....	80
Figura 21 - Variação de Sólidos Totais Voláteis no Biodigestor piloto e eficiência de remoção.....	81
Figura 22 - Variação da Demanda Química de Oxigênio no Biodigestor piloto e eficiência de remoção .....	83

Figura 23 - Litros acumulados de biogás, CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> e concentração de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> para cada COV avaliada. ....	85
Figura 24 - Produção diária de biogás, CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> e valores de PEB e a PEM.....	87
Figura 25 - Balanço de Massa.....	89



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos resíduos sólidos quanto à sua origem. ....	24
Tabela 2 - Dados da literatura sobre co-digestão .....	34
Tabela 3 - Características das espécies bacterianas em função da temperatura.....	35
Tabela 4 - Composição da solução nutritiva .....	53
Tabela 5 - Composição das soluções utilizadas no teste de biodegradabilidade .....	54
Tabela 6 - Parâmetros operacionais aplicados à partida do biodigestor.....	61
Tabela 7 - Métodos analíticos e frequência das análises.....	64
Tabela 8 - Medidas de correção do pH.....	65
Tabela 9 - Características dos inóculos. ....	69
Tabela 10 - Características do substrato e co- substrato.....	70
Tabela 11 - Caracterização dos resíduos utilizados na alimentação do biodigestor. Mistura com 10% de resíduos de jardinagem (SVT)....	72
Tabela 12 - Perfil do Fósforo e do Nitrogênio no Biodigestor (mg/L).....	78
Tabela 13 - Resumo das eficiências de remoção dos sólidos.....	82
Tabela 14 - Eficiência de remoção de DQO.....	84



## LISTA DE SIGLAS

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais  
AME - Atividade Metanogênica Específica  
AMPTS- Automatic Methane Potential Test System  
AOV - Ácidos Orgânicos Voláteis  
APHA- American Public Health Association  
AVT- Ácidos Voláteis Totais  
C/N- Carbono/Nitrogênio  
CASAN- Companhia Catarinense de Águas e Saneamento  
CCA- Centro de Ciências Agrárias  
CH<sub>4</sub> – Gás Metano  
CO<sub>2</sub>- Gás Carbônico  
COA- Carga Orgânica Aplicada  
COT- Carbono Orgânico Total  
COV- Carga orgânica volumétrica  
CQO- Carência Química de Oxigênio  
DA- Digestão Anaeróbia  
DP- Desvios padrão  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
ETAs- Estações de tratamento de água  
ETEs- Estações de tratamento de esgoto doméstico  
g- Grama  
H<sub>2</sub>- Hidrogênio  
H<sub>2</sub>S- Gás Sulfídrico  
HCO<sup>3-</sup> - Bicarbonato  
IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IPEA- Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada  
Kg- Kilo grama  
Kcal – Kilo Caloria  
kWh- kilo Watts por hora  
L- Litro  
Labtermo- Laboratório de Ciências Térmicas  
LARESO- Laboratório de Resíduos Sólidos  
LIMA- Laboratório Integrado do Meio Ambiente  
N<sub>2</sub> – Nitrogênio  
NaOH- Hidróxido de Sódio  
N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- Nitrogênio Amoniacal

NO<sub>3</sub>- Nitrato  
NTK- Nitrogênio total Kjeldhal  
m- Metro  
ONU- Organização das Nações Unidas  
P- Fósforo  
PCH- Pequenas centrais hidrelétricas  
pH- Potencial Hidrogeniônico  
PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos  
PROINFA- Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica  
PROSAB- Programa de Pesquisas em Saneamento Básico  
RJ- Resíduo de Jardinagem  
RORU- Resíduo Orgânico do Restaurante Universitário  
RPM – Rotações por Minuto  
RSO- Resíduo Sólido Orgânico  
RSRR- Resíduos sólidos de refeição de restaurante  
RSU – Resíduo Sólido Urbano  
SIN- Sistema Elétrico Interligado Nacional  
SL- Sobras Limpas  
SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>- Sulfato  
SS- Sobras Sujas  
ST – Sólidos Totais  
STF- Sólidos Totais Fixos  
STV- Sólidos Totais Voláteis  
TDH- Tempo de Detenção Hidráulica  
UASB- Upflow Anaerobic Sludge Blanket  
UFSC- Universidade Federal de Santa Catarina

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO E OBJETIVOS</b> .....	21
<b>2.</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	23
2.1.	Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Gerais .....	23
<b>2.1.1.</b>	<b>Definição e Classificação</b> .....	23
<b>2.1.2.</b>	<b>Panorama Nacional</b> .....	25
<b>2.1.3.</b>	<b>Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos</b> .....	25
2.2.	Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia.....	26
<b>2.2.1.</b>	<b>Digestão Anaeróbia</b> .....	26
2.2.1.1.	Hidrólise.....	27
2.2.1.2.	Acidogênese.....	28
2.2.1.3.	Acetogênese .....	29
2.2.1.4.	Metanogênese .....	30
<b>2.2.2.</b>	<b>Digestão Anaeróbia de Resíduo Orgânico</b> .....	30
<b>2.2.3.</b>	<b>Co-digestão</b> .....	33
<b>2.2.4.</b>	<b>Temperatura</b> .....	35
<b>2.2.5.</b>	<b>pH, alcalinidade e ácidos voláteis</b> .....	36
<b>2.2.6.</b>	<b>Nutrientes</b> .....	38
<b>2.2.7.</b>	<b>Composição Microbiana</b> .....	38
<b>2.2.8.</b>	<b>Relação inóculo/substrato</b> .....	39
<b>2.2.9.</b>	<b>Agitação e pré-tratamento</b> .....	40
2.3.	Atividade Metanogênica Específica .....	40
<b>2.3.1.</b>	<b>Considerações Preliminares</b> .....	40
<b>2.3.2.</b>	<b>Metodologias Empregadas para o Teste</b> .....	41
<b>2.3.3.</b>	<b>AMPTS II</b> .....	42
2.4.	Ensaio de Biodegradabilidade.....	43
2.5.	Biodigestores Anaeróbios .....	43
<b>2.5.1.</b>	<b>Número de Estágios</b> .....	43
<b>2.5.2.</b>	<b>Teor de Sólidos</b> .....	45
<b>2.5.3.</b>	<b>Tipo de Alimentação</b> .....	45
2.6.	Biogás .....	46
<b>2.6.1.</b>	<b>Características</b> .....	46
<b>2.6.2.</b>	<b>Valorização do Biogás e Produção de Energia</b> .....	47
<b>3.</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	49
3.1.	Inventário de resíduos orgânicos no RU- UFSC.....	50
3.2.	Coletas .....	50
3.3.	Ensaio de Atividade Metanogênica Específica – AME .....	51
3.4.	Ensaio de biodegradabilidade .....	53
<b>3.4.1.</b>	<b>Biomassa</b> .....	53

3.4.2.	<b>Substrato</b> .....	53
3.4.3.	<b>Execução do ensaio de biodegradabilidade</b> .....	54
3.5.	Piloto Experimental .....	55
3.5.1.	<b>Descrição do Sistema Experimental</b> .....	55
3.5.2.	<b>Parâmetros Operacionais do Biodigestor</b> .....	60
3.5.3.	<b>Preparação da Fração Orgânica</b> .....	62
3.5.4.	<b>Monitoramento do Piloto Experimental</b> .....	63
3.6.	Controle do pH .....	64
3.7.	Monitoramento e caracterização do biogás .....	65
3.8.	Preparação das amostras efluentes.....	66
3.8.1.	<b>Temperatura</b> .....	66
3.8.2.	<b>Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis</b> .....	66
3.8.3.	<b>Nitrogênio Total, Fósforo Total e Carbono Orgânico Total</b> .....	67
3.8.4.	<b>pH, Acidez Total e Alcalinidade Total</b> .....	67
3.8.5.	<b>DQO</b> .....	68
3.9.	Análise dos dados .....	68
4.	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	69
4.1.	Ensaio de Atividade Metanogênica Específica (AME).....	69
4.2.	Ensaio de biodegradabilidade .....	70
4.3.	Avaliação operacional do piloto experimental .....	71
4.3.1.	<b>Características dos resíduos utilizados</b> .....	71
4.3.2.	<b>Avaliação das condições ambientais</b> .....	73
4.3.2.1.	Temperatura interna e externa .....	73
4.3.2.2.	pH, alcalinidade e acidez.....	74
4.3.2.3.	Nutrientes- C/N/P .....	77
4.3.3.	<b>Avaliação da eficiência da digestão</b> .....	79
4.3.3.1.	Remoção de Sólido.....	79
4.3.3.2.	DQO.....	82
4.3.4.	<b>Avaliação da produção de biogás</b> .....	84
4.3.5.	<b>Balanco de Massa</b> .....	87
4.4.	Batelada X Semi-sequencial .....	91
5.	<b>CONCLUSÕES</b> .....	93
5.1.	Sugestões para trabalhos futuros .....	94
	<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	97
	<b>APÊNDICE</b> .....	111

## 1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Estudos da Organização das Nações Unidas (ONU) e do Banco Mundial estimam que no mundo sejam gerados 1,4 bilhões de toneladas/ano de resíduos sólidos urbanos (RSU) e até 2025 esse valor deva alcançar 2,2 bilhões/ano (PNUMA, 2015). Só o Brasil é responsável pela coleta de 259,5 mil toneladas de RSU diariamente, constituído por 51,4% de material orgânico (IBGE, 2008).

A preocupação com a saúde e o meio ambiente faz dos RSU uma opção valiosa na geração de energia. Esse material, ao ser depositado em aterros e/ou lixões produz gases que podem escapar para a atmosfera e poluir o ambiente. A fração orgânica passa pelo processo de bioestabilização gerando percolato com elevada concentração DQO e ácidos graxos voláteis (AGV) e muitas vezes rico em metais pesados. Em condições controladas ocorre a degradação em menor tempo do resíduo sólido orgânico (RSO) e os subprodutos, o biogás e o biofertilizante, podem ser utilizados, além de evitar a geração de churume (CHARLES et al., 2009).

No Brasil a aprovação da lei Nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) considera a distinção entre resíduo (material que pode ser reaproveitado ou reciclado) e rejeito (material que não é passível de reaproveitamento), no contexto do processo de gestão de resíduos e na busca de alternativas e soluções aos grandes problemas ambientais, sociais e de saúde pública.

Ainda, a lei tem entre seus princípios e objetivos, a prevenção e a precaução, o desenvolvimento sustentável, a ecoeficiência e a responsabilidade para dar a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos. A PNRS determinou metas para a eliminação e recuperação de lixões a céu aberto, a partir de 2014 as cidades devem destinar corretamente seu lixo, e as cidades que mantiverem lixões a céu aberto receberão multa.

Uma alternativa à destinação final dos RSU, e que se mostra economicamente viável é a utilização de biodigestores anaeróbios. A finalidade dos biodigestores é criar um ambiente ideal para o desenvolvimento da cultura microbiana (bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas), responsável pela digestão anaeróbia do material orgânico, ou seja, ausência de oxigênio para que o resíduo orgânico seja degradado, tendo como resultado da fermentação anaeróbia o biofertilizante, que apresenta baixa toxicidade, odor agradável, quando comparado aos resíduos em sua condição inicial, e o

biogás (COMASTRI FILHO, 1981, FARRET, 1999, CATAPAN e CATAPAN, 2009).

O tratamento anaeróbico sequencial é uma tecnologia dominada e utilizada em estações de tratamento de esgoto (ETE), em Florianópolis temos as ETES do Saco Grande e Lagoa da Conceição como exemplos. A literatura é ampla sobre o assunto, Leite et al. (2015) mostrou o potencial de produção de biogás de um biodigestor anaeróbico tratando lodo adensado, obtendo degradação da fração orgânica de lodo acima de 80% e concentração de metano no biogás superior a 60%. Outros autores mostram a eficiência desse processo no tratamento de lodo de tanque séptico isolados ou com RSO (BELLI FILHO et. al., 2002; PINTO, 2006). Já para tratamento de RSO a tecnologia usualmente aplicada são os biodigestores anaeróbios em batelada, este modelo proporciona a degradação da matéria orgânica e a produção de biogás. Entretanto enfrenta problemas de acidificação do meio (UENO et. al., 2013, DUARTE, 2014, SCHULZ, 2015).

O RSO é um material com grande potencial para a geração de energia, além de apresentar um subproduto rico em material orgânico que pode e deve ser utilizado na agricultura. Para evitar que o RSO seja despejado em aterros sanitários e torne-se um problema ambiental é necessário encontrar técnicas que maximizem o tratamento e sejam economicamente viáveis.

Na busca de um método mais eficiente, visando obter máxima conversão de material orgânico em biogás e evitar os processos de acidificação no reator este trabalho tem como objetivo geral realizar o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos do Restaurante Universitário do campus da UFSC através de biodigestor anaeróbico semi-sequencial.

Os objetivos específicos são:

- a) Verificar a melhor proporção de co-substrato a ser aplicada na instalação experimental piloto a partir de Ensaio de Atividade Metanogênica Específica (AME) e Ensaio de Biodegradabilidade;
- b) Avaliar o desempenho do reator piloto tratando resíduo sólido orgânico através de alimentação semi-sequencial;
- c) Avaliar qualitativa e quantitativamente a produção de biogás;
- d) Identificar as interações entre os parâmetros físico-químicos monitorados.



## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1. Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Gerais

#### 2.1.1. Definição e Classificação

Conforme a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), os Resíduos Sólidos são definidos como:

*Restos de atividades humanas, considerados pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis, podendo-se apresentar no estado sólido, semissólido ou líquido. Resultantes de atividades de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamentos de água, aqueles gerados em equipamentos, instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas economicamente inviáveis, em face à melhor tecnologia disponível.*

Os resíduos são classificados segundo sua origem (Tabela 1) e em classe de periculosidade segundo a ABNT 10.004/2004:

- ✓ Resíduo Classe I - Perigosos: resíduos que apresentam periculosidade, e que podem apresentar riscos à saúde pública ou ao meio ambiente.
- ✓ Resíduo Classe II - Não Perigosos
  - Resíduo Classe II A- Não Inertes: São resíduos que podem ser biodegradáveis, combustibilidade e solubilidade em água, e que não se enquadram na classificação de Classe I e nem Classe II B.
  - Resíduo Classe II B- Inerte: São quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações

superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Tabela 1 - Classificação dos resíduos sólidos quanto à sua origem.

Origem	Características
Domiciliar	Aquele originado na vida diária das residências, constituído por restos de alimentos, produtos deteriorados, jornais e revistas, garrafas e embalagens, papel higiênico e fraldas descartáveis, ou ainda itens domésticos.
Comercial	É aquele originado nos estabelecimentos comerciais e de serviços, como supermercados, bancos, lojas, bares, restaurantes, etc. O lixo destes estabelecimentos tem um forte componente de papel, plástico, embalagens diversas e material de asseio, como papel-toalha, papel higiênico, etc.
Público	São aqueles originados dos serviços de limpeza pública urbana, incluídos os resíduos de varrição das vias públicas, limpeza de praias, de galerias, córregos e terrenos baldios, podas de árvores, etc. Faz parte ainda desta classificação a limpeza de locais de feiras livres ou eventos públicos.
Hospitalar	Constituídos de resíduos sépticos que contém ou potencialmente podem conter agentes patogênicos. São produzidos em serviços de estabelecimentos de saúde, como hospitais, clínicas, laboratórios, farmácias, clínicas veterinárias, postos de saúde, etc. Este lixo é constituído de agulhas, seringas, gases, bandagens, algodões, órgãos e tecidos removidos, meios de cultura, animais usados em teste, sangue coagulado, remédios, luvas descartáveis, filmes radiológicos, etc.
Especial	São os resíduos de portos, aeroportos, terminais rodoviários ou ferroviários. Constituído de resíduos sépticos, pode conter agentes patogênicos oriundos de um quadro de epidemia de outro lugar, cidade, estado ou país. Estes resíduos são formados por material de higiene e asseio pessoal, restos de alimentação, etc.
Industrial	É aquele originado nas atividades industriais, dentro dos diversos ramos produtivos existentes. O lixo industrial é basicamente variado e pode estar relacionado ou não com o tipo de produto final da atividade industrial. É constituído por resíduos de cinzas, óleos, lodo, substâncias alcalinas ou ácidas, escórias, corrosivos, etc.
Agrícola	Resíduos sólidos das atividades agrícolas e da pecuária, como, por exemplo, embalagens de adubos e agrotóxicos, defensivos agrícolas, ração, restos de colheita, etc. Em várias regiões do mundo, este tipo de lixo vem causando preocupação crescente, destacando-se as enormes quantidades de esterco animal gerados nas fazendas de pecuária intensiva.

### **2.1.2. Panorama Nacional**

Na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008 (IBGE, 2008) os valores apresentados para a coleta de RSU diária é de 259,5 mil toneladas, com principais destinos finais os lixões a céu aberto (17,6%), aterros controlados (15,7%) e aterros sanitários (64,6%). De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil (ABRELPE, 2014) a geração total de RSU no Brasil em 2014 foi de 78.583.405 toneladas, 215,3 toneladas por dia ou 1,062 Kg de RSU/hab./dia. Desse valor 71.260.045 é coletado, isso nos leva a constatação de que 7 milhões de toneladas não foi coletada e teve uma destinação inapropriada.

Do material que é coletado apenas 41.600.875 (58,4%) tem como destino os aterros sanitários. Os outros 41,6% tem como destino os lixões ou aterros controlados, sendo que ambos não possuem o conjunto de sistemas necessários para a proteção do meio ambiente e da saúde pública. Do total de RSU gerado e coletado no Brasil, Santa Catarina (SC) é responsável por 2,29% e 2,4%, respectivamente. Das 4.662 ton/dia coletadas em SC, 71,9% tem como destino aterros sanitários. A taxa per capita de geração de RSU em SC é de 0,693 Kg/hab./dia, tal valor deixa a população do estado entre os 10 menores geradores do Brasil (ABRELPE, 2014).

### **2.1.3. Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos**

Resíduo orgânico entende-se como a fração biodegradável do RSU com um teor de umidade entre 85 e 90%, entretanto a definição de resíduos sólidos orgânicos é algo impreciso devido à variação da composição e características desse material (MATA-ALVAREZ et al. 2000). Para Silva (2009) resíduos sólidos orgânicos são a parte putrescível e não putrescível dos resíduos sólidos urbanos, dos resíduos sólidos rurais ou agrícolas, resíduos gerados de indústrias de alimentos e resíduos gerados de atividades agrícolas, como ração, adubos, restos de colheita, entre outros e de determinados tipos de resíduos indústrias e resíduos provenientes de estações de tratamento de água (ETAs) e esgoto doméstico (ETEs).

O comunicado 145 do IPEA (2012) relatou a coleta de 183 mil toneladas de resíduos sólidos por dia no Brasil. Desse valor 51,4% é material orgânico e 31,9% é material reciclável. Dados em nível nacional apontam para porcentual de umidade média da matéria orgânica superior a 50%, características ligeiramente ácidas, com

valores de pH em torno de 5,0, a relação C/N e a porcentagem de sólidos totais varia de 20 a 30 (PROSAB, 2003). Dos resíduos orgânicos os principais tipos são os dejetos de criações de animais, lodos de tratamento de efluentes, resíduos de processos industriais (especialmente da indústria alimentícia) e resíduos orgânicos domésticos (principalmente restos de alimentos) (AL SEADI et al., 2008).

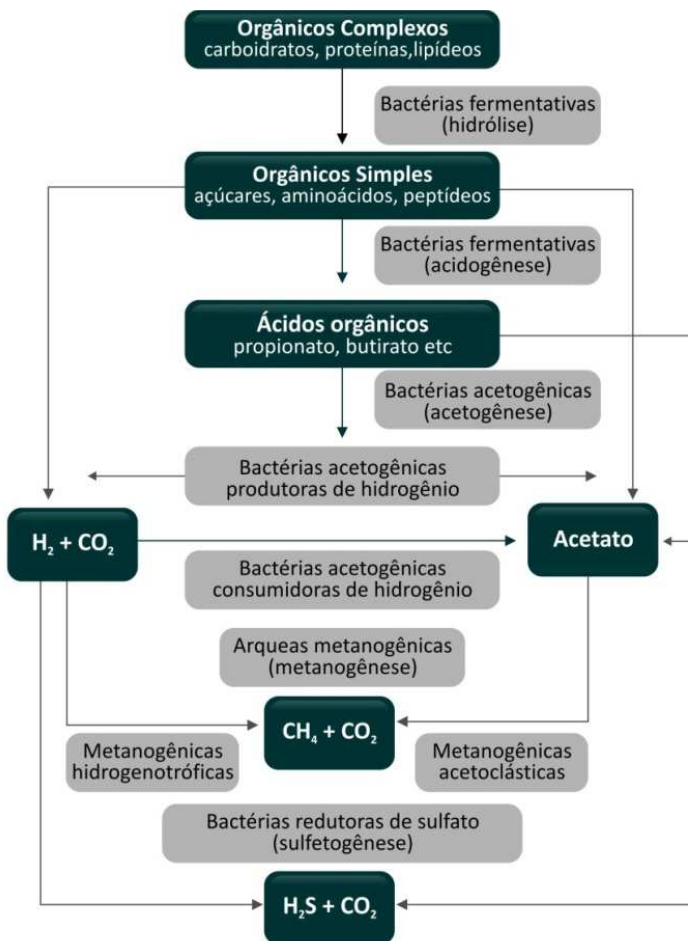
A fração sólida orgânica pode ser dividida em sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis. Na digestão anaeróbia a determinação dos sólidos voláteis ajuda na estimativa da biodegradabilidade dos resíduos, geração do biogás, carga orgânica e relação C / N, sendo essa a fração consumida pelos micro-organismos e está diretamente ligada a qualidade do biogás e biocomposto (KAYHANIAN, 1995).

## **2.2. Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia**

### **2.2.1. Digestão Anaeróbia**

A digestão anaeróbia é o processo de decomposição e redução da matéria orgânica sólida, realizada por microrganismos anaeróbios, em ambiente isento de oxigênio. No processo de conversão da matéria orgânica o  $\text{CO}_2$  é utilizado como aceptor de elétrons na formação de metano ( $\text{CH}_4$ ), todavia na presença de aceptores inorgânicos como nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), ocorre a redução dos mesmos e, conseqüentemente a produção de metano é inibida. A digestão anaeróbia pode ser dividida em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme a Figura 1. Os micro-organismos responsáveis pela digestão são divididos em três grupos, bactérias fermentativas, responsáveis pela hidrólise e acidogênese, bactérias acetogênicas, que respondem pela acetogênese e bactérias metanogênicas, atuantes na metanogênese, a fase final do processo de digestão anaeróbia. Cada grupo de bactérias tem sua função dentro do complexo processo de digestão, a concretização de todas as fases é determinante para a metanogênese e conseqüente produção do biogás (CHERNICHARO, 2007, ALVES et al., 2013, LAUWERS et al., 2013).

Figura 1- Fases da Digestão Anaeróbia.



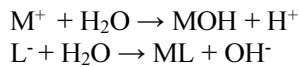
Fonte: Adaptado de Chernicharo, 2007.

### 2.2.1.1. Hidrólise

Nesta primeira fase da digestão anaeróbia os compostos orgânicos complexos são “dissolvidos” em moléculas mais simples, ou seja, proteínas, carboidratos e lipídios são digeridos por exoenzimas excretadas por bactérias fermentativas e convertidos em monômeros, podendo então passar pela membrana celular das bactérias fermentativas. Durante o processo, proteínas são convertidas a

aminoácidos, carboidratos se transformam em açúcares solúveis e lipídios em ácidos graxos de longa cadeia e glicerina (LETTINGA et al., 1996, APPELS et al., 2008).

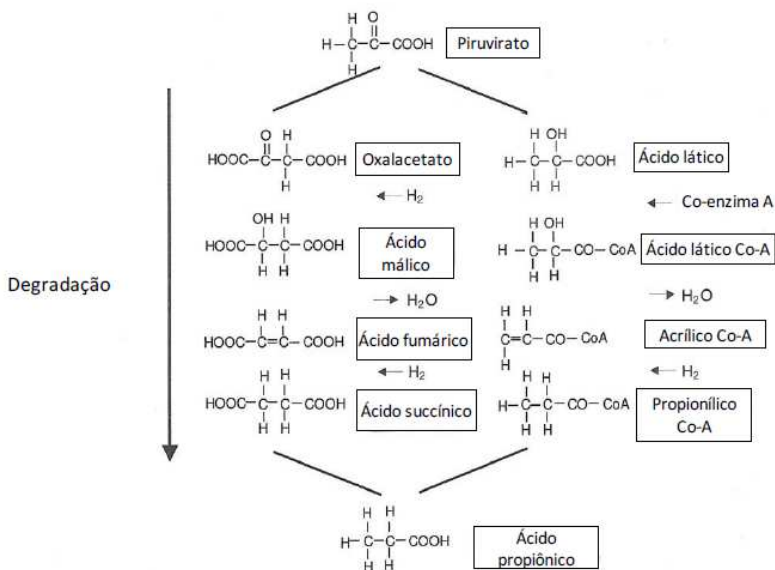
A velocidade da hidrólise pode ser influenciada pela temperatura interna do reator, pelo pH, período de permanência do substrato no reator entre outros fatores. A velocidade da hidrólise é correspondente ao tipo de substrato. A hidrólise de carboidratos ocorre em algumas horas, já para proteínas e lipídios leva alguns dias (CHAMPAGNE e LI, 2009; RAINES e BINDER, 2010). Segundo Harris (2005), a hidrólise é a reação de um íon ( $M^+$  ou  $L^-$ ) com água, formando uma substância associada, resultando na liberação de íons  $H^+$  ou  $OH^-$  conforme apresentam as equações:



#### 2.2.1.2. Acidogênese

Nessa etapa as bactérias fermentativas metabolizam os produtos solúveis da hidrólise, resultando em ácidos orgânicos de cadeia curta (ácido butírico, ácido propiônico, acetato, ácido acético), álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono. A produção de ácido acético é essencial para a formação de metano, já os demais ácidos participam na formação de outros gases, entre eles o ácido sulfúrico, composto tóxico e corrosivo, indesejável em biodigestores (NGHIEM et al., 2014). Esta etapa pode ser limitante para a digestão anaeróbia caso o material a ser degradado não seja facilmente hidrolisado. A Figura 2 mostra a degradação do ácido acético via rota do ácido butírico.

Figura 2 - Degradação do piruvirato na fase acidogênica



Fonte: Deublein e Steinhauser, 2008.

### 2.2.1.3. Acetogênese

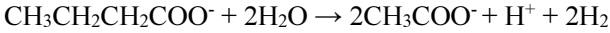
O acetato pode ser produzido pela fermentação de compostos orgânicos, mas também pela acetogênese. Na acetogênese ocorre um fenômeno chamando de transferência interespecífica de hidrogênio, que é a simbiose entre os dois grupos de microrganismos, as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio e bactérias metanogênicas consumidoras de hidrogênio.

Bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio metabolizam etanol, compostos aromáticos, propionato, butirato, etc, em acetato,  $\text{H}_2$  e  $\text{CO}_2$ . Por sua vez, bactérias metanogênicas consumidoras de hidrogênio consomem o hidrogênio e evitam que o pH no meio diminua e anule a atividade metabólica de outros microrganismos. As bactérias consumidoras de hidrogênio eliminam o hidrogênio, e isso mantém a pressão parcial de hidrogênio baixa. Gerando um ambiente favorável para que as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio degradem os derivados da acidogênese em acetato,  $\text{H}_2$  e  $\text{CO}_2$  (KHANAL, 2008). Abaixo, exemplos de degradação de alguns substratos na fase acetogênica:

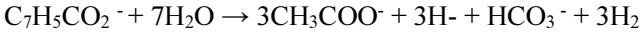
- **Propionato → acetato**



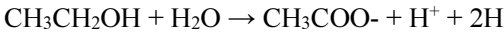
- **Butirato → acetato**



- **Benzoato → acetato**



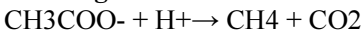
- **Etanol → acetato**



#### 2.2.1.4. Metanogênese

É a etapa final no processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono. As bactérias metanogênicas do grupo *Archaea* formam metano a partir de ácido acético, hidrogênio, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Essas bactérias são divididas em dois grupos: as bactérias metanogênicas hidrogenotróficas, que utilizam o hidrogênio e dióxido de carbono para produzir o metano, e as bactérias metanogênicas acetoclásticas que produzem o metano a partir do ácido acético ou metanol, estas geralmente limitam a velocidade de transformação do material orgânico complexo e, normalmente, são predominantes na digestão anaeróbia. Do total de metano produzido, 70% são resultantes da oxidação do ácido acético. Abaixo se observam as seguintes reações metabólicas (CHERNICHARO, 2007, FORESTI et al., 1999):

- **Metanogênese acetotrófica ou acetoclástica**



- **Metanogênese hidrogenotrófica**



#### 2.2.2. Digestão Anaeróbia de Resíduo Orgânico

O primeiro relato sobre o processo de digestão anaeróbia foi em 1776 pelo físico Alessandro Volta. Anos após (em 1867), Shirley descreveu o que chamou de “gás dos pântanos”. Em 1868 Bechamp concluiu que microrganismos eram os responsáveis pela produção do



gás metano. Em 1883 a primeira fermentação anaeróbia foi realizada por Ulysse Gayon.

Na cidade de Exeter, Reino Unido, um dos primeiros biodigestores anaeróbios foi construído no ano de 1895 e o gás produzido era usado na iluminação das ruas da cidade. Em 1914, Thum e Reichle concluíram que o processo de formação do metano se dava em duas fases: ácida e metanogênica.

No ano de 1967, um importante trabalho foi publicado por Briant, afirmando a existência de duas espécies de bactérias que convertem matéria orgânica em metano, uma a partir da utilização o acetato e a outra do hidrogênio, reduzindo o dióxido de carbono.

Estudos se seguiram e a digestão anaeróbia se mostrou uma alternativa ao tratamento de resíduos sólidos orgânicos e vem crescendo nos últimos anos. A conversão desses resíduos em metano oferece alternativa energética e benefícios ao meio ambiente (CUETOS, 2008, BOUALLAGUI et al., 2003).

Em 2005, Hartmann e Ahring executaram uma pesquisa para verificar a influência da co-digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) com estrume, para tal, foi utilizado dois sistemas termófilos, com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 14-18 dias e carga orgânica aplicada (COA) de 3,3-4,0 g-VS/L/d. No reator R1 foi estabelecido uma proporção de 50% de RSU:estrume durante seis semanas, já o R2 iniciou com a mesma proporção sendo aumentado gradativamente a quantidade de RSU até chegar em 100%. A produção de biogás ficou em 0,63-0,71 L/g-VS em ambos os sistema e obteve redução de 69-74% dos SVT no tratamento com 100% RSU.

Em análise realizada por Flor (2006), no contexto da redução da deposição de resíduos orgânicos em aterro e destinação para lamas secundárias, avaliou o tratamento conjunto desses dois substratos. Usando dois reatores anaeróbios continuamente agitados para tratar a mistura, um reator alimentado de forma contínua e o outro reator alimentado de forma semi-contínua. Não foram encontradas diferenças significativas entre os seus desempenhos, tendo sido atingidas cargas orgânicas de 19 Kg DQO/m<sup>3</sup>/d e reduções de sólidos totais voláteis (STV) e demanda química de oxigênio (DQO), superiores a 50%, sem que se verificassem efeitos inibitórios.

Pesquisas feitas por Pinto (2006) utilizando reator anaeróbio, mostrou remoções de DQO entre 85 e 95% ao ser operado em condições estáveis para a carga orgânica volumétrica de 8 g DQO/L/d, em estudo sobre eficiência da digestão anaeróbia na bioestabilização de sólidos orgânicos de elevada concentração. Foram realizados ensaios de

digestão anaeróbia de lodos de tanques sépticos isolados e integrados com RSO. Nos ensaios de biodegradabilidade dejetos/RSO, observou-se uma forte correlação entre a porcentagem de remoção de DQO e a adição de dejetos suínos sugerindo que ocorrera uma preferência dos microrganismos em degradar os dejetos suínos, não sendo notada uma melhora na biodegradação dos RSO.

Os RSO foram utilizados por Zhang et al. (2007) em reator anaeróbio com TDH de 28 dias e COV de 10,5g SV/L. A produção de metano foi de 0,435 L/g SV, sendo 73% de metano no biogás.

Em 2009, Silva com a proposta de tratar resíduos de fruta e verduras e águas residuárias doméstica, propôs o tratamento anaeróbio desse material, com diferentes concentrações de SVT, visando à máxima produção metano no biogás e a estabilização do material orgânico. Em seus resultados a máxima porcentagem de metano contido no biogás foi de 61,5%. Os maiores percentuais de transformação nutrientes e de DQO para STF aumentaram com a redução da concentração de ST aplicados ao reator.

Ao avaliar a tratabilidade de resíduos sólidos orgânicos provenientes da cozinha de um restaurante universitário, Reis (2012) utilizou um biodigestor anaeróbio para avaliar a eficiência do processo de remoção de matéria orgânica e produção de biogás. O sistema apresentou eficiência média de remoção de 70 % para DQO e de 82 % para STV.

Com objetivo de estudar a produção de biogás a partir de resíduos alimentares domésticos, Gonçalves (2013) realizou ensaios experimentais com diferentes tipos de resíduos alimentares, diferentes composições de resíduos alimentares e dois formatos de reatores diferentes. Verificou-se que durante a primeira fase de produção de biogás são consumidos 57% dos resíduos alimentares, sendo apenas 35% de resíduos alimentares consumidos na fase de anaerobiose com produção de metano e dióxido de carbono.

Em 2015, Santos avaliou a produção de biogás e eficiência no tratamento de resíduos sólidos de refeição de restaurante (RSRR) a partir de inoculação com dejetos bovinos de um reator de polietileno de alta densidade de 200L operado com tempo de detenção hidráulica de 75 dias, em regime psicrófilico. A digestão dos resíduos sólidos de refeições de restaurante se mostrou eficiente, com bons percentuais de remoção de STV (94%), COT (77%) e DQO (84%). A qualidade do biogás se mostrou dentro dos valores médios especificados pela literatura, ao longo de todo o período, com produção de 50,7% de CH<sub>4</sub> e 48,9% de CO<sub>2</sub>, com baixa ocorrência de ácido sulfídrico.

Com o objetivo de determinar as condições operacionais adequadas para a obtenção do melhor rendimento na produção de biogás, Schulz (2015) utilizou como substrato a fração orgânica rejeitada pela operação da central de triagem do aterro sanitário município de São Leopoldo – RS. Como resultado tem-se que a fração orgânica de RSU demonstrou possuir um elevado potencial de degradação e produção de biogás (mínimo de 6,71 e máximo de 22,45 m<sup>3</sup>/ton RSU). Os teores de metano ficaram entre 70% e 80% ao final das bateladas, mesmo com pH ácidos (5,5 - 5,6).

### **2.2.3. Co-digestão**

A digestão anaeróbia é uma realidade para o tratamento de resíduos orgânicos, porém as características de alguns materiais dificultam o bom funcionamento do biodigestor, para tal, a co-digestão é uma opção para ultrapassar os inconvenientes da digestão e para melhorar a viabilidade econômica do reator (MATA–ALVAREZ et al., 2014).

A co-digestão é um método utilizado para melhorar o rendimento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos através da mistura de diferentes co-substratos estabelecendo um equilíbrio nutricional. A co-digestão pode se dar pela diluição do RSU, a mistura com outro substrato ou ambos (MATA-ALVAREZ et al., 2000). A determinação da proporção ideal entre os co-substratos beneficia as características de funcionamento do biodigestor (BROW e LI, 2013), melhora a relação C/N, diminui a concentração de nitrogênio (CUETOS et al., 2008) e resultam em maior rendimento de biogás.

Diversos estudos têm demonstrado o aumento na digestibilidade da biomassa e na produção de biogás com a co-digestão. Sosnowski et al. (2003) verificaram o aumento da produção de biogás ao adicionar RSU (fração orgânica) em biorreatores com lodo de esgoto. Igualmente, uma maior produção de biogás foi verificada por Hartmann e Ahring (2005) na co-digestão de RSU com estrume.

A produção de biogás aumentou com a mistura de RSU e resíduos de abatedouros (CUETOS et al., 2008), com gordura, óleo e graxa do lodo de tratamento de esgoto (MARTÍN-GONZÁLEZ et al., 2010), óleo vegetal, gorduras animais, celulose e proteínas (PONSÁ et al., 2011) e com resíduos de melão (ANJUM et al., 2012). Brow e Li (2013) mostraram o benefício da co-digestão de resíduos alimentares e resíduos de jardinagem. Resultados encontrados pelos autores citados estão representados na Tabela 2. A co-digestão de RSO e estrume de

gado foi estudada por Zhang et al (2013), em reator em batelada e semi-sequencial, obtendo, respectivamente, rendimento de metano de 388 ml/gVS e 317 ml /gVS.

Tabela 2 - Dados da literatura sobre co-digestão

Co-substrato	% cosubs.*	Temp. °C*	COV* g de SSV/L/dia	Biogás L/g de SSV	Autor
Lodo de esgoto	75	56	3,1	0,23	SOSNOWSKI et al. (2003)
Estrume	50	55	3,5	0,4	HARTMANN e AHRING (2005)
Resíduos de abatedouro	15	34	3,7	0,8	CUETOS et al. (2008)
Gordura de lodo de esgoto	15	37	4,5	0,55	MARTIN-GONZÁLEZ et al. (2010)
Óleo vegetal	20	37	-	0,7	PONSÁ et al. (2011)
Gordura animal	20	37	-	0,6	
Celulose	20	37	-	0,26	
Proteína	20	37	-	0,29	
Resíduos de melão	30	38	3,37	-	ANJUM et al. (2012)
Resíduos de jardinagem	80	36	-	0,12	BROW e LI (2013)

Obs.: % cosubs: % de co-substrato utilizada na co-digestão com RSU; Temp. °C: temperatura de funcionamento do Biodigestor; COV: Carga Orgânica Volumétrica.

Ao revisar os diversos trabalhos publicados na área de tratamento anaeróbio de RSO, Esposito (2012) chegou à conclusão que a co-digestão resulta no aumento do potencial de produção metano quando a mistura é preparado com percentagens adequadas dos diferentes substratos orgânicos a ser digerido. O efeito benéfico do co-digestão é devido, principalmente, ao equilíbrio de C/N.

### 2.2.4. Temperatura

Dos fatores físicos a temperatura durante o processo de digestão anaeróbia pode apresentar efeitos significativos na comunidade microbiana, estabilidade e produção de biogás. A formação do metano ocorre em uma ampla faixa de temperatura (0°C a 97°C), ótimos níveis de produção de biogás são registrados na faixa mesófila (30 a 35 °C) e termófila (50 a 55°C).

A taxa de crescimento das bactérias termófilas é superior às demais, isso se dá pela maior disposição de energia nessa faixa de temperatura, ao tratar resíduos vegetais pode-se observar média de 41% e 144% a mais de taxa de produção de biogás do que em condições mesofílica e psicofílica (0 a 25°C), respectivamente (BOUALLAGUI et al., 2004). A Tabela 3 e Figura 3 mostram as características das espécies de bactérias em relação à temperatura.

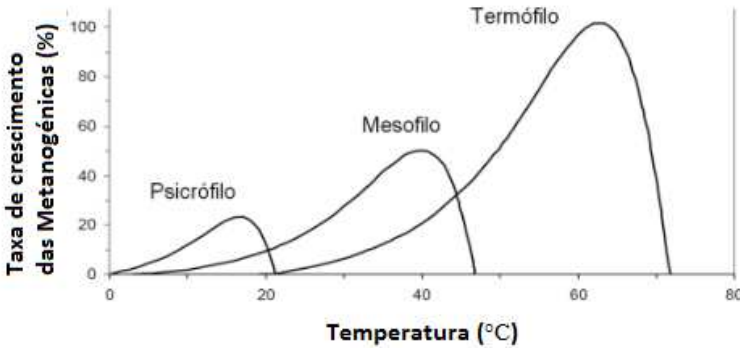
A menor velocidade de crescimento fica com as bactérias psicófilas (Tabela 3). A zona psicofílica é, normalmente, utilizada em sistemas simplificados e pequenos biodigestores, onde o rendimento na produção de biogás é baixo, pois geralmente existem dificuldades no funcionamento e baixa velocidade de degradação. Quando nos referimos ao uso comercial, o mais usual são os digestores mesofílicos. Nessa faixa de temperatura têm-se condições favoráveis de crescimento microbiano, estabilidade do processo e velocidade de degradação (PROBIOGÁS,2010) (Figura 3).

Tabela 3 - Características das espécies bacterianas em função da temperatura

Faixa de temperaturas	Intervalo	Valor ótimo	Taxa de duplicação
Psicofílica	15°C - 25°C	18°C	10 - 40 dias
Mesofílica	30°C - 40°C	35°C	2- 10 dias
Termofílica	50°C - 60°C	55°C	1-2 dias

Fonte: Fernandes, 2013.

Figura 3 - Taxa de crescimento relativa dos microrganismos nas diferentes gamas de temperatura.



Fonte: Adaptado: Chernicharro (2007)

Variações bruscas de temperatura interferem na quantidade de metano, devido ao desbalanceamento entre as populações de bactérias metanogênicas hidrogenotróficas e acetoclásticas (CHERNICHARO, 1997). Temperaturas na faixa psicófila (0 a 20 °C) resultam em esgotamento da energia para as bactérias, chegando até a lise celular.

Altas temperaturas (45 a 70°C) favorecem a produção de ácidos voláteis, principalmente a amônia, diminuindo a atividade metanogênica e o rendimento na produção do biogás (FEZZANI; CHEIKH, 2010). Acima de 65°C ocorre a desnaturação das enzimas (BRISKI et al., 2007; LÉVEN et al., 2012). No entanto, a faixa termófila apresenta algumas vantagens, tais como uma taxa mais rápida de degradação de resíduos orgânicos, menor viscosidade do efluente e maior taxa de destruição de patógeno (ZHU et al., 2009).

### 2.2.5. pH, alcalinidade e ácidos voláteis

O valor do potencial hidrogeniônico- pH é um parâmetro importante para o desenvolvimento microbiano. Cada microrganismo apresenta uma faixa de pH ótimo para o seu desenvolvimento e depende também do tipo de substrato.

As bactérias produtoras de metano apresentam melhores valores de crescimento em valores de pH entre 6,0 e 8,0 (CHERNICHARO, 2007), desta forma o principal objetivo do controle do pH é evitar a inibição dos microrganismos metanogênicos (HORIUCHI et al., 2002).

Appels et al. (2008) destacam que o pH do sistema é controlado pela concentração do  $\text{CO}_2$  na fase gasosa e pela alcalinidade do bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) na fase líquida. Se por um lado a concentração de nitrogênio e alcalinidade elevadas favorecem a estabilização de pH, por outro lado, o elevado teor de nitrogênio poderá ser tóxico, principalmente para as bactérias metanogênicas (REIS, 2012). Para o processo funcionar corretamente a faixa de alcalinidade deve estar entre 1000 e 5000 mg/L (METCALF e EDDY, 2003) e assim manter a capacidade tamponante e evitar mudanças no pH (CHERNICHARO, 2007).

Os ácidos orgânicos voláteis (AOV) são substâncias intermediárias metabolizadas por bactérias fermentativas acetogênicas, os principais são o ácido acético, ácido propiônico, ácido isobutírico, ácido butírico, ácido isovalérico, ácido valérico, ácido isocapróico e ácido caprótico. O acúmulo deste pode causar desequilíbrio do sistema, redução do pH e paralisação das reações metabólicas em especial das bactérias metanogênicas, que são mais sensíveis ao pH que as bactéria produtoras de ácidos. Isso significa que em um reator anaeróbio a produção de ácidos pode continuar mesmo que a produção de metano tenha sido inibida pelos baixos valores de pH (CHERNICHARO, 1997, WANG et al., 1999, KYMÄLÄINEN et al., 2011).

Deste modo, em reatores anaeróbios, a manutenção do pH pode ser limitante para o sucesso do processo. Lozada et al., (2005) relatam que, quando o sistema apresenta queda de pH devido aos ácidos orgânicos ou em casos eventuais de instabilidade, uma opção para evitar o desequilíbrio da população microbiana é manter pH próximo à neutralidade é adicionar substâncias alcalinizantes. São opções o hidróxido de sódio ou bicarbonato de sódio, este se apresenta como melhor opção visto que já é um produto final da metanogênese.

Duarte (2014) em seu estudo observou queda gradativa do pH nos primeiros 15 dias de tratamento anaeróbio de RSU chegando a valores de pH 4 e zero de alcalinidade, sendo necessário adicionar  $\text{NaHCO}_3$  na tentativa de estabilizar o meio. Ueno et al. (2013) tratando vinhaça *in natura*, adicionou hidróxido de sódio no ajuste do pH em 6,5 e Ramirez (2002) acrescentou bicarbonato de sódio em reatores UASB tratando dejetos suínos e observou melhor eficiência na remoção de carbono, de modo a reduzir a relação AVT/alcalinidade a valores próximos a 0,30.

Em 2014, Schulz realizou um estudo com digestão anaeróbia em batelada tratando resíduos orgânicos e um dos problemas enfrentados foi a queda do pH e consequente diminuição na produção de biogás. Com a finalidade de manter o pH próximo a neutralidade foi adicionado

hidróxido de sódio. Na batelada em que o pH ficou abaixo de 5 foi utilizado 3,05L de NaOH 6M (para 40L de resíduo).

### **2.2.6. Nutrientes**

A disponibilidade de nutrientes é um fator relevante, a relação Carbono: Nitrogênio pode ser limitante para as reações, uma vez que o carbono é a base para o fornecimento de energia e o nitrogênio ao ser convertidos em  $\text{NH}_3$  é assimilado para a síntese de novas células e microrganismos (KHALID et al., 2011).

A relação carbono/nitrogênio (C/N) ótima situa-se entre 20 e 30, onde o principal fornecedor de carbono são os restos de culturas vegetais e de nitrogênio são os resíduos alimentares e de origem animal (GUEDES, 2007).

O nitrogênio e o fósforo são nutrientes indispensáveis para todos os processos biológicos, a quantidade desses nutrientes, em relação à matéria orgânica, influencia as reações de oxidação do substrato orgânico e a eficiência dos microrganismos para obter energia para síntese, assume-se como satisfatória a relação C:N:P de 130:5:1 (FORESTI et al., 1999, CHERNICHARO, 2007).

Outros elementos como enxofre, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B12 são essenciais para os microrganismos metanogênicos e o balanceamento desses nutrientes é limitante para as reações do processo, uma vez que, parte destes nutrientes é requerida pelas bactérias para formar o metano a partir do acetato, entretanto a exigência exata destes nutrientes é difícil de ser determinada (CHERNICHARO, 1997, IGONI et al., 2008).

### **2.2.7. Composição Microbiana**

O princípio da digestão anaeróbia é a conversão de macromoléculas orgânicas em compostos de baixo peso molecular, sendo os microrganismos indispensáveis para esse processo. Para uma comunidade microbiológica anaeróbia se estabelecer e multiplicar é necessário tempo e condições físicas e químicas favoráveis. Para acelerar esse processo é importante encontrar inóculo apropriado que contenha os microrganismos necessários para a otimização do processo de degradação, assim como a adequada relação substrato: inóculo (LOPES et al., 2004, CARNEIRO, 2005).

Parâmetros como pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, DQO, concentração de nitrogênio amoniacal e o valor de produção de



biogás sofrem influência do inóculo utilizado (MAYER, 2013). Uma ampla comunidade microbiológica está relacionada à digestão anaeróbia. Três grandes grupos são as principais: as bactérias fermentativas, as bactérias acetogênicas e as bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 1997). Outros microrganismos, tais como actinomyces, *Thermomonospora*, *Ralstonia* e *Shewanella* estão envolvidas na degradação dos resíduos em ácidos graxos voláteis (IKE et al, 2010).

Dentre as principais contribuintes para a produção de metano destaca-se as *Methanosarcina*, *Methanosaeta*, *Methanobrevibacter*, *Methanobacterium*, *Methanospirillum* (CHERNICHARO, 2007; CHARLES et al., 2009 e IKE et al, 2010), contudo Trzcinski et al. (2010), observaram o aumento na produção de metano decorrência do aumento do número de espécies hidrogenotróficas.

### **2.2.8. Relação inóculo/substrato**

O ecossistema anaeróbio em um reator não se instala imediatamente após a inserção dos resíduos, por isso a importância da inoculação para reduzir o tempo de bioestabilização do reator. A inoculação consiste em inserir certa quantidade de determinada comunidade microbiana com atividade metanogênica conhecida em um reator a fim de acelerar o processo de digestão anaeróbia, como por exemplo, lodo de reator anaeróbio ativo de ETEs (CHERNICHARO, 1997).

O inóculo também tem a função de manter o equilíbrio do pH, acelerar a digestão e aumentar a produção de biogás (AGDAG e SPONZA, 2007; CARNEIRO, 2005; HARTMANN; AHRING, 2005). A proporção adequada de inóculo em relação ao substrato pode determinar o volume de biogás produzido, a remoção de DQO, nitrogênio e a degradação final do substrato (AMORIN, 2012, SANTOS, 2014).

Avaliando a interferência na produção de biogás em relação à porcentagem de lodo adicionado ao reator, Amorim (2012) verificou a maior produção de biogás no reator com 30% de inóculo (em volume) e acúmulo imensurável para o reator sem inóculo, resultado semelhante ao encontrado por Forster-Carneiro (2008) na biodegradação de resíduos alimentares e por Mata-Alvares (2003), que sugeriu a porcentagem efetiva para o tratamento anaeróbio de RSU em 30% (v/v) de inóculo.

Chynoweth (1993) utilizou como inóculo rúmen e lodo primário, evidenciando em seu estudo as vantagens da proporção inóculo:

substrato em 2:1, a mesma proporção foi determinada como ideal por Nges et al. (2012) para o tratamento de resíduos industriais, resultando em total degradação da matéria prima.

### **2.2.9. Agitação e pré-tratamento**

O princípio da agitação é manter a temperatura, a uniformidade da mistura e a redução de espuma no interior de reatores anaeróbios. Também auxilia na saída do biogás (CHERNICHARO, 1997). Entretanto quando a intensidade e o tempo de agitação são demasiados, resulta em aumento da tensão de cisalhamento, o que pode reduzir e acabar com a formação de flocos e agregados microbianos e reduzir a produção de biogás (KIM et al., 2002; STROOT et al., 2001).

Efeito negativo na produção de biogás foi observado por Lindmark (2014) ao avaliar os efeitos do aumento na intensidade de mistura tratando resíduos orgânicos de RSU. A menor intensidade (25 RPM) obteve maior produção de biogás quando comparado à maior intensidade (150 RPM). Intensidade semelhante de agitação foi utilizada por Schulz (2015) e Rempel (2014) que optaram por 29 RPM em intervalos de 2 horas.

## **2.3. Atividade Metanogênica Específica**

### **2.3.1. Considerações Preliminares**

A atividade metanogênica específica (AME) é uma importante forma de avaliação e monitoramento de processos anaeróbios, serve também como parâmetro para o controle de estabilidade de reatores. Auxilia na determinação de condições de partida de um reator, da evolução e de possíveis alterações na qualidade da biomassa (CHERNICHARO, 2007). Tem o objetivo de avaliar o potencial de produção de biogás dos microrganismos. Consiste em incubar uma pequena quantidade de biomassa (g SVT), em um meio contendo nutrientes, medindo-se a produção de gás de maneira controlada.

A AME é calculada através dos valores da taxa de produção de metano, por unidade de biomassa (SVT) e unidade de tempo. É necessário um ambiente anaeróbio, nutrientes para obtenção da atividade biológica máxima, adequada população de microrganismos e alimento suficiente para obtenção da taxa máxima de remoção de substrato. O teste de atividade microbiana pode ser utilizado para

quantificar e qualificar o potencial da biomassa na conversão de substratos solúveis em metano e gás carbônico (ALQUINO et al., 2007).

A AME é uma importante ferramenta para o controle operacional de reatores anaeróbios, podendo ser utilizado como um parâmetro de monitoramento da "eficiência" da população metanogênica presente em um reator biológico e estabelece a carga orgânica máxima que pode ser aplicada com minimização do risco de desbalanceamento do processo anaeróbio (FORESTI et al., 1999).

O cálculo da AME é determinados pela taxa de produtividade máxima de metano ( $\text{mL CH}_4 \cdot \text{gSSV} \cdot \text{h}$  ou  $\text{gDQOCH}_4 \cdot \text{gSSV} \cdot \text{d}$ ), de acordo com a equação 01 (CHERNICHARO, 2007):

$$AME_{max} = \frac{dV}{dt} \times \frac{24\text{h/d}}{350\text{mL/gDQO}} \times \frac{1}{SSV} \times \frac{1}{V}$$

Equação 01

Onde:

$AME_{max}$ : atividade metanogênica específica

$dV/dt$ : velocidade máxima da produção de  $\text{CH}_4$

SSV: concentração de sólidos voláteis do inóculo

V: volume do meio de reação

### 2.3.2. Metodologias Empregadas para o Teste

O procedimento usual para determinar a atividade metanogênica envolve inoculação de uma série de tubos de ensaio contendo uma pequena quantidade do substrato alvo com inóculo anaeróbio, incubando-os a uma temperatura controlada, e verificando periodicamente a produção de metano por amostragem manual e determinação do volume de gás liberado.

Esse procedimento demanda espaço físico, tempo, trabalho e podem ocorrer erros devido à avaliação dos dados gerados ser manual. O AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System) é um sistema de medições on-line de biogás produzido pela digestão anaeróbia de qualquer substrato biológico degradável em escala de laboratório.

### 2.3.3. AMPTS II

O sistema AMPTS (Figura 4) é composto por três unidades/etapas. Na primeira unidade (*unidade de incubação da amostra*), estão os frascos que contêm a amostra e o inóculo anaeróbio, os frascos serão mantidos em banho-maria a uma temperatura desejada, cada frasco possui um agitador rotativo e mangueiras de condução do biogás, os frascos são ligados em série. O biogás é então produzido continuamente e enviado para a segunda unidade (*unidade de fixação do CO<sub>2</sub>*), onde o biogás produzido em cada frasco da primeira unidade passa para um frasco individual contendo uma solução alcalina, ali o CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S, são retidos pela interação química com NaOH, permitindo apenas a passagem do CH<sub>4</sub> para a unidade de monitoramento. O indicador de pH fenolftaleína é adicionado em cada frasco para controlar a saturação do NaOH por CO<sub>2</sub>.

Na terceira unidade (*dispositivo de medição do volume de gás*) há um sistema de pás que levantam de acordo com o acúmulo de gás, o volume de CH<sub>4</sub> liberado da segunda unidade é medido utilizando um dispositivo de medição que funciona de acordo com o princípio do deslocamento e flutuabilidade das pás, desta forma é possível monitorar o fluxo de gás, um impulso digital é gerado à medida que determinado volume de gás passa através do dispositivo. O sistema está conectado a um computador e um software e todos os dados gerados são armazenados e os resultados podem ser analisados.

Figura 4 - Sistema AMPTS



Fonte: Manual AMPTS II.

## **2.4. Ensaio de Biodegradabilidade**

O ensaio de biodegradabilidade é muito semelhante ao ensaio AME, ambos se baseiam na medição da produção acumulada de metano, entretanto o ensaio de biodegradabilidade quantifica o biogás que se acumula no meio em função da degradação do substrato a ser avaliado (OWEN et al, 1978).

## **2.5. Biodigestores Anaeróbios**

Biodigestor Anaeróbio pode ser definido como uma tecnologia, composto por uma câmara fechada, utilizado para tratar resíduos orgânicos na ausência de oxigênio ocorrendo à degradação e decomposição da matéria orgânica pela ação de micro-organismos, tendo como subprodutos o biogás e o biofertilizante.

O processo anaeróbio de biodegradação só ocorre na fração orgânica do substrato, deste modo, quanto maior o teor de sólidos voláteis, maior a taxa de conversão dada massa orgânica. Para biodigestores anaeróbios tratando resíduos sólidos orgânicos é indicado classificar de acordo com o número de estágios, o teor de sólidos e o tipo de alimentação (VANDEVIVERE et al., 2002).

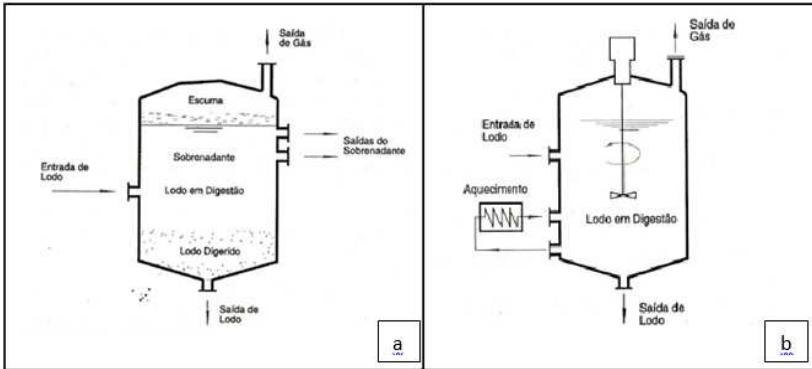
### **2.5.1. Número de Estágios**

Os biodigestores podem ser classificados pelo número de estágios, para o tratamento de RSO são usualmente utilizados sistemas de um estágio (Figura 5), dois estágios (Figura 6) ou sistemas multi-estágios.

Em sistema de um estágio as reações de hidrólise, acidificação, acetogênese e metanogênese ocorrem simultaneamente em um mesmo digestor. Esse modelo é mais usual, pois apresenta vantagens quanto ao custo de investimento, ao manejo e manutenção (VANDEVIVERE et al., 2002).

Em reatores de um estágio a digestão pode ocorrer por via úmida ou via seca. Na digestão úmida o teor de sólidos não deve ultrapassar 15% e em geral passa por um processo de mistura, trituração e diluição (FARNETI et al., 1999). Na digestão seca o substrato não recebe pré-tratamento, apenas a retirada de material inerte, e o teor de sólidos situa-se em 15 a 40% (VANDEVIVERE et al., 2002).

Figura 5 - Representação esquemática de reator um estágio: a) baixa carga. b) alta carga.

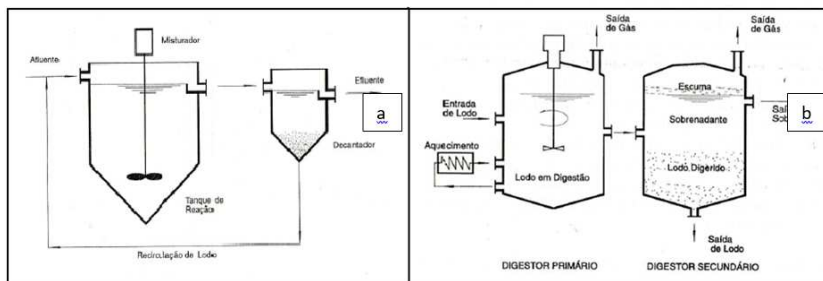


Fonte: Chernicharo, 2007

Em sistemas de dois ou múltiplos estágios as reações ocorrem sequencialmente em digestores separados. Nos sistemas de dois (Figura 6) ou múltiplos estágios cada uma das etapas da digestão anaeróbia ocorre em separado, alcançando níveis de degradação mais elevados para menores tempos de retenção. A principal vantagem desse sistema é a possibilidade de evitar a acidificação do meio e impedir a inibição da metanogênese (VANDEVIVERE et al., 2002).

Os reatores dois estágios apresentam melhor desempenho frente ao acúmulo de substâncias inibidoras e à flutuação da carga orgânica volumétrica, proveniente da heterogeneidade dos resíduos (VANDEVIVERE et al., 2002), afirmativa corroborada pela pesquisa de Pavan et al. (1999) apud Vandevivere et al. (2002) comparando o desempenho dos sistemas de um e dois estágios e tendo como resultado o colapso do sistema de um estágio com cargas de  $3,3 \text{ kgSV/m}^3\cdot\text{dia}$ , enquanto o sistema de dois estágios permaneceu estável com carga orgânica de  $7 \text{ kgSV/m}^3\cdot\text{dia}$ .

Figura 6 - Representação esquemática de reator dois estágios. a) baixa carga. b) alta carga.



Fonte: Chernicharo (2007)

### 2.5.2. Teor de Sólidos

O teor de sólidos pode ser um fator limitante para o funcionamento e manejo de um biodigestor anaeróbio, a concentração de sólidos influencia diretamente a produção de biogás e o pH do sistema, podendo ser positiva ou negativa (BOUALLAGUI et al., 2003). Biodigestores podem ser classificados de acordo com o teor de sólidos, para valores entre 5% e 15% o sistema é considerado de baixo teor de sólidos. Em sistema de alta carga, o teor de sólidos fica entre 15% e 40% (MATA-ALVAREZ, 2003; DÍAZ et al., 2003).

Em digestores de baixa carga não há agitadores e a digestão ocorre em um único tanque (Figura 5a), o sobrenadante e o lodo estabilizado são retirados periodicamente do reator e apenas 50% do volume do reator é efetivamente utilizado. Para altas cargas são utilizados digestores de um, dois ou múltiplos estágios. O digestor usualmente conta com sistema de agitação, recirculação e aquecimento (CHERNICHARO, 2007).

### 2.5.3. Tipo de Alimentação

Outra classificação dada aos biodigestores é referente ao tipo de alimentação. No tratamento de resíduos sólidos a alimentação pode ocorrer de forma contínua ou em batelada.

Nos sistemas de alimentação contínua, a produção de biogás é contínua, esse processo é resultante da adição constante e regular dos resíduos orgânicos a serem digeridos, ao mesmo tempo em que é retirada uma quantidade igual de resíduos já digeridos. Uma

desvantagem dos sistemas contínuos é a possibilidade de parte do resíduo extraído continuamente do digestor não se encontrar completamente digerido e estabilizado (RODRIGUES, 2005).

Nos sistemas anaeróbios em batelada (ou de um estágio) para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, as reações de hidrólise, acidificação, acetogênese e metanogênese ocorrem simultaneamente no mesmo digestor. A alimentação em batelada para esse sistema ocorre com os resíduos frescos sendo introduzidos no reator em um único momento, com ou sem adição de inóculo, e digeridos durante o tempo de retenção de sólidos. Cessando o período de digestão anaeróbia, os resíduos digeridos são descarregados e o processo é reiniciado (VANDEVIVERE et al., 2002).

## **2.6. Biogás**

### **2.6.1. Características**

O biogás, gás produzido durante o processo de digestão anaeróbia, é constituído por uma mistura de gases como o metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), seguido em menores concentrações por hidrogênio ( $\text{H}_2$ ), nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) e gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), entre outros. Geralmente, à saída do digestor, o biogás apresenta-se saturado em vapor de água. A composição do biogás depende da natureza do resíduo digerido e das condições em que a digestão anaeróbia se processa (MONTE, 2010). Segundo Malina e Pohland (1992) e Metcalf e Eddy (2003) a produção de gás metano  $\text{CH}_4$  por quantidade de DQO removidos é de  $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg DQO}_{\text{removida}}$ .

O biogás apresenta um elevado poder calorífico, podendo ser utilizado como qualquer outro gás combustível, na geração de energia elétrica, mecânica e térmica, possibilitando uma redução nos custos de produção. O biogás pode ser recuperado para diversos fins, como: (i) combustível em caldeiras, fornos e estufas em substituição aos outros tipos de combustíveis; (ii) geração de eletricidade para uso local ou venda para a rede da concessionária de energia; (iii) co-geração de eletricidade e calor e (iv) combustível alternativo visando à injeção na linha de gás natural ou o aproveitamento como combustível veicular (LOBATO, 2011).

Segundo Comastri Filho (1981)  $1 \text{ m}^3$  de biogás equivale a 0,55 L de óleo diesel, 0,45 L de gás de cozinha, 1,43 kWh de eletricidade e 1,5 kg de lenha. Silva (2009) determinou o poder calorífico do biogás, variando de 5.000 a 7.000 kcal/ $\text{m}^3$  em função da porcentagem que o



metano participa de sua composição, sendo que esse valor pode chegar a 12.000 kcal/m<sup>3</sup> se o dióxido de carbono e outros contaminantes forem eliminados da mistura. Em seu trabalho Gorgati (1996) constatou o potencial do lixo urbano na produção de biogás, com a produção de 0,1323 a 0,1395 m<sup>3</sup> de biogás por kg de lixo “in natura”. Vogt et al. (2002), Forster-Carneiro et al. (2008) e Walker et al. (2009), obtiveram, respectivamente, rendimento de metano de 360, 530 e 200 L/kg de STV para o RSU e Zhang et al. (2011) avaliando restos de alimento obteve 396 L de CH<sub>4</sub>/kg de STV.

### **2.6.2. Valorização do Biogás e Produção de Energia**

O Brasil é um país com tradição no uso de fontes renováveis de energia, onde se destaca o uso da energia hidrelétrica (acima de 80%). O país apresenta potencial para utilização de fontes renováveis de energia, destacando-se entre elas a energia solar, eólica e biomassa. As tecnologias a base de fontes renováveis são atrativas e oferecem vantagens ambientais e socioeconômicas, pois cria fontes de energia elétrica descentralizada e em pequena escala, fundamental para o desenvolvimento sustentável, além de reduzir os impactos ambientais, no caso do biogás, reduz a emissão de gases do efeito estufa (COLDEBELLA, 2006). A economia e utilização do biogás mantém a sanidade ambiental e promove o desenvolvimento microeconômico local, pois acontece a partir da descentralização da geração de energia (BLEY JUNIOR et al, 2009).

Com o intuito de promover a diversificação da Matriz Energética Brasileira, buscando alternativas para aumentar a segurança no abastecimento de energia elétrica, além de permitir a valorização das características e potencialidades regionais e locais, foi criado pela Lei nº 10.438, de 26 de abril de 2002 o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica (PROINFA), instituído com o objetivo de aumentar a participação da energia elétrica produzida por empreendimentos concebidos com base em fontes eólicas, biomassa e pequenas centrais hidrelétricas (PCH) no Sistema Elétrico Interligado Nacional (SIN).

No caso do biogás, a energia química contida em suas moléculas é convertida em energia mecânica por um processo de combustão controlada. Existem diversas tecnologias para efetuar a conversão energética do biogás.

As turbinas a gás onde a energia potencial termodinâmica contida nos gases quentes provenientes de uma combustão é convertida em

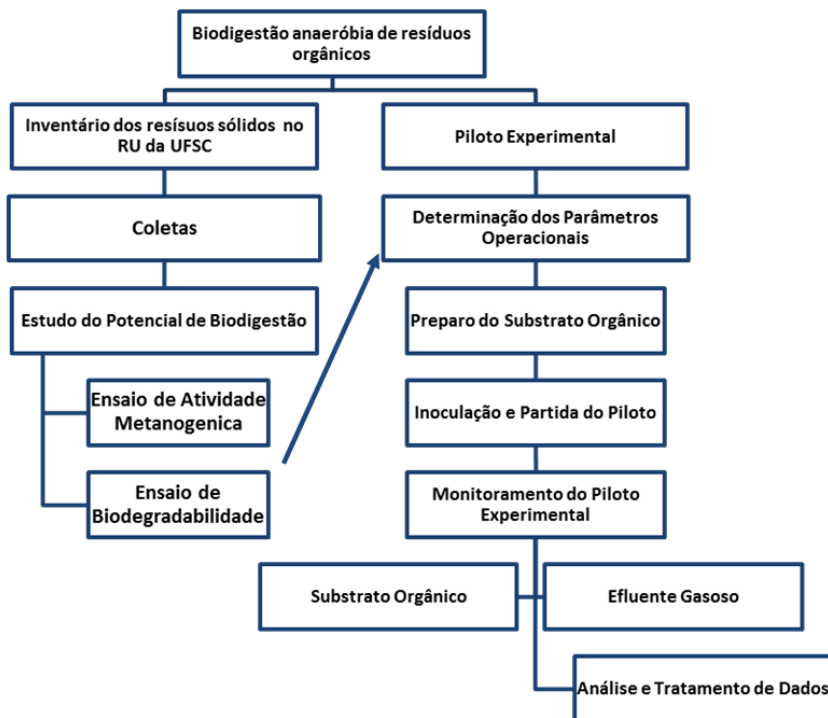
trabalho mecânico ou utilizada para propulsão (COSTA et al 2003). As Turbinas a Vapor são máquinas de combustão externa e o fluido de trabalho é o vapor de água sob pressão e a alta temperatura, e o calor necessário deve ser transferido dos produtos de combustão ao fluido de trabalho através das serpentinas no interior da caldeira. Os motores de combustão interna produzem energia mecânica através da queima de uma mistura de vapor e combustível dentro de um cilindro. Por meio de um virabrequim, a energia mecânica é gerada com a transformação do movimento retilíneo do pistão em circular (CORREA, 2003).

A cogeração de energia é um processo onde são geradas duas formas de energia ao mesmo tempo, a produção é simultânea e de forma sequenciada, de duas ou mais formas de energia a partir de um único combustível. O processo mais comum é a produção de eletricidade e energia térmica (calor ou frio) (COGEN, 2014).

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia seguiu uma linha de estudos, iniciando com a coleta, pré-tratamento e armazenamento do lodo, do substrato e do co-substrato. O lodo foi utilizado como inóculo no biodigestor piloto. Para determinar o melhor lodo a ser utilizado foi realizado um ensaio de Atividade Metanogênica Específica. Determinado o inóculo, a etapa seguinte foi a realização, em escala de bancada, de Ensaio de Biodegradabilidade para encontrar a melhor relação substrato: co-substrato, a COV e TDH a ser utilizado no reator piloto. Finalizou-se com a partida, manutenção e avaliação do reator piloto. O fluxograma na Figura 7 explicita as fases da metodologia utilizada no estudo:

Figura 7 - Fluxograma da metodologia



### 3.1. Inventário de resíduos orgânicos no RU- UFSC

Na UFSC, campus Trindade e Centro de Ciências Agrárias (CCA), localizados em Florianópolis (SC), os Restaurantes Universitários são os principais geradores da fração orgânica de RSU, composta basicamente por sobras dos alimentos produzidos, sendo estas classificadas em: sobras limpas (SL), alimento preparado que não foi distribuído, e sobras sujas (SS), alimento oferecido no balcão de distribuição e que não pode ser reutilizado.

O levantamento das quantidades de RSO gerados pelo RU foi feito por meio de entrevistas com funcionários e coleta de dados de relatórios internos do RU. No ano letivo de 2015, de segunda à sexta-feira, a média diária de pratos servidos (almoço e janta) foi de 8840 e 1720/dia nos finais de semana, ou 47640 pratos/semana. Para tanto, segundo relatório de 2013 disponibilizado pela Direção do RU, a produção per capita de alimentos é de 0,696 kg. As sobras correspondem a um valor de 0,106 kg per capita, com 0,064kg per capita de sobras limpas e 0,042 kg per capita de sobras sujas, esse valor de sobras representa pouco mais de 15% da quantidade inicial de alimento produzido. Ajustando tais dados apresentados no relatório de 2013 para a atual demanda, são produzidos semanalmente 33 toneladas de alimento e conseqüentemente 5 toneladas de restos orgânicos somente no RU do campus Trindade.

Segundo dados preliminares do Programa de Gestão Resíduos Sólidos da UFSC, cedidos pela Gestão de Resíduos da PU/PROAD, esse valores apresentados estão subestimados, pois a geração real é de aproximadamente 1,5 ton/dia de RSO apenas pelo RU campus trindade.

### 3.2. Coletas

Inóculo - Como inóculo para realização dos testes AME e Biodegradabilidade, foi coletado 30L (de cada ETE) de lodo de reator anaeróbio de duas ETEs da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, localizadas nos bairros Lagoa da Conceição (ETE Lagoa da Conceição) e Saco Grande (ETE do Saco Grande), em Florianópolis-SC. O propósito foi identificar o lodo com maior atividade metanogênica. Decorrido os ensaios, o lodo da ETE da Lagoa da Conceição foi selecionado para ser utilizado como inóculo para a partida do piloto. Foi feita uma nova coleta de 100L de lodo sendo este coletado em garrafas pet de 5L, transportados e inserido no piloto. Uma terceira

coleta de 50L foi realizada no 125º dia. O lodo que não foi imediatamente utilizado foi acondicionado em refrigerador (5°C).

Substrato - O substrato utilizado nos ensaios é proveniente dos Restaurantes Universitários da UFSC, composto basicamente por restos de alimentos. O resíduo foi coletado mensalmente em bombonas plásticas e transportado até o Laboratório de Resíduos Sólidos (LARESO), do Departamento de Engenharia Ambiental- UFSC.

Durante os sete meses de pesquisa (agosto 2015 a fevereiro 2016) foram feitas sete coletas de resíduos orgânicos, duas foram coletadas no RU UFSC- campus Trindade e as demais foram feitas no RU do Centro de Ciências Agrárias (CCA). A primeira coleta foi feita no RU CCA devido à greve do RU UFSC – campus Trindade. Com a volta das atividades normais do RU UFSC – campus Trindade, a segunda e terceira coletas foram feitas neste local, entretanto o resíduo disponibilizado para coleta era pouco representativo, contendo apenas feijão e arroz, não condizendo com a realidade da composição final do resíduo gerado no RU. As demais coletas foram feitas no RU CCA, resultando em resíduo com sobras de todos os alimentos ofertados no dia, incluindo carne, saladas e frutas.

Co-substrato - Como co-substrato foram utilizados resíduos da jardinagem e poda dos canteiros da UFSC, coletados nos mesmos dias de coleta do resíduo orgânico ou nos períodos de limpeza do campus, onde eram armazenados em sacos plásticos e congelados, para então serem misturados ao material orgânico.

### **3.3. Ensaio de Atividade Metanogênica Específica – AME**

O ensaio AME foi realizado no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) - UFSC, utilizando o sistema AMPTS II para fazer a medição do biogás, com o objetivo de determinar o melhor inóculo a ser empregado no tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos. Complementar ao AME foram realizadas análises físicas e químicas, são elas: sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), fósforo total e demanda química de oxigênio (DQO). Para as análises utilizaram-se os métodos preconizados por APHA (1995). A metodologia do ensaio com lodos de ETE foi descrita por Alquino et al., (2007) e detalhada por Chernicharro (2007). Abaixo a descrição simplificada do protocolo:

- determinação da concentração de sólidos voláteis na amostra;
- introdução do volume pré-estabelecido de inóculo, de acordo com a concentração de STV desejada, a ser acrescido em cada frasco de 500 mL (três repetições);
- para cada amostra foi adicionado as soluções nutritivas detalhadas na tabela 8: 5,33 ml de solução 1; 0,80 ml da solução 2; 5 gotas da solução 3; 16,24 ml da solução 04 e completado com água destilada até 400ml;
- purga do oxigênio por 1 minuto com introdução de N<sub>2</sub> no interior de cada frasco;
- incubação dos frascos a 35°C;
- conexão dos frascos com o inóculo ao sistema;
- monitoramento e arquivamento dos dados pelo software AMPTS II.

A solução nutritiva contendo todos os macros e micronutrientes necessários para a máxima atividade biológica dos microrganismos foi preparada e adicionada ao inóculo durante a execução do AME. A composição da solução está descrita na Tabela 8 e as quantidades utilizadas para a execução do teste foi detalhado anteriormente. A metodologia e a composição da solução foi descrita por Alquino et al., (2007).

Tabela 4 - Composição da solução nutritiva

<b>Solução</b>	<b>Reagentes</b>	<b>Quantidades</b>
<b>Solução 1:</b> Macronutrientes	NH <sub>4</sub> Cl	170 g/L
	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	37 g/L
	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	11,5 g/L
	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	8 g/L
<b>Solução 2:</b> Micronutrientes	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	2000 mg/L
	CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	1088 mg/L
	MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	500 mg/L
	CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	38 mg/L
	ZnSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	106 mg/L
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	50 mg/L
	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	90 mg/L
	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	100 mg/L
	NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	50 mg/L
	EDTA	1000 mg/L
HCl conc. PA	1 mL/L	
<b>Solução 3:</b> Meio redutor	Na <sub>2</sub> S.9H <sub>2</sub> O	100 mg/L
<b>Solução 4:</b> Ácidos Orgânicos (substrato)	Ácido Acético	28g/L
	Ácido Propiônico	28g/L
	Ácido Butírico	28g/L

Fonte: Alquino et al. (2007).

### 3.4. Ensaio de biodegradabilidade

#### 3.4.1. Biomassa

A biomassa, ou inóculo, foi coletada em duas ETEs da CASAN, sendo selecionada a que apresentou maior atividade metanogênica e posteriormente acondicionada sob refrigeração (5°C). A quantidade de inóculo/ substrato adicionada no ensaio é definida de acordo com a relação inóculo:substrato em valor de SVT.

#### 3.4.2. Substrato

O resíduo foi coletado e transportado até o LARESO, onde passou pelos pré-tratamentos de trituração em liquidificador convencional e diluição (1:1) em água destilada. O co-substrato foi triturado manualmente com auxílio de facas e tesouras. Este processo tem o objetivo de aumentar a área superficial específica e facilitar a ação microbiana.

Em seguida foram realizadas as análises físicas e químicas: umidade, pH, sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), nitrogênio total Kjeldhal (NTK) e demanda química de oxigênio (DQO) de acordo com a metodologia APHA (1995). As características do substrato (fração orgânica) se encontram na Tabela 10. Posteriormente foi realizada a mistura do resíduo orgânico com 10, 15 e 30% de resíduos da jardinagem e poda (expressos em sólidos voláteis).

### 3.4.3. Execução do ensaio de biodegradabilidade

O ensaio foi preparado no LARESO e executado no LIMA, utilizando o sistema AMPTS II para fazer a medição do biogás. Os tratamentos seguiram recomendações de Chynoweth (1993), Mata-Alvarez (2003) e Amorim (2012). O seguinte delineamento foi adotado: nove tratamentos, cada tratamento com três repetições. Os tratamentos estão representados na tabela 5:

Tabela 5 - Composição das soluções utilizadas no teste de biodegradabilidade

Tratamento	% STV Resíduos Orgânicos (RO) RU	% STV Resíduos de Jardinagem (RJ)	Proporção Inóculo: Substrato (STV)
01	85	15	1:2
02	85	15	1:3
03	85	15	1:4
04	70	30	1:2
05	70	30	1:3
06	70	30	1:4
07	90	10	1:1
08	90	10	2:1
09	90	10	3:1

A execução do ensaio de biodegradabilidade seguiu a seguinte metodologia:

- determinação da concentração de STV do inóculo, substrato e co-substrato;
- introdução do volume pré-estabelecido de cada material, de acordo com o tratamento (tabela 5), nos frasco de 500 mL (três repetições);
- purga do oxigênio por 1 minuto com introdução de N<sub>2</sub> no interior de cada frasco;



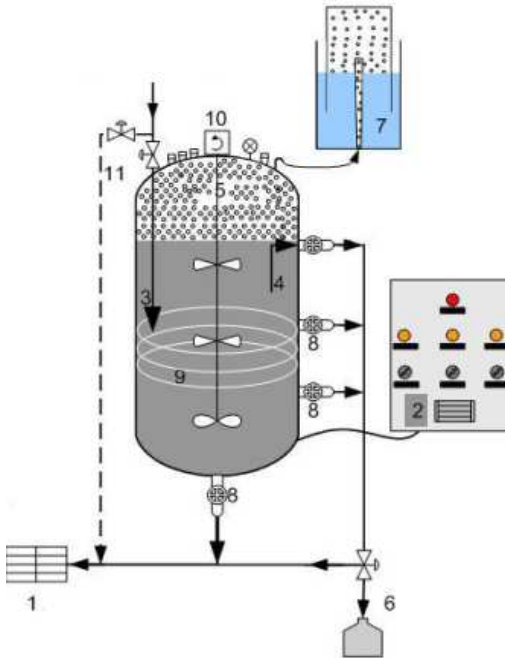
- incubação dos frascos a 35°C;
- conexão dos frascos ao sistema AMPTS II;
- monitoramento da geração diária de CH<sub>4</sub> ( em NmL);
- armazenamento dos dados e geração de gráficos pelo software AMPTS II.

### **3.5. Piloto Experimental**

#### **3.5.1. Descrição do Sistema Experimental**

O biodigestor piloto foi instalado na sala de pré-preparo (setor desativado) do Restaurante Universitário-UFSC, campus Trindade, Florianópolis, Santa Catarina. O piloto utilizado no estudo conta com sistema de aquecimento e mistura, operado em fluxo semi-contínuo, caracterizado da seguinte forma (Leite, 2011): “a unidade experimental tem volume total e útil de 115L e 100L, respectivamente, construída em aço inoxidável, medindo 0,4 m de diâmetro e 1,0 m de altura. Este se divide, no topo superior em uma parte cilíndrica de 0,1 m, ocupado pelo gás produzido durante o metabolismo anaeróbico, o corpo do digestor de 0,8 m e o fundo (parte inferior) de 0,1 m. A unidade apresenta um sistema de aquecimento, composto por uma resistência elétrica tipo baioneta localizado na região central do digestor e ainda por um sistema de homogeneização mecânica, constituído por um agitador dotado de três hélices (figura 9), acionado por moto-redutor que garante respectivamente, o aquecimento e a mistura substrato-biomassa dentro do digestor”. A representação esquemática do biodigestor pode ser visualizada na Figura 8.

Figura 8 - Representação esquemática do sistema de digestão anaeróbia.



1. Dreno
2. Painel de controle
3. Entrada substrato (afluente)
4. Saída lodo digerido (efluente)
5. Reservatório biogás
6. Coletor de amostras
7. Gasômetro
8. Amostradores
9. Sistema de aquecimento
10. Sistema agitação
11. By-pass

Fonte: Adaptado de Leite (2011).

Figura 9 - Sistema de agitação e painel de controle.



Fonte: Fonte: Autor

O dispositivo de alimentação do resíduo orgânico foi instalado a 0,3 m imerso no interior do piloto (considerando o nível máximo útil). Em cada alimentação, um volume de substrato foi adicionado no digestor e um mesmo volume foi retirado dos amostradores (figura10) manualmente. A retirada do efluente foi feita através dos dois amostradores laterais inferiores e saída de fundo, retirando volume igual de cada até completar o valor da vazão diária.

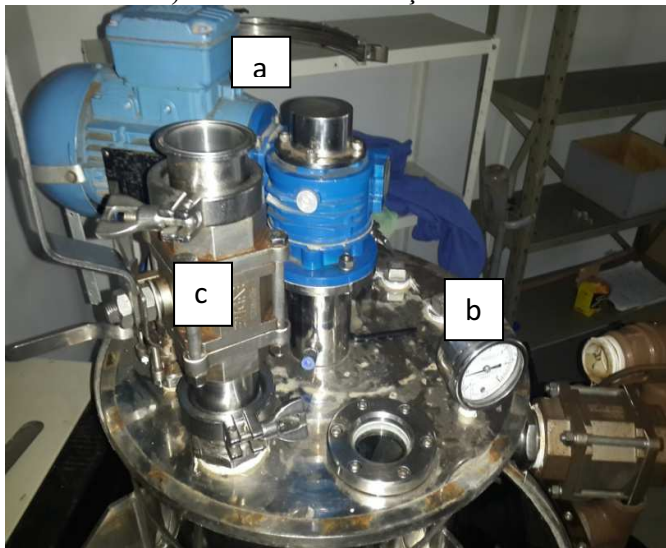
Figura 10 - Amostradores do biodigestor piloto.



Fonte: Autor

Na parte superior externa (figura11) foram instaladas as mangueiras ligando o piloto ao gasômetro e uma válvula de pressão para o alívio em casos de excessos na produção de biogás. Nesta mesma região um manômetro analógico mostrava a pressão exercida pelo biogás na superfície interna do digestor.

Figura 11 - Parte superior externa do reator. a) Moto redutor, b) manômetro e c) válvula de alimentação.



Fonte: Autor

O piloto ainda conta com um painel de controle elétrico (figura 9) provido de moto-reductor de velocidade variável com variador de frequência, temporizador para controle da agitação/mistura, relé, contadores e controlador de temperatura (TCM 45, marca Contemp) para o controle da temperatura interna do digestor.

Para a medição do biogás foi utilizado um gasômetro (figura 12) construído em fibra de vidro pelo Labtermo- UFSC. O biogás produzido era conduzido para o gasômetro e armazenado sob uma parte móvel do sistema. A medição foi feita através do cálculo do volume de cilindro de acordo com as medidas de deslocamento da campânula aferida por paquímetro digital. Com volume máximo quantificável de 50 litros, o gasômetro era zerado manualmente logo após cada alimentação do biodigestor.

Figura 12 - Gasômetro



Fonte: Autor

### 3.5.2. Parâmetros Operacionais do Biodigestor

O biodigestor piloto foi operado em condições mesofílicas de temperatura, ou seja, a 35°C. A mistura no interior do reator ocorria a

cada 3 horas por 30 min com potência de 30 RPM. O misturador é composto por um eixo vertical no qual está disposto um conjunto de três pás misturadoras acionadas por um motor acoplado a um moto-redutor com controle de rotação. A determinação das características de agitação baseou-se nas indicações feitas por Leite (2011), Rapel (2014) e Schulz (2015).

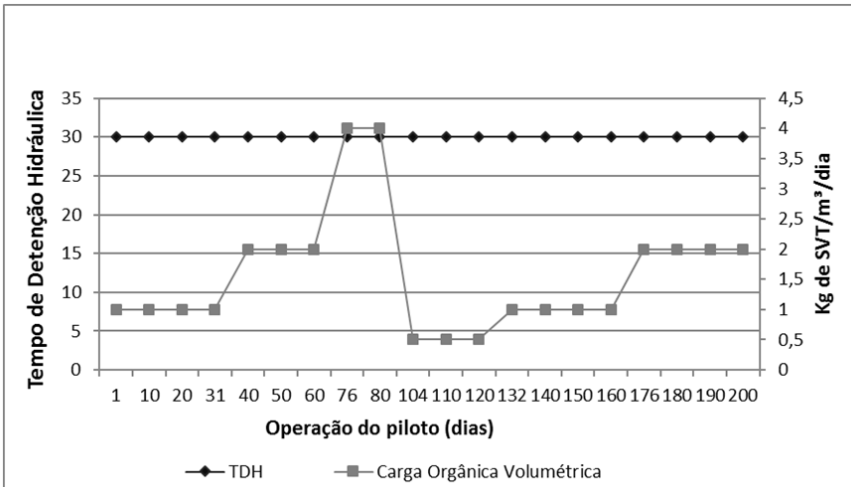
Para a partida do biodigestor, o volume útil (100 L) foi preenchido com inóculo, após 24 horas a primeira alimentação foi efetuada.

Os valores apresentados na Tabela 6 foram utilizados para a determinação dos parâmetros operacionais de funcionamento do sistema durante a partida do digestor, tais como carga orgânica volumétrica aplicada (COV) e vazão afluente. Após a inoculação, trabalhou-se com COV de 1 kgSTV/m<sup>3</sup>/d para garantir a adaptação gradativa do inóculo ao substrato, seguido de aumento gradativo da carga até atingir 4 kgSTV/m<sup>3</sup>/d. O TDH utilizado foi de 30 dias resultando na vazão de 3,3 L/d. Na Figura 13 estão representadas as COV aplicadas pelo seu respectivo TDH.

Tabela 6 - Parâmetros operacionais aplicados à partida do biodigestor

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
<b>Volume total/útil</b>	115/100
<b>Vazão</b>	3,3L/d
<b>TDH</b>	30
<b>COV</b>	0,5 kg STV/m <sup>3</sup> /dia 1 kg STV/m <sup>3</sup> /dia 2 kg STV/m <sup>3</sup> /dia 4 kg STV/m <sup>3</sup> /dia

Figura 13- Parâmetros operacionais aplicados ao reator piloto.



### 3.5.3. Preparação da Fração Orgânica

A preparação do resíduo orgânico utilizado no piloto experimental seguiu metodologia semelhante à utilizada no ensaio de biodegradabilidade. O resíduo do RU e o resíduo de jardinagem foram coletados mensalmente e passaram pelo pré- tratamentos de trituração.

Logo após, foram realizadas análises de umidade, pH, sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV) no substrato e no co-substrato. Após, esse material foi misturado e homogeneizado e as demais análises foram realizadas: nitrogênio total Kjeldhal (NTK) e demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT) e fósforo. Os métodos preconizados por APHA (1995) foram utilizados.

Determinado o valor de STV da mistura (figura 14), foram separadas porções individuais, de acordo com a COV aplicada no reator, colocada em sacos plásticos e congelada. Diariamente uma porção foi retirada do freezer e mantida sob refrigeração (5°C) durante 24 horas para o descongelamento e posterior utilização na alimentação do reator piloto.



Figura 14 - Substrato afluyente (resíduo sólido orgânico + resíduo de jardinagem)



Fonte: Autor

O processo de alimentação foi feito respeitando a COV e a vazão definida. Sendo a vazão fixa em toda a pesquisa em 3,3l/dia, a alimentação ocorria de acordo com a COV, ou seja, definido a quantidade de substrato a ser adicionado ao reator, um volume complementar de água era adicionado a esse substrato a fim de completar o volume da vazão.

### 3.5.4. Monitoramento do Piloto Experimental

O monitoramento do sistema experimental foi realizado por meio de análises do material afluyente (substrato) e efluyente, como também do biogás produzido. As amostras foram coletadas e na sequência analisadas no LIMA e LARESO. Os parâmetros monitorados estão descritos na Tabela 7.

Para o substrato e o co-substrato, após a coleta e trituração, uma amostra era separada para quantificar o valor de SVT. Determinado o valor SVT de cada uma, ocorria à homogeneização manual desses dois materiais, respeitando a proporção definida de 10% de co-substrato, em SVT, à mistura com o substrato orgânico. Após a homogeneização as demais análises eram realizadas. Para as amostras efluentes, após cada coleta as análises eram realizadas.

Tabela 7 - Métodos analíticos e frequência das análises

Parâmetros	Métodos	Frequência		
		Substrato	Afluentes	Efluentes
<b>pH e temperatura</b>	Potenciométrico*	Cada coleta	Diária	Diária
<b>Alcalinidade Total</b>	Titulométrico 2320B**	Cada coleta	-	Três vezes/ semana
<b>Acidez total</b>	Titulométrico**	Cada coleta	-	Três vezes/ semana
<b>DQO total</b>	Titulométrico – 5220D **	Cada coleta	-	Duas vezes/ semana
<b>NTK</b>	Destilação Kjhedal **	Cada coleta	-	Duas vezes/ semana
<b>Nitrogênio Amoniacal (N-NH4+)</b>	Titulométrico 4500 C**	Cada coleta	-	Duas vezes/ semana
<b>Fósforo total (P)</b>	Método Vanadato-molibdato. 4500C **	Cada coleta	-	Duas vezes/ semana
<b>Sólidos totais (ST)</b>	Método evaporação em chapa aquecida 2540 **	Cada coleta	-	Duas vezes/ semana
<b>Sólidos totais voláteis (STV)</b>	Método evaporação em chapa aquecida 2540 **	Cada coleta	-	Semanal

\*\* Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

\* Parâmetros mensurados em equipamentos de bancada e/ou medição direta.

### 3.6. Controle do pH

O controle do pH e níveis adequados de carbonato de cálcio em sistemas anaeróbios são essenciais para a produção de metano. Durante o estudo medidas para aumentar e manter o pH próximo a neutralidade foram tomadas.

Em determinado momento o pH atingiu níveis críticos, chegando próximo a 4. Para evitar maior acúmulo de ácidos voláteis foi cessada a alimentação durante uma semana, ou seja, não teve entrada de afluentes tampouco a saída de efluentes.

A medida seguinte foi fazer uma diluição do lodo presente dentro do reator, para isto, manteve-se a vazão diária, diminuiu-se a carga orgânica aplicada e aumentou-se o volume de água no afluyente aplicado diariamente.

Para acelerar o processo de aumento do pH, bicarbonato de sódio foi adicionado ao reator. Como medida complementar optou-se por adicionar inóculo juntamente com substrato, assim aumentar a biomassa ativa e acelerar o processo de consumo dos ácidos dentro do reator.

O volume de inóculo aplicado diariamente foi calculado respeitando a carga orgânica, ou seja, foram realizados cálculos para que a soma dos SVT do lodo mais os SVT do substrato não ultrapassassem a carga orgânica aplicada. A Tabela 8 mostra as configurações de alimentação do piloto.

Tabela 8 - Medidas de correção do pH.

Dias	COV $\text{kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$	pH	Medida adotada
51	2	7,1	Cessamento da alimentação
92	4	4,5	Cessamento da alimentação
106	0,5	4,7	Lavagem do sistema
120	0,5	4,9	Adição de 70g de Bicarbonato de sódio
121	0,5	5,1	Adição de 230g de Bicarbonato de sódio
122	0,5	6,2	Adição de 50g de Bicarbonato de sódio
127	0,5	6,4	Adição de 150g de Bicarbonato de sódio
130	1	6,9	Adição de biomassa- 0,5kg de SVT de lodo anaeróbio de ETE
139	1	7,2	Retomada da alimentação com resíduo orgânico.

### 3.7. Monitoramento e caracterização do biogás

A verificação do volume de biogás foi realizada diariamente, através da verificação do deslocamento da campânula do gasômetro. Na etapa de análise qualitativa, foram avaliados as concentrações de gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), quantificados utilizando o analisador de gases portátil da marca LANDTEC modelo GEM2000 (Figura 15). O equipamento quantifica em porcentagem o  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$  e o balanço (BAL, mistura dos demais gases presentes). Este medidor possui uma bomba interna que retira amostras de gases com uma vazão

mínima de  $10^{-3}$  L/s, através de uma mangueira posicionada na válvula específica de saída de gases do digestor (Figura 15).

Figura 15 – Analisador de gases GEM 2000



Fonte: Autor

### 3.8. Preparação das amostras efluentes

#### 3.8.1. Temperatura

Uma amostra é retirada diariamente de cada amostrador e a temperatura é determinada in loco com termômetro de mercúrio.

#### 3.8.2. Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis

A determinação dos teores de ST, STV foi realizada de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 2540B (APHA, 2005). Os ST são obtidos através da evaporação da amostra, acondicionada em cadinhos, colocados em estufa, durante 24h, a  $105^{\circ}\text{C}$ . Após a evaporação da amostra os cadinhos são levados para a mufla com temperatura de  $550^{\circ}\text{C}$ , durante 180 minutos, sendo que a calcinação da amostra, na mufla, possibilita a obtenção dos resultados dos sólidos totais fixos (STF). Já para o cálculo dos sólidos totais voláteis (STV), foi utilizada a diferença entre ST e STF.

### **3.8.3. Nitrogênio Total, Fósforo Total e Carbono Orgânico Total**

Para a determinação de Nitrogênio Total, Fósforo Total e COT, o preparo das amostras seguiu a metodologia adaptada do procedimento de preparo de amostras de fertilizantes orgânicos e organominerais segundo Normativa Nº 28 de 2007 do MAPA.

O carbono orgânico total, foi analisado em todas as amostras, e em conjunto a essa análise foram obtidos resultados para carbono inorgânico, CI, e carbono total, CT. Para determinar os resultados o analisador de carbono orgânico total, marca SHIMADZU®, modelo TOC- SSM 5000A foi utilizado.

O método de NTK consiste em adaptação da descrição das normas analíticas do Instituto Adolfo Lutz (2005) e de FOSS (2001), segundo as quais um digestor é aquecido a 420°C, para a proteína ser digerida em uma mistura de ácido sulfúrico e catalisador (sulfato de potássio e de cobre), e em seguida destilada em um frasco contendo solução indicadora (ácido bórico, vermelho de metila e verde de bromocresol).

Para a determinação do fósforo foi feita utilizado Kit HACK de determinação de fósforo, onde é adicionado 1mL do reagente 1 e 1 mL do reagente 2, espera-se o tempo de reação e a leitura foi feita no espectrofotômetro, Hach® DB 2800, sendo o comprimento de onda utilizado igual a 660 nm.

### **3.8.4. pH, Acidez Total e Alcalinidade Total**

Para as análises de acidez total e alcalinidade total o método utilizado foi proposto por Carneiro (2005), utilizando uma proporção de 1:10 de resíduo sólido triturado e água deionizada, mantendo a amostra em agitação constante por 2 horas. Após este tempo a amostra é deixada em repouso, por 30 minutos. O pH da mistura deve ser avaliado imediatamente após o tempo de agitação pelo método Eletrométrico (Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater 20Th – APHA-AWWA-WEF - método 4500 H+ - B).

A alcalinidade do substrato e do efluente foi aferida por meio da análise de 50 ml de amostra e adição de solução padronizada de ácido sulfúrico. Após aferir o pH a titulação é então realizada até se obter o pH de 5,75 e o volume de ácido utilizado é registrado. Ao atingir pH de 5,75 deve-se continuar a titulação até se obter pH de 4,3, o volume de ácido utilizado é novamente registrado. O cálculo da alcalinidade total e

parcial, é expressa em carbonato de cálcio,  $\text{CaCO}_3$ , por ser o padrão utilizado para determinar a concentração de soluções ácidas.

A acidez é feita aproveitando a amostra utilizada para determinação da alcalinidade, onde essa solução é levada para aquecimento, durante 3 minutos após fervura, e então procede-se a titulação do pH 4 ao 7.

### **3.8.5. DQO**

Para a determinação da DQO foi utilizado metodologia descrito no Standard Methods (APHA, 1998), que consiste na adição de 2 ml da amostra em tubo de ensaio contendo o reagente Kit DQO HACK. As amostras foram diluídas na proporção de 1:50, em água ultra pura, para obter resultados com maior confiabilidade na leitura do equipamento.

Posteriormente os frascos são colocados em bloco digestor a  $150^\circ\text{C}$  por 2 horas para digestão. Após o término do tempo de digestão, os tubos são retirados do aparelho para resfriar e procede-se a leitura no espectrofotômetro, Hach® DB 2800, com um comprimento de onda de 625 nm.

### **3.9. Análise dos dados**

Os resultados dos parâmetros pesquisados foram tratados estatisticamente utilizando o software Excel 2010 e para cálculos de correlação foi utilizado o software Statistica 7.0. As médias e desvios padrão (DP) consideraram o número de ensaios laboratoriais, relativamente ao funcionamento do digestor, para cada variável analisada.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Ensaio de Atividade Metanogênica Específica (AME)

O ensaio AME ponderou o lodo com o maior potencial de atividade biológica e geração de metano. A caracterização do inóculo (tabela 9) foi realizada a fim de utilizar os valores de pH, ST e STV de cada lodo na realização do AME. O lodo da ETE Lagoa da Conceição (LC) mostrou-se com concentração de ST superior ao lodo da ETE Saco Grande (SG), entretanto a porcentagem de STV é semelhante.

Tabela 9 - Características dos inóculos.

<b>Parâmetro</b>	<b>Lodo SG</b>	<b>Lodo LC</b>
<b>Umidade (%)</b>	99,36	98,93
<b>pH</b>	6,6	6,2
<b>Sólidos totais (%)</b>	0,64	1,07
<b>Sólidos totais voláteis (%)</b>	81,3	78
<b>Demanda química de oxigênio (g/Kg)</b>	46	72
<b>Fósforo total (mg/L)</b>	380	635
<b>AME (NmL CH<sub>4</sub>/gSV)</b>	8,365	8,558

A avaliação a ser feita no teste de atividade metanogênica específica é o volume de gás produzido por grama de STV adicionado (L-CH<sub>4</sub>/gSV), deste modo o lodo que apresentou maior potencial de conversão de substratos solúveis em metano e gás carbônico foi da Lagoa da Conceição, com BMP de 8,558 NmL/gSTV. O valor de BMP do lodo SG foi de 8,365 NmL/gSTV.

O potencial para a produção de biogás é grande, pois apresenta resultado semelhante ao encontrado por Poetsch (1998) para o lodo de reator tratando efluentes de conservas vegetais (10,29 mL a 24,23 mL CH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>SSV.h<sup>-1</sup>). Deste modo, o lodo utilizado para o ensaio de biodegradabilidade e partida do reator piloto foi o proveniente da ETE Lagoa da Conceição.

## 4.2. Ensaio de biodegradabilidade

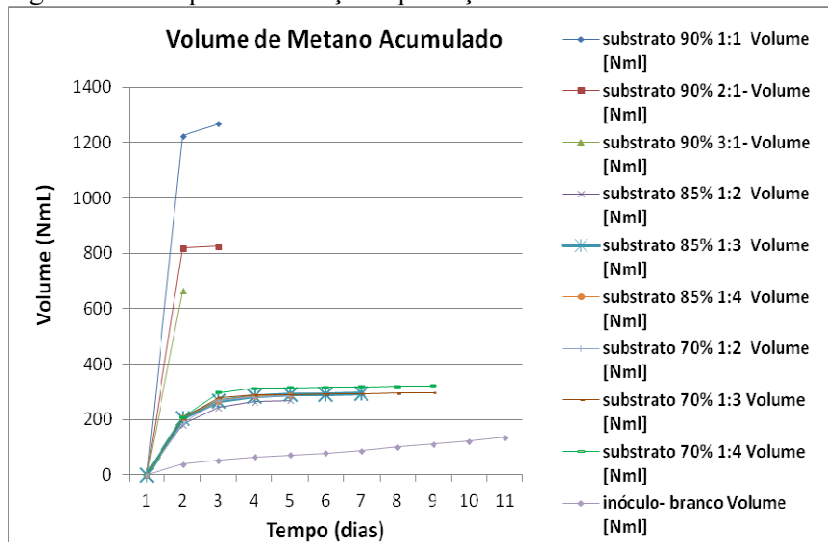
A caracterização do substrato e do co-substrato foi utilizada para definir as quantidades (g) utilizadas no ensaio de biodegradabilidade. Os resultados se encontram na Tabela 10.

Tabela 10 - Características do substrato e co- substrato

Parâmetro	Substrato	Co-substrato
Umidade (%)	82	66
pH	4,5	8,1
Sólidos totais (%)	18	34
Sólidos totais voláteis (%)	92	82,3

Na Figura 16 são apresentadas as curvas referentes ao volume de metano acumulado e os dias de produção de metano no ensaio de biodegradabilidade.

Figura 16 - Tempo de incubação e produção de metano até a 11ª dia.



O maior volume acumulado foi registrado pelo tratamento 07 (tabela 4), possivelmente com os microrganismos acetoclásticos e hidrogenotróficos induzindo a produção de metano (CHERNICHARO,



1997). Contudo, a liberação de metano cessou no segundo dia de monitoramento causado pela acidificação do meio, que ao final do procedimento apresentou pH de 4,7. Os reatores com os tratamentos 05 e 06 mantiveram a produção de metano até o 9º dia, entretanto não superaram o valor acumulado do tratamento 07.

Os nove tratamentos cessaram a produção de biogás abruptamente em curto espaço de tempo, enquanto o branco (inóculo) permaneceu produzindo biogás até o 11º dia (dia em que o aparelho foi desligado) e isso pode ser explicado pelos processos que ocorrem durante a digestão anaeróbia. Primeiramente, a remoção do material orgânico durante a fermentação ácida limita-se à liberação de hidrogênio, mas esta formação é limitada e somente cerca de 30% do material orgânico afluyente é convertido em metano pela via hidrogenotrófica. Deste modo, é preciso que a metanogênese acetotrófica desenvolva-se para que ocorra a remoção eficiente de material orgânico (ALQUINO; CHERNICHARRO, 2005).

Logo a fermentação ácida tende a causar um abaixamento do valor do pH, devido à produção de ácidos orgânicos voláteis. Contudo, a metanogênese somente se desenvolverá quando o pH tiver um valor próximo ao ponto neutro e se por algum motivo a taxa de remoção de ácidos voláteis através da metanogênese não acompanhar a taxa de produção dos mesmos, pode surgir uma situação de instabilidade, a produção líquida de ácido resultará na diminuição do valor do pH, o que poderá causar uma redução ou o cessamento da atividade metanogênica e como consequência interrompe a produção do biogás.

De acordo com os resultados de maior produção de biogás e a pouca disponibilidade do material de jardinagem, definiu-se como padrão para os ensaios com o reator piloto a mistura com a relação resíduo jardinagem: resíduo orgânico RU de 1:9 (10% STV do RJ).

### **4.3. Avaliação operacional do piloto experimental**

#### **4.3.1. Características dos resíduos utilizados**

O pH de todos os resíduos coletados se mostraram ácidos, variando de 3,5 a 4 portanto, em todos os casos a alcalinidade foi zero. Valores de pH entre 3,5 a 5,5 para o RSO foram encontrados por Bouallagui et al. (2003) e Luna et al. (2009) em suas pesquisas. As informações referentes às características dos resíduos coletados estão na Tabela 11.

Tabela 11 - Caracterização dos resíduos utilizados na alimentação do biodigestor. Mistura com 10% de resíduos de jardinagem (SVT).

<b>Data</b>	<b>Local de coleta</b>	<b>pH</b>	<b>ST %</b>	<b>STV%</b>	<b>Massa subs. *</b>	<b>COT%</b>	<b>NT%</b>	<b>P %</b>	<b>DQO%</b>
<b>27/07/2015</b>	RU CCA	4,030	23,87	21,010	0,476	39,910	6,324	0,165	29,390
<b>05/09/2015</b>	RU UFSC	3,650	24,37	22,330	0,448	37,092	5,623	0,150	24,910
<b>24/09/2015</b>	RU UFSC	3,880	23,76	21,050	0,476	35,050	4,848	0,174	23,870
<b>08/10/2015</b>	RU CCA	3,770	26,81	23,030	0,434	31,969	4,434	0,146	26,420
<b>26/10/2015</b>	RU CCA	3,510	26,86	22,300	0,448	40,715	3,506	0,171	21,490
<b>19/11/2015</b>	RU CCA	3,810	27,56	24,860	0,403	42,964	5,001	0,166	23,730
<b>10/12/2015</b>	RU CCA	3,490	25,61	22,180	0,452	44,006	4,202	0,157	18,030
<b>Média±DP</b>		3,734±0,2	25,54±1,57	22,394±1,3	0,448	35,958±7,9	4,848±0,9	0,161±0,01	21,12±9,4

\*Massa de substrato adicionado ao reator referente à 100g se STV.

A porcentagem de STV entre as coletas teve variação inferior a 4%, sendo o maior valor encontrado na coleta do dia 19/11 com 24,86% e o menor valor na primeira coleta com 21%, resultando em pouca alteração da massa (Kg RSO/d) aplicada no reator.

A média da relação C:N do substrato foi 8, ficando abaixo do recomendado. O valor de N encontrado é devido à natureza do substrato utilizado, onde resíduo orgânico é rico em nitrogênio e o resíduo de jardinagem em C. Entretanto a mistura de 10% do resíduo de jardinagem não foi suficiente para obter a relação de 20:1 (CHERNICHARRO, 2007). No estudo de digestão anaeróbia Brow e Li (2013) encontraram a relação C:N de 55 para o resíduo de jardinagem e 11 para o RSO, ao fazer a mistura desses dois substratos (80% RJ e 20% RSO) e 1:1 de inóculo, a relação C:N caiu para 16. Mostrando que mesmo com a alta proporção de RJ os autores não atingiram o valor indicado de 20:1.

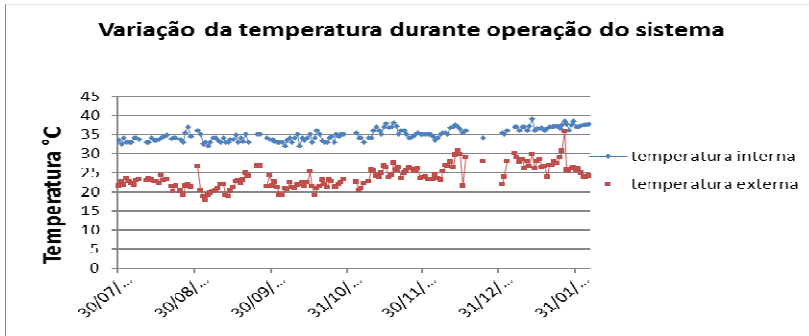
Dentre os parâmetros avaliados a DQO apresentou maior variação entre as coletas, com valor de desvio padrão de 9,4. Entretanto a média ficou próxima ao encontrado por Sans e Mata-Alvarez (1995) e Cecchi (2003) para RSO.

#### **4.3.2. Avaliação das condições ambientais**

##### **4.3.2.1. Temperatura interna e externa**

A temperatura no interior do biodigestor teve pequena variação ao longo do período de avaliação. A maior variação se deu nos dias de calor intenso, apesar do biodigestor possuir um termorregulador. A máxima temperatura interna foi 39°C e a externa foi de 35,8 °C, entretanto foi observado que durante a tarde havia incidência solar direta no biodigestor, o que influenciou o aumento da temperatura interna, a temperatura mínima no interior do reator foi de 32°C como mostra a Figura 17.

Figura 17 – Resultados do monitoramento diário da temperatura do piloto.



Durante os dias mais quentes do ano a temperatura do biodigestor ficou acima do valor ideal (segundo Chernicharo (2007), a faixa ótima para a DA mesófila é de 30ª a 35°C), entretanto, a temperatura não foi correlacionada ( $r = -0,0495$ ) às variações na produção de biogás. Schulz (2015) deparou-se com variação de até 29 °C, no entanto, assim como no estudo em questão, não houve correlação com a produção de biogás.

#### 4.3.2.2. pH, alcalinidade e acidez

Entre os desafios no tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos está a estabilidade do pH. Esse resíduo apresenta elevada matéria orgânica e durante as primeiras fases da DA ocorre a formação de grande quantidade de ácidos voláteis. O acúmulo desses ácidos no reator age diretamente no poder tampicante do meio, o que acarreta em queda do pH. O comportamento do pH, alcalinidade e acidez pode ser conferido na Figura 18.

Nos primeiros 70 dias de monitoramento do piloto experimental, o pH manteve-se estável, com média de 8,27. Durante esse período a carga orgânica aplicada foi de 1 e 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d até 28° e 68° dia, respectivamente, tal equilíbrio se deve ao poder tampão gerado a partir da elevada alcalinidade no meio. Com exceção do 17° dia, onde o valor ficou em 420 mg/L de CaCO<sub>3</sub>, a alcalinidade parcial do reator ficou acima de 1000 mg/L de CaCO<sub>3</sub>, este resultado é condizente com a faixa ótima de 1000 a 5000 mg/L recomendado por Metcalf e Eddy, (2003). O maior valor de alcalinidade total registrada foi de 3800 mg/L no 65°,

neste momento foi registrada a maior produção de metano, que será detalhado nas próximas seções.

A concentração de ácidos orgânicos voláteis (AOV- ácidos acético, propiônico, butírico, iso-butírico, valérico, iso-valérico e caprónico) até o 70º dia ficou abaixo de 500 mg/L, não sendo capaz de influenciar na alcalinidade e pH do reator, mostrando o equilíbrio entre as fases da DA.

Uma semana após o aumento da carga orgânica para 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d o sistema entrou em colapso. Logo foi possível observar a influência do acúmulo de ácidos voláteis na alcalinidade do biodigestor.

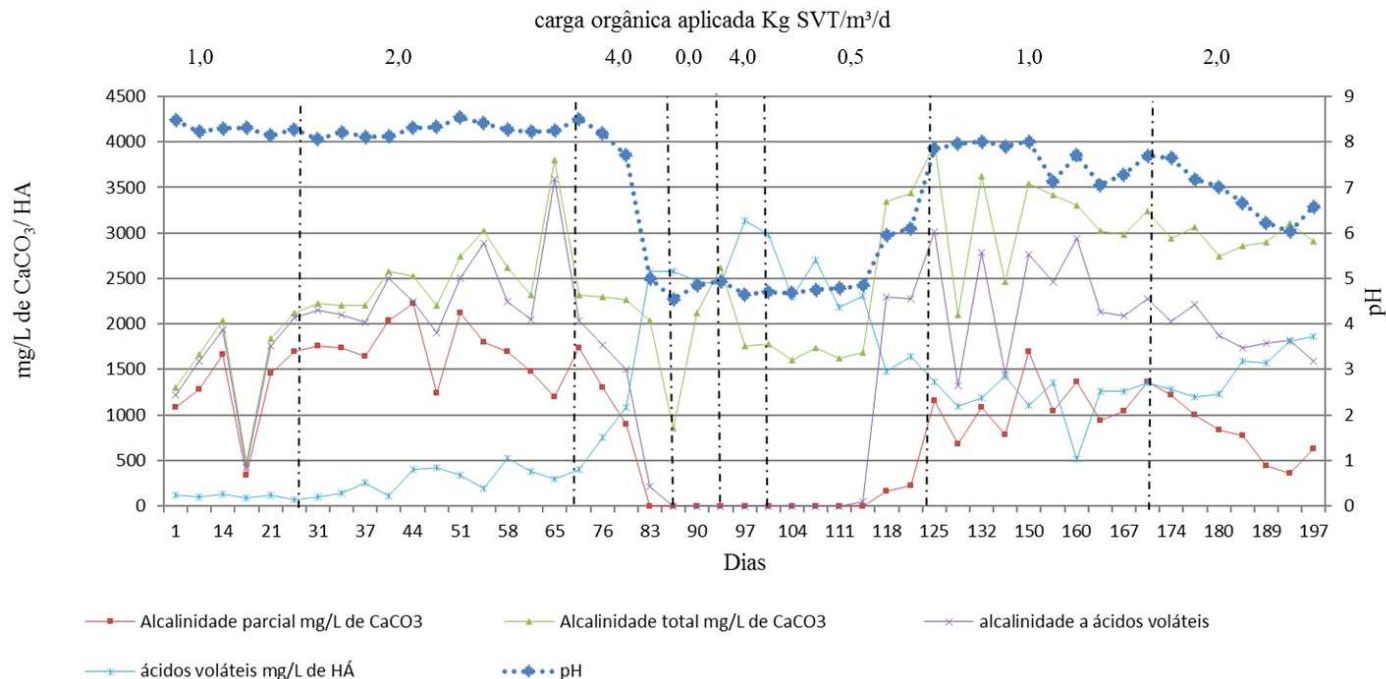
No 83º dia pode-se verificar a interação dos AOV com o pH, onde a concentração de AOV superou a alcalinidade parcial e instantaneamente ocorreu a queda do pH para 5. Logo, a queda do pH interfere na fase metanogênica, uma vez que, essa faixa de pH inibe as bactérias metanogênicas enquanto as bactérias produtoras de ácidos mostram-se ativas mesmo em pH abaixo de 4,5 (CHERNICHARO, 2007). Assim temos uma situação onde prossegue a produção e acúmulo de AOV e não há consumo desses ácidos pelas bactérias metanogênicas.

Como medida para reduzir a concentração de AOV no biodigestor, no 106º dia iniciou-se a lavagem do sistema. Tal medida visava adicionar água, e diminuir a carga aplicada, para diluir a concentração do AOV no interior do biodigestor. Entretanto tal medida não foi suficiente para elevar o valor do pH. O aumento do pH só ocorreu no 120º dia, após a adição de bicarbonato de sódio (tabela 8).

Na Figura 18 é possível observar os resultados da medida adotada, onde após o 120 dias o valor de AOV (1644 mg/L) já era menor que a alcalinidade total (3440 mg/L) e o pH subiu para 7,0.

Após a adição do bicarbonato de sódio e carga de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d o pH estabilizou acima de 7, recomendado para a DA, o valor de AOV variou entre 416 e 1418 mg./L e a alcalinidade total manteve-se acima de 2000 mg/ L. Ao observa o aumento do pH e da alcalinidade no reator, no 170º a carga orgânica aplicada passou de 1 para 2 Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, entretanto, o valor de ácidos voláteis superou a alcalinidade parcial, o sistema tampão mostrou-se frágil e não conseguiu manter o pH.

Figura 18 - Monitoramento do pH, alcalinidade e acidez.



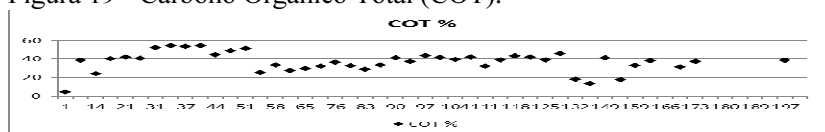
A dificuldade de recuperação do reator anaeróbio foi devido a elevada queda do pH, a alta concentração de AOV e ao tempo de choque de pH (LETTINGA et al., 1996). Tendo em vista os problemas de acidez enfrentados, é necessário evitar altas COA, assim como proceder a correção do pH o mais rápido possível, pois a queda do pH está diretamente relacionada ao aumento da concentração de  $\text{CO}_2$  no biogás e inibição das bactérias metanogênicas em pH abaixo de 5.

#### 4.3.2.3. Nutrientes- C/N/P

O carbono, o nitrogênio e o fósforo são nutrientes fundamentais para a DA. Estes elementos estão envolvidos na síntese celular, crescimento dos microrganismos e fornecimento de energia. A média da porcentagem de carbono orgânico, em relação aos ST, ao longo do experimento foi de  $37,1 \pm 10,7\%$ .

No momento em que houve o aumento da carga orgânica de 1 para 2Kg SVT/ $\text{m}^3/\text{d}$ , foi verificado os valores máximos de carbono orgânico no reator, nesse período a produção de biogás parou, concluindo que a elevada % de COT nesse momento foi devido a baixa atividade metanogênica e consumo de C. Os resultados de COT são apresentados na Figura 19.

Figura 19 - Carbono Orgânico Total (COT).



Assim que foi verificada a baixa produção de biogás o biodigestor ficou sem alimentação por uma semana, após esse período foi retomada a COV de 2Kg SVT/ $\text{m}^3/\text{d}$ , onde os melhores resultados referentes a produção de biogás e remoção de sólidos foram registrados, nesse instante os valores de COT tiveram queda. Após o 70° dia a carga foi para 4Kg SVT/ $\text{m}^3/\text{dia}$  e os valores de COT permaneceram próximas a média geral do reator. Assim como nas demais COV.

Na Tabela 12 é possível verificar pequena variação na concentração de fósforo ao longo de todo o experimento, justificada pela baixa assimilação deste nutriente pelas bactérias, uma vez que a taxa de crescimento é baixa. A remoção biológica de fósforo ocorre mediante a seleção de bactérias capazes de armazenar polifosfato. Essa seleção é feita expondo as bactérias alternadamente às condições anaeróbia e

aeróbia. Entretanto quando em ambientes anóxicos essa redução tende a ser muito baixa (KERRN-JESPERSEN et al, 1994).

A Tabela 12 mostra um resumo da média da massa de entrada, saída e desvio padrão de fósforo e nitrogênio nas amostras ao longo do período experimental. Nas cargas de 1 e 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d a redução da entrada para a saída foi inferior a 10%. Na carga de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d vê-se uma alta variação de P e N na entrada e saída, mas essa diferença pode ser explicada pelo alto valor de acúmulo de massa no reator (resultados apresentados nas próximas seções), afirmativa essa, corroborada pelos resultados da carga de 0,5Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, onde o valor de entrada foi menor que o de saída, resultante do acúmulo de material orgânico.

Tabela 12 - Perfil do Fósforo e do Nitrogênio no Biodigestor (mg/L)

COA	Fósforo			Nitrogênio			Relação *
	Afluente	Efluente	DP	Afluente	Efluente	DP	P:N:DQO
<b>1,0kg</b>	218,08	196,32	25,09	6550,0	9158,9	2300,5	1:46:134
<b>2,0kg</b>	436,16	385,11	31,09	13104,2	11672,0	2349,4	1:30:77
<b>2,0kg</b>	436,16	422,50	31,53	13104,2	12711,3	1094,8	1:30:64
<b>4,0kg</b>	872,32	522,55	82,56	26208,5	22643,8	4567,7	1:43:144
<b>0,5kg</b>	109,04	463,83	55,42	3275,0	19666,7	4607,1	-
<b>1,0kg</b>	218,08	327,86	78,42	6550,0	14069,0	2776,6	1:43:105
<b>2,0kg</b>	436,16	390,84	52,72	13104,2	15330,6	3859,7	1:39:38

\*Relação P:N:DQO do efluente.

Os requisitos nutricionais (N e P) baseiam-se na composição das populações de microrganismos em um biodigestor e por isso o estabelecimento de valores ideais é teórico. Portanto para reatores anaeróbios pode ser utilizada a relação C:N:P de 130:5:1 e DQO:N:P de 350:5:1, no substrato esses valores médios foram de 223:30:1 e 131:30:1, respectivamente. Ambos estão acima do recomendado, caracterizando a disponibilidade desses nutrientes para as bactérias.

Em todas as amostras efluentes o valor de N- NTK ficou acima do recomendado em relação ao C e P, como pode ser observado na Tabela 12, isso se deve a natureza do substrato orgânico utilizado, rico em nitrogênio.

A presença do íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) foi observada ao longo do monitoramento, com valor médio de 332±62 mg/L, o valor mínimo



(210mg/L) foi observado nas primeiras amostras após a partida do reator evoluindo para o valor máximo (450mg/L) nas últimas amostras. Esse aumento pode ser atribuído ao material orgânico, então liberado para o meio aquoso e disponível para a assimilação das bactérias. O processo de amonificação do meio ocorre quando as bactérias convertem proteínas a nitrogênio amoniacal, elevando a concentração deste à medida que ocorre o aumento da carga.

Os valores encontrados são próximos ao observado por Flor (2006), que iniciou o tratamento com 190mg/L chegando ao máximo de 900mg/L e Santos (2014), tratando resíduos orgânicos em reator batelada, observou variação de 112 a 403mg/L. Ao avaliar o processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, Filizola et al., (2006) encontraram no efluente variação de 277 a 1170 mg na concentração de N-NH<sub>4</sub>/ L e explicaram o acréscimo de nitrogênio amoniacal ao fato de que a maior parte do nitrogênio contido no substrato afluente foi de origem orgânica, como proteínas e aminoácidos. Quando esse nitrogênio começou a ser degradado pelos microrganismos existentes no interior do reator, esse foi convertido em amônia.

Não existe um consenso na classificação dos níveis de toxicidade para o N- amoniacal em reatores, com autores indicando como máximo o valor 600mg/L (KAYHANIAN et al., 1995) até valores tão altos como 3000 mg/L (CHERNICHARO, 2007).

Os valores encontrados se mostraram relativamente baixos, porém nos primeiros 50 dias o pH estava superior a 8 e a produção de biogás foi mínima e até cessou em alguns momentos, indicando que a amônia gasosa pode ter se tornado um agente inibidor dos microrganismos metanogênicos.

### **4.3.3. Avaliação da eficiência da digestão**

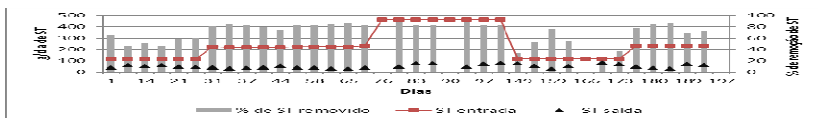
#### **4.3.3.1. Remoção de Sólido**

A digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos é um processo complexo realizado por um grupo de bactérias anaeróbias que convertem sólidos voláteis a biogás, biomassa e sólidos fixos. Para aferir a eficiência de remoção dos sólidos no reator as variáveis avaliadas foram as massas de ST e STV afluente e efluente. Nas figuras 20 e 21 é possível observar o comportamento de sólidos afluentes e efluente ao longo do monitoramento. Dados complementares são apresentados no Apêndice A.

Para os sólidos totais a média global de remoção no reator piloto foi de 70,7%, com o máximo de 85% remoção no período de COV de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d e o mínimo de 52% logo no início do processo.

Durante os primeiros 24 dias a carga orgânica aplicada no reator foi de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, para essa COV o valor de ST afluente foi de 113,6g e média de saída de 52,4g, revelando remoção de 52%. A baixa remoção de sólido no início do processo de DA está relacionada com a adaptação dos microrganismos, multiplicação da biomassa ativa e instabilidade entre as fases hidrolítica, acidogênica e metanogênica.

Figura 20 - Variação de Sólidos Totais no Biodigestor piloto e eficiência de remoção.

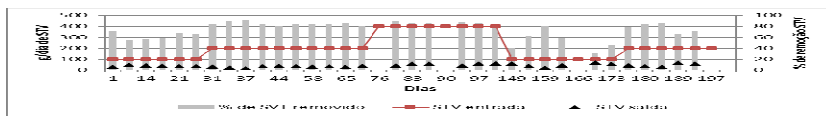


Após o período de adaptação do reator a carga orgânica aplicada passou para 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, chegando a 82% de remoção de ST. A maior taxa de remoção ocorreu com a maior carga (4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d), onde a massa de entrada foi 465g de ST e saída de 69g, atingindo um valor de 85% de remoção. Reis (2012) trabalhou com resíduos orgânicos em digestão anaeróbia do tipo "Low Solids", embora a carga fosse significativamente menor ( $\approx 30\text{mg/L}$ ) os valores de remoção foram semelhantes, com 30% de remoção no início da operação (o baixo valor foi atribuído a queda do pH) atingindo 80% nas fases posteriores.

Nas fases posteriores a COV de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d houve instabilidade na remoção dos sólidos, o que pode ser atribuído à queda do pH e acúmulo de material orgânico no reator. Na COV de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d ocorreu 53,3% de remoção e para a COV de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d a remoção foi de 78%.

Na Figura 21 está representada a variação da massa de entrada e saída de STV assim como a eficiência de remoção. O cálculo de massa aplicada foi realizado de acordo com os STV, ou seja, os valores de STV afluente são fixos, variando de acordo com a COV no reator.

Figura 21 - Variação de Sólidos Totais Voláteis no Biodigestor piloto e eficiência de remoção



A eficiência global de remoção de sólidos totais voláteis foi de 74,2%. De acordo com a Tabela 13 podemos observar que a maior eficiência ocorreu na etapa com COV de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d (86%) diminuindo para 59% após o estresse causado pela queda do pH e sobrecarga de material orgânico no reator.

Na primeira carga orgânica aplicada (1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d) no reator, 62,5% dos STV foram removidos. Valor semelhante foi encontrado no segundo momento de mesma carga, porém esse valor foi um pouco inferior devido a queda do pH na COV anterior.

Na COV de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d a biomassa já estava estabilizada, dos 200g de STV adicionados 170g foram destruídos, indicando 84% de remoção e superioridade de 34% quando comparado com a COV anterior. Apesar da instabilidade decorrente do estresse sofrido nas fases anteriores, o segundo momento de COV de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d conseguiu remover 77% dos STV, indicando boa eficiência de remoção de STV do reator piloto.

Assim como os ST na carga de 4KgSVT/m<sup>3</sup>/d, nessa COV ocorreu a maior remoção de STV. O afluente apresentou 400g de STV e o efluente 51,85±9,57g. Com remoção de 86,5%, este foi o melhor resultado de remoção de STV durante toda a pesquisa, decorrente da maior produção de biogás, como pode ser visto nas próximas seções.

A média global de remoção de ST e STV de 70,7 e 74,2, respectivamente, ficou próxima ao encontrado por Leite (2011) no tratamento de lodo adensado. No tratamento de RSO Flor (2006) obteve remoção superior a 50%, Silva (2013) alcançou eficiência de 40,9%, enquanto Santos (2015) obteve 94% de remoção de STV.

Durante a digestão anaeróbia espera-se que ocorra a mineralização parcial da matéria orgânica, como consequência desse processo ocorre a diminuição dos valores de ST e STV e aumento dos STF (METCALF; EDDY, 2003), entretanto ao analisar a Tabela 12 este processo não ocorreu em todas as fases do presente trabalho, podendo ser explicado pelo acúmulo de material orgânico no reator ao longo do período de avaliação, esta afirmativa é corroborada pelos resultados do

balanço de massa do digestor apresentado na seção 4.3.5 (Balanço de Massa).

Tabela 13 - Resumo das eficiências de remoção dos sólidos

	<b>Carga Orgânica Volumétrica (kg/m<sup>3</sup>/d)</b>				
	1,0	2,0	4,0	1,0	2,0
<b>ST afluente (g)</b>	113,60	224,32	465,60	116,01	232,20
<b>ST efluente (g)</b>	51,77± 8,69	39,49± 7,37	69,01±1 5,12	61,72±1 7,7	50,93±1 7,57
<b>ST removidos (g)</b>	61,83	184,83	396,60	54,29	181,27
<b>% remoção</b>	52,40	82,37	85,18	53,27	78,07
<b>STV afluente (g)</b>	100,00	200,00	400,00	100,00	200,00
<b>STV efluente (g)</b>	37,48± 6,07	30,20± 9,57	51,85±9 ,57	46,73±1 7,71	46,26±1 6,18
<b>STV removidos g</b>	62,53	169,80	348,15	53,27	153,74
<b>% remoção</b>	62,53	84,90	86,55	59,51	76,87
<b>Relação STV/ST afluente</b>	0,88	0,89	0,86	0,86	0,86
<b>STF afluente (g)</b>	13,60	24,32	65,60	16,01	32,2
<b>STF efluente (g)</b>	14,30	9,28	14,71	15,00	4,67

#### 4.3.3.2. DQO

A concentração de material orgânico presente no afluente/efluente pode ser quantificada pela DQO. A DQO do afluente variou de acordo com a COV, sendo 140, 223, 459, 114 e 191 g/L, ou 42,4; 67,6; 139,1; 34,5 e 57,9 g/L respectivamente, para a carga aplicada de 1, 2, 4, 1 e 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d,

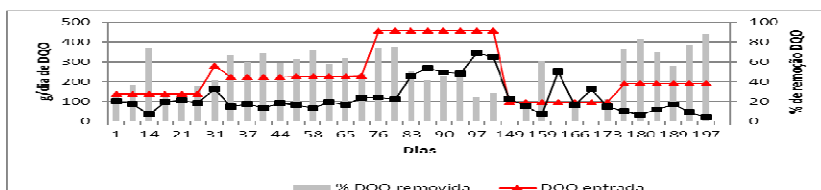
O efluente apresentou variação na DQO entre 6,3 a 104,4g/L, valores apresentados no Apêndice B, atingindo eficiência máxima de remoção na COV 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d. Na Figura 22 e tabela 14 são apresentados os resultados do monitoramento da DQO.

Na primeira fase de monitoramento, onde a COV foi de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, a remoção média foi de 37,8%, e assim como ocorreu com os STV, a biomassa estava em fase de adaptação ao substrato, fermentando primeiro os compostos facilmente degradáveis e somente depois do período de adaptação e crescimento de microrganismos especializados é

que começa a ocorrer a fermentação do substrato complexo (Chernicharo, 2007).

Nos dois momentos em que a carga aplicada foi de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d a máxima remoção de DQO foi alcançada. Entre o 30° a 70° dia, a DQO efluente foi de 82,9g/d com remoção 60% e do 76° até o final do estudo a DQO afluente foi de 191g/d com remoção de 142g/d, ou seja, 74% de remoção. Valores semelhantes foram encontrados por Reis (2012) tratando RSO. Leite (2015) tratou lodo adensado de ETE, no mesmo reator utilizado nesta pesquisa, e obteve remoção de 60% quando a carga aplicada foi de 2,5 Kg SVT/m<sup>3</sup>/d.

Figura 22 - Variação da Demanda Química de Oxigênio no Biodigestor piloto e eficiência de remoção



A partir do 76° dia a carga aplicada passou para 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d e foi possível observar a queda na eficiência de remoção de DQO, com afluente de 458g/L DQO e efluente de 248g/L temos remoção de 46%, tal fenômeno foi observado por Flor (2006), ao aplicar a carga máxima de 17kg DQO/m<sup>3</sup>/d a remoção caiu de 60 para 48%. O mesmo ocorreu com Leite (2011), ao passar de 267,5 para 424g/d de DQO a remoção caiu de 56 para 39%.

Durante a COV de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d ocorreu a queda do pH do sistema e a produção de biogás parou, sendo necessário a paralisação da alimentação e correção do pH, retomando a alimentação com COV de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, uma série de amostras desse período apresentou massa de DQO no efluente maior que o afluente, indicando que houve acúmulo de substrato no interior do reator, deste modo, a média de remoção foi inferior a 20%. A tabela 14 mostra um resumo da quantificação de DQO.

Tabela 14 - Eficiência de remoção de DQO

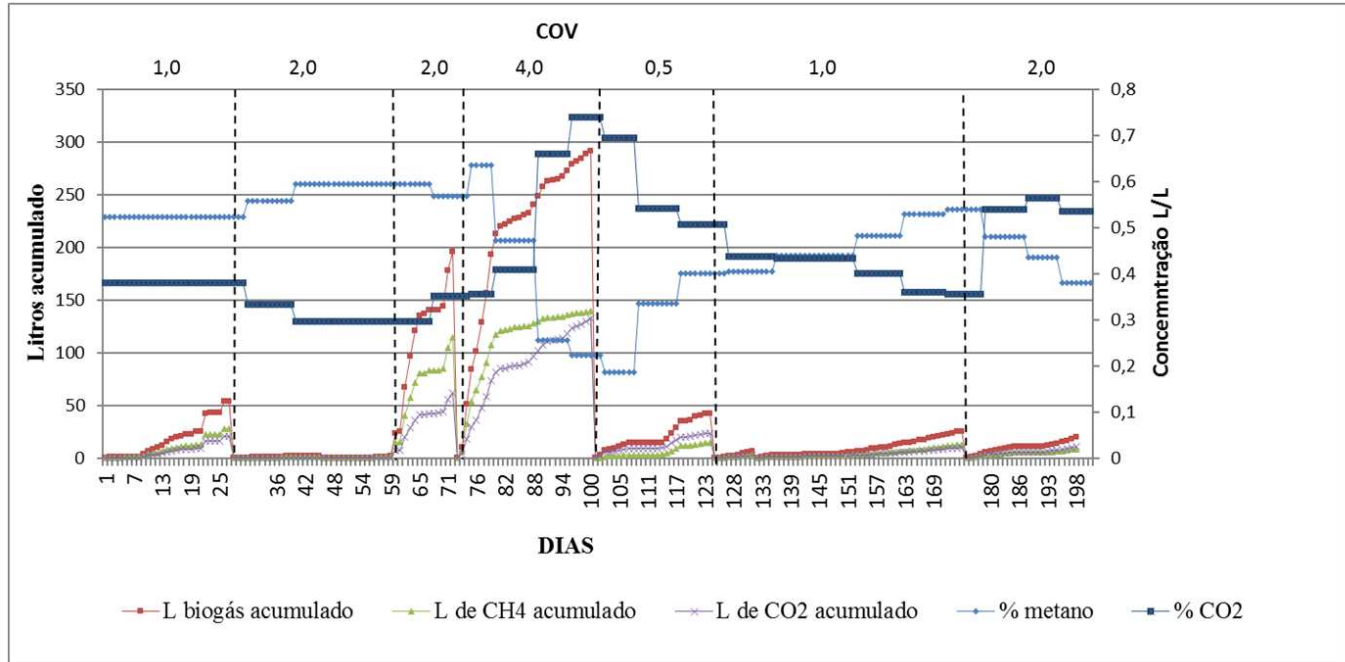
COV (Kg SVT/m <sup>3</sup> /d)	Carga afluente (g/d)	DQO Carga efluente (g/d)	DQO Carga efluente (g/d)	DQO removida (g/d)	Remoção DQO%
1,0	139,9		87±26	52,8±26	40
2,0	227,2		93,5±29	133,7±29	60
4,0	458,6		247,6±105	211±104	46
1,0	95,6		113,8±72	-18,2±72	29,7
2,0	191,3		49,2±22	142±22	74,3

É importante ressaltar a precipitação e sobrecarga no sistema. Ao dobrar a carga aplicada de 2 para 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d ocorreu queda na eficiência de remoção indicando insuficiência da biomassa microbiana, levando ao acúmulo de ácidos graxos, queda do pH e consequente redução da atividade metanogênica. No tratamento anaeróbio é prudente fazer o aumento da COV inferiores a 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d.

#### 4.3.4. Avaliação da produção de biogás

A Figura 23 apresenta o perfil de produção de biogás e metano no reator. A média global de produção de biogás no reator piloto foi de 3,23L/d. O valor de produção foi baixo devido a vários momentos de instabilidade do reator e inibição das bactérias metanogênicas. Os valores diários de produção de biogás e metano são apresentados no apêndice C.

Figura 23 - Litros acumulados de biogás, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> e concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> para cada COV avaliada.



Na primeira fase de operação com carga de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d o biogás acumulado foi de 53,3L durante 28 dias, ao aumentar a carga para 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d o reator apresentou instabilidade e a produção parou, com produção de 1,9L em 18 dias. Como medida para retomar a produção de biogás a alimentação foi suspensa por uma semana.

Ao retomar a alimentação com carga de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, as melhores resultados de produção de metano foram obtidos. A média diária de biogás e metano foi 9,8L/d e 5,75L/d, com valor acumulado de 196 e 115L, respectivamente.

Na carga de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d foi obtido os maiores valores de produção de biogás. O valor acumulado chegou a 292L em 27 dias, ou 10,8L/d. Nesta carga foi observado a queda do pH no reator, consequentemente a concentração de CO<sub>2</sub> no biogás superou o CH<sub>4</sub>, com média de concentração 37% CH<sub>4</sub> e 55% CO<sub>2</sub>. A média diária de produção de metano foi 5,2L/d, enquanto a produção de gás carbônico ficou em 4,9L/d.

Nas cargas seguintes, o reator ainda enfrentava instabilidade causada pela queda do pH, apresentando baixa atividade metanogênica. Na COV 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d a média de geração de biogás foi 0,6 L/d com 51,4% de metano. Na fase seguinte, com COV 2Kg SVT, não houve melhora nos resultados de geração de biogás, com acumulado de 20L em 22 dias, sendo 44% a concentração média de metano.

A avaliação da produção específica de biogás (PEB) e de metano (PEM) relaciona a produção de biogás/metano com massa de sólidos totais voláteis removidos no processo de digestão anaeróbia. A Figura 24 apresenta os valores de produção diária e produção específica de biogás e de metano.

A digestão anaeróbia do substrato orgânico resultou na PEB de 0,49, 0,77 e 0,50L<sub>biogás</sub>/g STV<sub>removidos</sub> respectivamente para as COV de 1, 2, e 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d. Os valores encontrados são superiores aos obtidos por Leite (2011) no tratamento de lodo de ETE (0,13, 0,19 e 0,14 L<sub>biogás</sub>/g STV<sub>removidos</sub> , respectivamente para as COV de 1,0, 2,5 e 4,5Kg SVT/m<sup>3</sup>/d) e próximo ao obtido por Hartmann & Ahring (2005) na co-digestão de RSO e estrume (0,71 L<sub>biogás</sub>/g STV) e Gomez et al. (2006) na co-digestão de lama com a fração de orgânica de resíduos sólidos urbanos (0,4-0,6 L<sub>biogás</sub>/g STV).

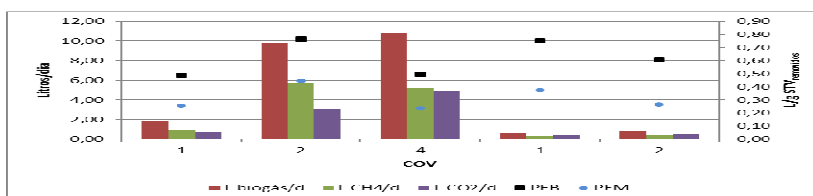
A redução da PEB de 0,77 para 0,50 L<sub>biogás</sub>/g STV<sub>removidos</sub> com o aumento da COV de 2 para 4 Kg SVT/m<sup>3</sup>/d pode ser explicada pelo desequilíbrio da etapa metanogênica ocorrida pela queda do pH na maior carga. Igualmente ao observado nesta pesquisa, Leite (2011) e



Flor (2006) constataram desequilíbrio no interior do reator resultando na redução da PEB com o aumento de carga.

Os resultados da PEM para as COV de 1, 2, e 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d foi de 0,26, 0,45 e 0,24 L<sub>CH4</sub>/g STV<sub>removidos</sub> respectivamente. Assim como ocorreu com a PEB o melhor resultado foi na COV 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, resultado 96% superior à da carga 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d. Essa diferença se deve a melhor qualidade do biogás, com maiores concentrações de metano.

Figura 24 - Produção diária de biogás, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e valores de PEB e a PEM.



Ao passar da COV de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d para a COV de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, observou-se um aumento de 50% PEB e de 46% na PEM. Esse valor é referente à baixa remoção diária de STV, ao relacionar a produção diária de biogás a esse valor obtemos elevados valores de produção específica. Entretanto não podemos definir este segundo momento como o melhor, pois a produção diária de biogás foi baixa (0,6L/d) comparada com as outras fases, assim como o menor valor de STV destruídos.

A produção de metano e a concentração no biogás, estão diretamente correlacionados ao pH com  $r = 0,84$ . Em pH abaixo de 4,5 as bactérias metanogênicas são inibidas e a produção de CH<sub>4</sub> cessa enquanto a produção de CO<sub>2</sub> prossegue.

### 4.3.5. Balanço de Massa

O balanço de massa é um importante cálculo realizado em sistemas de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos com a finalidade de verificar a eficiência do processo através da avaliação de conversão do substrato em biogás, em massa residual acumulada e a massa presente no efluente.

O balanço de massa tem como base a Lei da Conservação da Massa de Lavoisier, segundo a qual, em sistemas fechados, a massa dos reagentes é igual à massa dos produtos. O balanço de massa foi aplicado

ao sistema para verificar a eficiência de conversão do substrato em biogás, utilizando-se para isso a Equação 2. Na figura 25 estão os resultados obtidos.

$$\text{MAP} = \text{MAc} + \text{MEf} + \text{M}_{\text{Biogás}}$$

Equação 2

Onde:

MAP = massa aplicada

MAc = massa acumulada

MEf = massa no efluente

M<sub>Biogás</sub> = massa convertida em biogás.

Em análise aos dados apresentados na Figura 25 verifica-se o melhor desempenho de conversão do substrato a biogás no primeiro momento de carga 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, onde houve a maior geração de biogás. O pior cenário ocorreu na carga 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d após a exaustão do reator ocasionado pela queda do pH.

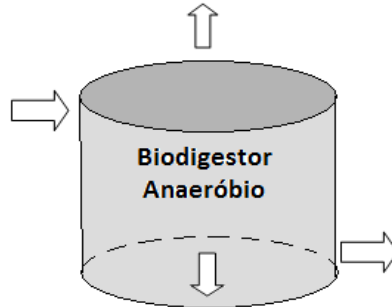
A primeira carga aplicada no reator foi de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, inicialmente ocorreu a adaptação da biomassa ao substrato e a produção de biogás foi baixa, refletindo no valor de STV e DQO convertidos a biogás (3,9g). Nesta etapa o acúmulo de substrato no reator representam 50% dos STV e 38% da DQO.

Para a carga de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, diariamente foram destruídos 6,4% dos STV e 5,6% do DQO afluentes, 77% dos STV e 57% da DQO ficou retida no reator sendo o restante eliminado no efluente. Durante essa fase foram observados os melhores resultados referentes à produção de biogás, concentração de metano e remoção de DQO, refletindo no melhor resultado de balanço de massa durante toda a pesquisa.

Figura 25 - Balanço de Massa

Biogás	STV(g/dia)	DQO(g/dia)
1 kg/m <sup>3</sup> dia	3,9	3,9
2 kg/m <sup>3</sup> dia	12,8	12,8
4 kg/m <sup>3</sup> dia	21,8	21,8
1 kg/m <sup>3</sup> dia	0,8	0,8
2 kg/m <sup>3</sup> dia	1,4	1,4

Afluente	STV(g/dia)	DQO(g/dia)
1 kg/m <sup>3</sup> dia	100	139,9
2 kg/m <sup>3</sup> dia	200	227,2
4 kg/m <sup>3</sup> dia	400	458,6
1 kg/m <sup>3</sup> dia	100	95,6
2 kg/m <sup>3</sup> dia	200	191,3



Efluente	STV(g/dia)	DQO(g/dia)
1 kg/m <sup>3</sup> dia	37,8	82,9
2 kg/m <sup>3</sup> dia	32,5	80,8
4 kg/m <sup>3</sup> dia	51,8	247,6
1 kg/m <sup>3</sup> dia	46,7	74,4
2 kg/m <sup>3</sup> dia	46,3	49,2

Acumulado	STV(g/dia)	DQO(g/dia)
1 kg/m <sup>3</sup> dia	58,3	53
2 kg/m <sup>3</sup> dia	154,7	129,6
4 kg/m <sup>3</sup> dia	326,3	189,2
1 kg/m <sup>3</sup> dia	52,5	20,5
2 kg/m <sup>3</sup> dia	152,4	140,7

Com o aumento da carga de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d para 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d o resultado mais expressivo foi do acúmulo de STV no reator, representando 81%. Neste período a conversão de STV a biogás foi de 5,45g, porém o aumento da carga resultou na queda do pH e redução da concentração de metano no biogás, tal efeito é indesejável, principalmente quando a utilização de reator e a DA tem como objetivo a produção de biogás para geração de energia. A porcentagem de acúmulo de DQO foi menor que a fase anterior, entretanto tal resultado é reflexo do maior valor no efluente e não da conversão à biogás.

Na segunda fase com carga de 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d é possível perceber a inferioridade dos resultados de conversão a biogás quando comparados com a primeira (79% menor que o anterior). Esse resultado é reflexo da acidificação do reator. Como já foi discutido anteriormente, o estresse causado acabou refletindo na função de produção de biogás pelas bactérias metanogênicas, que tem seu desempenho prejudicado em pH menores que 5. Deste modo a conversão de substrato foi muito baixa devido a pouca produção de biogás.

A última fase do tratamento de resíduo orgânico foi com a carga de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, o afluente desta etapa apresentou 16% menos DQO que o afluente da primeira etapa com carga 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, apesar do menor valor, foi nesta etapa quando ocorreu o maior acúmulo de DQO, onde 73% da DQO ficou retida no reator.

Ficou evidente que o desempenho do reator foi prejudicado na fase com 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, o aumento da carga não resultou em maior conversão do substrato em biogás. O acúmulo de STV e DQO foi muito grande e mesmo após a lavagem do sistema e adição de biomassa o sistema não voltou ao rendimento inicial.

De acordo com o balanço de massa o acúmulo de STV foi maior que a DQO. Este resultado pode ser atribuído à heterogeneidade do substrato. Em observações visuais do interior do reator foi possível constatar a formação de uma espécie de camada sobrenadante, esse sobrenadante foi formado principalmente pelos resíduos de jardinagem que apresenta valores maiores de ST e menores de DQO. Enquanto o substrato mais denso (resíduo do restaurante) teve melhor incorporação dentro do reator.

A formação da camada sobrenadante ocorreu devido à insuficiência das pás de agitação em realizar uma completa homogeneização dentro do reator. A disposição e conformação das pás aliado à heterogeneidade do substrato formaram pontos mortos dentro do reator piloto, sendo necessários ajustes em pesquisas posteriores.

#### 4.4. Batelada X Semi-sequencial

Ao analisar as fases do reator piloto, observamos que o melhor desempenho ocorreu entre o 55° e 75° dia, com carga orgânica volumétrica de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d ou 9,520Kg RSO/m<sup>3</sup>/d. Nesse período o pH se manteve acima de 7, a alcalinidade ficou acima de 1000mg de CaCO<sub>3</sub> e a concentração de ácidos orgânicos voláteis não superou os 500mg/L, indicando o equilíbrio das fases metanogênicas. A produção diária de biogás foi de 9,8L/d com PEB de 0,76 e PEM 0,45 L/g STV<sub>removidos</sub>. Podemos então fazer um comparativo entre o desempenho do reator semi-sequencial com trabalhos desenvolvido em batelada, a fim de mostrar o potencial deste método de alimentação para o tratamento de RSO.

A digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos foi investigada em reator termófilo, com TDH de 14 dias e COV de 3,3 Kg STV/m<sup>3</sup>/d por Hartmann & Ahring (2005), obtendo redução de STV de 69%, PEB de 0,69 L/g STV<sub>removidos</sub> e concentração de amônia livre 0,45-0,62g N / L.

A co-digestão de lodo primário e fração de frutas e hortaliças de resíduos sólidos urbanos foi analisado por Gómez et al. (2006), em condições mesófilas, TDH de 40 dias e COV de 9g de STV/dia, chegando a PEB de 0,4 L/g STV<sub>removidos</sub>.

Com objetivo de analisar o processo de biometanização de resíduos alimentares de restaurante, Forster-Carneiro et al. (2008) em reator batelada com TDH de 60 dias alcançou resultados de remoção dos STV de 44,2% e 55,0% de DQO, com PEM 0,22 L/g STV<sub>removidos</sub>.

Em estudo realizado por Liu et al. (2012) sobre co-digestão anaeróbia em escala piloto de resíduos alimentares, resíduos vegetais de frutas e de lamas de esgoto desidratadas, em reator de tanque agitado continuamente e condição mesofílica, com COV de 6Kg SVT/m<sup>3</sup>/d e TDH de 20 dias, foram obtidos os resultados de produção de biogás de 4,25m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>/d com PEB e PEM de 0,72 e 0,62 L/g STV<sub>removidos</sub> e concentração de 56% de CH<sub>4</sub> no biogás.

Ao avaliar a co-digestão de RSO e RJ em batelada, Brow e Li (2013) trabalharam com COV de 1,66Kg/m<sup>3</sup>/d e TDH de 30 dias. Nos resultados da proporção de RSO:RJ de 20:80, foi observado redução de 40% dos STV e PEM de 0,12 L/g STV<sub>removidos</sub>, os autores encontraram instabilidade do pH, chegando a pH5.

Santos (2015) avaliou a produção de biogás e eficiência no tratamento de resíduos sólidos de refeição de restaurante (RSRR) em batelada com TDH de 75 dias, em regime psicofílico, resultando em

percentuais de remoção de 94% STV, 77% COT e DQO 84%. Foi obtido biogás com produção de 50,7% de CH<sub>4</sub> e 48,9% de CO<sub>2</sub>.

Em comparativo aos estudos de DA de RSO em batelada expostos acima com o estudo apresentado, observa-se o potencial da DA em reator com alimentação semi- sequencial. Onde eficiência de remoção de ST, STV,DQO e o potencial de produção de biogás foi superior a todos os trabalhos em batelada e a concentração de CH<sub>4</sub> no biogás manteve-se na média dos demais trabalhos. E por fim, ao adicionar a COV suportada pelo sistema (2kg/m<sup>3</sup>/d) se evita o acúmulo de ácidos voláteis no digester, demonstrando que este é um método eficiente para manter o equilíbrio do pH.

## 5. CONCLUSÕES

A digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é um procedimento complexo que envolve uma série de variáveis e cada qual pode influenciar negativamente na produção de biogás. Encontrar um equilíbrio entre essas variáveis é de extrema importância para o sucesso do processo. O estudo em questão se mostrou uma opção viável para o tratamento de resíduos orgânicos. É uma importante fonte para as pesquisas que se seguem, assim como uma opção real para o tratamento de RSO gerados pelas cidades.

- Os resultados do AME mostram a necessidade da correção do pH ao início de cada ensaio. Foi possível verificar que a maior porcentagem de resíduo de jardinagem e menor proporção de inóculo mantiveram a pressão interna e conseqüente produção de metano por maior período de tempo.
- A proporção 1:9 de resíduos de jardinagem: resíduos orgânicos do RU obteve os maiores valores de produção de metano no teste de biodegradabilidade e foi utilizado na alimentação do reator piloto.
- Inicialmente o funcionamento do reator com COV de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d teve os melhores resultados de remoção de ST, STV, superiores a 80%, e produção diária de biogás (10,8L/d) . Mais tarde o sistema entrou em colapso, o pH caiu para 5, a concentração de CO<sub>2</sub> superou o CH<sub>4</sub> e no 27º dia a produção de biogás parou.
- O acúmulo de ácidos voláteis e aumento da concentração de CO<sub>2</sub> (máximo de 74%) no biogás durante as COV 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d, indica a insuficiência de biomassa metanogênica e incapacidade do reator operar com cargas tão altas quanto 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d.
- Foi possível concluir que a COV de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d apresentou os melhores resultados de remoção de DQO, superiores a 60%, e conversão de material orgânico a biogás e o pH manteve-se acima de 7.

- Na COV de 2Kg SVT/m<sup>3</sup>/d biodigestor piloto atingiu altos níveis de produção de biogás, com média diária de 9,8L/d e PEB de 0,77 L<sub>biogás</sub>/g STV<sub>removidos</sub>. A concentração de metano no biogás chegou a 64%, obtendo PEM de 0,45 L<sub>CH<sub>4</sub></sub>/g STV<sub>removidos</sub> e média diária de 5,7L/d.
- A análise de balanço de massa mostrou a incapacidade de mistura completa do reator piloto. O tamanho e disposição das pás de agitação aliados a heterogeneidade do substrato resultaram em acúmulo do material orgânico, atingindo 81% na COV de 4Kg SVT/m<sup>3</sup>/d.
- De modo geral, o uso de biodigestão anaeróbia alimentado de forma sequencial para o tratamento de resíduos orgânicos se mostrou promissor, visto que, em condições adequadas houve redução de matéria orgânica e alta produção de biogás, equiparando os resultados aos encontrados em sistemas em batelada.

### 5.1. Sugestões para trabalhos futuros

- Verificar a COV ideal para o sistema, com aumento gradativo igual ou inferiores a 1Kg SVT/m<sup>3</sup>/d de uma fase para outra.
- É necessário aumentar o tempo de avaliação de cada COV, preferencialmente o dobro do TDH, assim como operar com TDH fixo para todas as COVs.
- Realizar avaliações qualitativas e quantitativas dos AOV, determinando os principais ácidos presentes durante a digestão anaeróbia e assim definir alternativas de controle do pH.
- Para a utilização futura do reator piloto é necessário projetar um sistema mais eficiente de agitação, de modo a evitar zonas mortas e acúmulo de material orgânico dentro do piloto.
- Utilizar um sistema mais eficiente de medição do biogás e com avaliações frequentes da composição.
- Testar o método utilizando tanque hidrolítico, para que a ocorra à quebra do material orgânico e a liberação de AOV e através do monitoramento desse material hidrolisado ocorra à entrada controlada de AOV e maior COV no biodigestor. Buscar um efluente com características de biocomposto para uso agrícola.



- Testar o uso de reatores de dois estágios, onde o efluente estudado passe por uma segunda digestão anaeróbia, a fim de obter maiores valores de remoção de ST, STV, DQO e P.
- Avaliar, através de técnicas microbiológicas, a composição da comunidade microbiana anaeróbia da biomassa e assim correlacionar com a produção do biogás.



## BIBLIOGRAFIA

ABRELPE . Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2014. 115p. São Paulo.

AGDAG, O.N.; SPONZA, D.T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*. V. 140, p. 75–85.2007.

AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. **Biogas handbook**. Biogas for Eastern Europe project, University of Southern Denmark, Esbjerg, 2008. Disponível em: <[http://www.big-east.eu/downloads/IR-reports/ANNEX%202-39\\_WP4\\_D4.1\\_Master-Handbook.pdf](http://www.big-east.eu/downloads/IR-reports/ANNEX%202-39_WP4_D4.1_Master-Handbook.pdf)>. Acesso em: 08/12/2014.

ALVAREZ-RAMIREZ, J. ; MERAZ, M.; OSCAR MONROY , O. VELASCO. Feedback control design for an anaerobic digestion process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. v 725–734, 2002.

ALVES, H.J.; BLEY JUNIOR, C.; NIKLEVICZ, R.R.; FRIGO, E.P.; FRIGO, M.S.; COIMBRA-ARAÚJO, C. H. Overview of hydrogen production Technologies from biogas and the applications in fuel cells. **International journal of hydrogen energy**, v. 38, p. 5215-5225. 2013.

AMORIM, V.P.P. **Comissionamento e produção de biogás a partir de vários resíduo**. (Mestrado em Engenharia Química) Universidade Federal de Pernambuco. Recife - PB. 2012.

ANJUM, M.; KHALID, A.; MAHMOOD,T.; ARSHAD, M. Anaerobic co-digestion of municipal solid organic waste with melon residues to enhance biodegradability and biogas production. **Journal of Material Cycles and Waste Management** October 2012, Volume 14, Issue 4, pp 388-395. 2012.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 10:152-161, 2005.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; SANTOS, M.L.F.; MONTEGGIA, L.O. Metodologia para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 2 (abr/jun), p. 192-201. 2007.

APHA; AWWA; WPCF (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th Edition. Washington. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington-DC, USA.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J. e DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, n. 34; p.755–781. 2008.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L.O. Metodologia para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 2 (abr/jun), p. 192-201. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004. 71 p.

BASTOS, R.K.X. **Utilização de Esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Viçosa: PROSAB, 2003. 267p.

BELLI FILHO, P.; SOARES, H.M.; MATIAS, W.G.; PINTO, R.O; CHAGAS A.; CASTILHOS JÚNIOR, A.B. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e lodo de tanque séptico**. In: VII Taller Y Simposio Latino-Americano Sobre Digestión Anaerobia, Merida, v. 1, p. 266-269.2002.

BLEY JUNIOR, CÍ.; LIBÂNIO, J.C.; GALINKIN, M.; OLIVEIRA, M.M. **Agroenergia da Biomassa Residual: Perspectivas Energéticas, Socioeconômicas e Ambientais**. Foz Do Iguaçu/Brasília: Technopolitik Editora, 2009.

BOUALLAGUI, H.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y.; BEN CHEIKH, R.; AROUANI, L.; HAMDI, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. **Process Biochem.** 2003.

BRISKI, F.; VUKOVIC, M.; PAPA, K.; GOMZI, Z.; DOMANOVAC, T. Modelling of composting of food waste in a column reactor. **Chem. Pap.** 61, 24–29. 2007.

BROWN, D. e LI, Y. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. **Bioresource Technology** 127, 275–280. 2013.

CARNEIRO, P.H. Efeito da adição de lodo ao inóculo de reator anaeróbico híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. 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 Engenharia Civil, 2005.

CATAPAN, D. e CATAPAN, E. **Aspectos técnicos e operacionais sobre a geração de energia elétrica a partir de dejetos suínos.** Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais Geração de Energia a partir de Resíduos. 2009.

CECCHI F. Anaerobic digestion and composting in an integrated strategy for managing vegetable residues from agroindustries or sorted organic fraction of municipal solid waste. **Water Science and Technology**, 22(9), pp. 33-41.2003.

CHAMPAGNE, P. e LI, C. Enzymatic hydrolysis of cellulosic municipal wastewater treatment process residuals as feedstocks for the recovery of simple sugars. **Bioresource Technology.** n.100, p. 5700–5706, 2009.

CHARLES, W.; WALKER, L.; CORD-RUWISCH, R. Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresour. Technol.** 100, 2329–2335. 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

CHERNICHARO, C.A.L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews In Environmental Science And Bio/technology*, Belo Horizonte, v. 5, p.73-92, 2006.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

CHYNOWETH, D.P.; TURRCK, C.E.; OWENS, T.J.M.; JERGER, D.E.; PECKY, M.W. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. **Biomassa and Bioenergy**. vol. 5, no. 1, pp. 95-111.1993.

COGEN – ASSOCIAÇÃO DA INDÚSTRIA DE COGERAÇÃO DE ENERGIA. Bioeletricidade: reduzindo emissões e agregando valor ao sistema elétrico nacional. Disponível em:<http://www.cogen.com.br>. Acesso em: 18 nov. 2014.

COLDEBELLA, A. Viabilidade do uso do biogás da bovinocultura e suinocultura para geração de energia elétrica e irrigação em propriedades rurais. 2006.74 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

COMASTRI FILHO, J.A. **Biogás: independência energética do Pantanal Mato-Grossense**. Corumbá: Embrapa, 1981.

CORREA, A.S. **A influência da folga de válvulas na geração de ruído e vibração no motor fire 999cc 8v**. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Florianópolis, 2003.

COSTA, A.S. Turbinas Hidráulicas e Conduitos Forçados. Março, 2003. Disponível em < <http://www.labspot.ufsc.br/~simoes/dincont/turb-hidr-2003.pdf>>. Acesso em: 07 de setembro de 2014.

CUETOS, M.J.; GOMEZ, X.; OTERO, M.; MORAN, A. Anaerobic digestion of solidslaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochem. Eng. J.** 40, 99– 106. 2008.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources**. WILEY-VCH Verlag GmbH e Co. KGaA, Weinheim, 2008.

DÍAZ, E.; AMILS, R.; SANZ, J.L. Molecular ecology of anaerobic granular sludge grown at different conditions . **Water Science and Technology**. v. 48, p. 57. 2003.

DUARTE, K.L.S. Interferências das condições ambientais e operacionais nas concentrações de biogás em biorreatores de bancada com resíduos sólidos. **Dissertação** (Dissertação de mestrado). Universidade Federal De Campina Grande, Campina Grande, PB, 2014.

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; GIORDANO, A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. Anaerobic co-digestion of organic wastes. **Rev Environ Sci Biotechnol**. v. 11 p.325–341. 2012.

FARNETI, A.; COZZOLINO, C., BOLZONELLA, D.; INNOCENTI, L.,; CECCHI, F. Semi-dry anaerobic digestion of OFMSW: the new full-scale plant of Verona (Italy). **In: Proc. II Int. Symp. On Anaerobic Digestion of Solid Waste**, Barcelona, p. 330-333. 1997.

FARRET, F.A. **Aproveitamento de pequenas fontes de energia elétrica**. Santa Maria: UFSM, 1999.

FERNANDES, C.H.R. Biodegradabilidade Termofílica dos resíduos sólidos urbanos e potencialidade em biogás. **Dissertação**. (Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente). Universidade de Lisboa. Lisboa, 2013.

FEZZANI, B.; CHEIKH, R.B. Two-phase anaerobic co-digestion of olive Mill wastes in semi-continuous digesters at mesophilic temperature. **Bioresour. Technol.** 101, 1628–1634. 2010.

FELIZZOLA, C.S. et al. Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica**, 27:53, 2006.

FLOR, A.P.C.P. Comportamento de reactores anaeróbios tratando a fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos. **Tese**. Universidade de Aveiro. Aveiro. 203p. 2006.

FORESTI, E.; FLORENCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. **Fundamentos do Tratamento Anaeróbio**. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: PROSAB, ABES. Cap. 2, pp. 2952, 1999.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I.; SALES, D. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: focusing on the inoculum sources. **Bioresour. Technol.** 98, 3195–320. 2007.

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

FOSS, A.B. Determination of crude protein (kjeldahl nitrogen) in animal feed, forage (plant tissue), grain & oilseed using block digestion with copper catalyst and steam distillation into boric acid. **Application note**. p. 1-6. 2001.

GUEDES, V.P. **Estudos do fluxo de gases através do solo de cobertura de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2007. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Coordenação de Pós-Graduação de Engenharia – COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

GONÇALVES, I.R.G. Estudo da produção de biogás a partir de resíduos alimentares. **Dissertação** (Mestrado em Sistemas de Energias Renováveis). Instituto Politécnico Viana de Castelo. Viana de castelo. 2013



GORGATI, C.Q. **Fração Orgânica de Lixo Urbano como Substrato para Biodigestor e como Matéria Prima para Compostagem e Vermicompostagem**. Dissertação de Mestrado Faculdade de Ciências Agrônômicas - Universidade Estadual Paulista. Botucatu-SP, 79p. 1996.

HARRIS, D.C. **Análise química quantitativa**. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC (Livros Técnicos e Científicos Editora S.A.), 2005, p.876.

HARTMANN, H. e AHRING, B.K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. **Water Res.** 39, 1543–1552. 2005.

HORIUCHI, J.I.; SHIMIZU, T.; TADA, K.; KANNO, T.; KOBAYASHI, M. Selective production of organic acids in anaerobic acid reactor by pH control. **Bioresour Technology.** 82(3):209-13. May, 2002.

IGONI, A.H.; AYOTAMUNO, M.J.; EZE, C.L.; OGAJI, S.O.T.; PROBERT, S.D. Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. **Applied Energy.** n.85, p. 430-438. 2008.

IKE, M., INOUE, D., MIYANO, T., LIU, T.T., SEI, K., SODA, S., KADOSHIN, S. Microbial population dynamics during startup of a full-scale anaerobic digester treating industrial food waste in Kyoto eco-energy project. **Bioresour. Technol.** 101, 3952–3957. 2010.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ (São Paulo). Procedimentos e determinações gerais. Métodos físico-químicos para análise de alimentos. 1. ed. digital. São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, 2005. p. 83-160.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional de saneamento básico, 2008**. Disponível em

<[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pn\\_sb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pn_sb2008/PNSB_2008.pdf)>. Acesso em: 05 de maio de 2014.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Plano Nacional de Resíduos Sólidos: diagnóstico dos resíduos urbanos, agrosilvopastoris e a questão dos Catadores, 2012.** Comunicado n° 145. Disponível em <[http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/comunicado/120425\\_comunicadoipea0145.pdf](http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/comunicado/120425_comunicadoipea0145.pdf)>. Acesso em: 05 de maio de 2014.

KAYHANIAN, M. Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high solids anaerobic digester, **Waste Management & Research** 13, 123-136. 1995.

KHALID, A.; ARSHAD M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSO, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**. V.31, p.1737–1744. 2011.

KHANAL, S.K. **Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and application.** 308p. 2008.

KERN-JESPERSEN J.P.; HENZE M.; STRUBE R. Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed film reactor. *Wat. Res.* v.28, p.1252-1255. 1994.

KIM, M.; AHN, Y.H; SPEECE, R.E. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. Thermophilic. **Water research**. n. 36, p. 4369-4385, 2002.

KYMÄLÄINEN, M.; LÄHDE, K.; ARNOLD, M.; KUROLA, J.M.; ROMANTSCHUK, M.; KAUTOLA, H. Biogasification of biowaste and 128 sewage sludge e measurement of biogas quality. **Journal of Environmental Management**. 2011.

LAUWERS, J.; APPELS, L.; TROMPSON, I. P.; DEGRÈVE, J.; IMPE, J. F. V.; DEWIL, R. Mathematical modelling of anaerobic digestion of biomass and waste: Power and limitations. **Progress in energy and combustion science**, v. 39, n. 4, p. 383 – 402, 2013.

LEITE, W.R.M. Digestão anaeróbia mesofílica de lodo adensado de estação de tratamento de esgoto. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Universidade Federal de Santa Catarina. 2011.

LEITE, W.R.M.; Maffazzioli, A.; Guimarães, L., Dal Mago, A.; Belli Filho, P. Análise comparativa dos efeitos da carga orgânica e do tempo de detenção hidráulica na digestão anaeróbia mesofílica de lodo adensado de estação de tratamento de esgoto. **Eng Sanit Ambient.** v.20 n.4. 2015.

LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L.W.; ZEEMAN, G. Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment. **Lecture Notes.** Wageningen Agricultural University, ed. January, 1996.

LEVÉN, L.; NYBERG K.; SCHNÜRER, A. Conversion of phenols during anaerobic digestion of organic solid waste review of important microorganisms and impact of temperature. **Journal of Environmental Management.** 95, S99 e S103. 2012.

LINDMARK, J.; THORIN, E.; FDHILA, R.B.; DAHLQUIST, E.. Effects of mixing on the result of anaerobic digestion: Review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews.** v.40, p. 1030–1047. 2014.

LIU, X.; GAO, X.; WANG, W.; ZHENG, L.; ZHOU, Y.; SUN, Y. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction. **Renewable Energy.** v.44, p.463 e 468. 2012.

LOBATO, L.C.S. **Aproveitamento Energético de Biogás Gerado em Reatores UASB Tratando Esgoto Doméstico** – Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais UFMG. 2011

LOBO, A.G.C. **Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para La evaluación de La contaminación producida em vertederos de residuos sólidos urbanos.** 2003. 335 f. Tesis (Doctoral) - Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander, 2003.

LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Bioresour. Technol.** 94, 261–266. 2004.

LOZADA, P. et al. Evaluación de diferentes alcalinizantes en el tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. Caso: agua residual del proceso de extracción de almidón de yuca. **Taller Y Simposio Latino Americano sobre Digestion Anaerobia**, Punta del Este: Uruguay. Anais. p. 571-575, 2005.

LUNA, M.L.D.; LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; JOSÉ T. DE SOUSA, J.T.; SILVA, S.A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Revista de Engenharia Agricola**. Jaboticabal, v.29, p.113-121, 2009.

MALINA Jr., J. e POHLAND, F.G. Design of anaerobic process for the treatment of industrial and municipal wastes. In: **Water quality management library**. v.7, 213p. 1992.

MATA-ALVARES, J.; MACÉ, S.; LIBRES, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresour. Technol.** 74. pp. 3–16. 2000.

MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solidwaste: a prespective. In: Biomethanization of the organic fraction of municipal solidwastes. **IWA Publishing**, p. 91-105. 2003.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M.S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewableand Sustainable Energy Reviews** 36, 412–427. 2014.

MARTIN-GONZALEZ, L.; COLTURATO, L.F.; FONT, X.; VICENT, T. Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with FOG waste from a sewage treatment plant: recovering a wasted methane potential and enhancing the biogas yield. **Waste Manage.** 30, 1854–1859. 2010.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**.4.ed. New York: McGraw-Hill, 1819 p. 2003.

MAYER, M.C. **Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2013.

MONTE, M.M.D. **Contributo para o Estudo da Valorização Energética de Biogás em Estações de Tratamento de Águas Residuais**. 2010. 178 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 2010.

MONTEIRO, L.W.S. **Avaliação do desempenho de dois sistemas em escala real para o manejo dos dejetos suínos: Lagoa armazenamento comparada com biodigestor seguido de lagoa de armazenamento**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 146 p, 2005.

NGES, I.A.; ESCOBAR,F.; FU, X.; BJÖRNSSON, L. Benefits of supplementing an industrial waste anaerobic digester with energy crops for increased biogas production. **Waste Management**. 32, 53–59. 2012.

NGHIEM, L.D.; MANASSA, P.; DAWSON, M.; FITZGERALD, S.K. Oxidation reduction potential as a parameter to regulate micro-oxygen injection into anaerobic digester for reducing hydrogen sulphide concentration in biogás. **Bioresource technology**. v. 173, p. 443-447. 2014.

OWEN, W.F.; STUCKEY D.C. Bioassay for Monitoring Biochemical Methane Potential and Anaerobic Toxicity. **Water Research**. n. 13, p. 485-492, 1979.

PAVAN P.; BATTISTONI P.; MATA-ALVAREZ J. E CECCHI F. Two-phase anaerobic digestion of source sorted OFMSW (organic fraction of municipal solid waste): performance and kinetic study. **Water Science and Technology**. v.41, p. 111-118. 1999.

PINTO. R. O. Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, Lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e Lixiviado. **Tese** (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

PONSÁ, S.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates, **Biosystems Engineering**. Volume 108, Issue 4, Pages 352–360. 2011.

PROBIOGÁS. Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. **Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR)**. 5. ed. Gülzow, 2010.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA), 2015. Disponível em: <<http://www.pnuma.org.br/publicacoes.php>>. Acesso em 27 de abril de 2015.

PROSAB. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico.

RAINES, R.T. e BINDER, J.B. Fermentable sugars by chemical hydrolysis of biomass. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. n.10, v.107 March 9, p.4516-4521, 2010.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M.S.; ANTUNES, R.M.; KOETZ, P.R. **influência da recirculação/alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura**. Instituto de Ingeniería. Anaerobic digestion. UNAM. Mérida, Yucatán. p.4, 2002.

REIS, A.S. Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio. 2012. 79 p. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2012.

REMPEL, N. Biodigestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciado com glicerina. 2014. 103f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2013.

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

SANS C. e MATA-ALVAREZ J. Volatile fatty acids production by mesophilic fermentation of mechanically-sorted urban organic wastes in a plug-flow reactor. **Bioresource Technology**, 51(1), pp. 89-96. 1995.

SANTOS, F.S.F. Influência de inóculo na remoção de DQO e nitrogênio amoniacal de resíduos sólidos orgânicos tratados em reatores anaeróbios de batelada. **Trabalho de conclusão de curso**. (Graduação em Química Industrial). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 2014.

SANTOS, V.G. Tratamento de resíduos sólidos de refeições de restaurante e produção de biogás em reator anaeróbio em escala piloto. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental). Fundação Universidade Regional de Blumenau. Blumenau, SC. 2015.

SILVA, C.A.B.V. **Limpeza e Purificação de Biogás**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, 2009.

SILVA, W.R. Estudo cinético do processo de digestão Anaeróbia de resíduos sólidos vegetais. **Tese** (Doutorado em Química). Universidade Federal da Paraíba. Paraíba, PB. 2013.

SCHULZ, F. Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos São Leopoldo, Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -- Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo, 2015.

SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, A.; LEDAKOWICZ, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Adv. Environ. Res.** 7, 609–616. 2003.

STROOT, P.G.; McMAHON, K.D.; MACKIE, R.; RASKIN, L. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions. **Water Research**. v. 35, n. 7, p. 1804–1816, 2001.

TRZCINSKI, A.P.; RAY, M.J.; STUCKEY, D.C. Performance of a three-stage membrane bioprocess treating the organic fraction of municipal solid waste and evolution of its archaeal and bacterial ecology. **Bioresour. Technol.** 101, 1652–1661. 2010.

UENO, C.R.J.; FRARE, L.M.; GIMENES, M.L. E ZANIN, G.M. Influência da adição fracionada de vinhaça na produção de biogás. **Revista brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 11, n. 1, p. 115-118. 2013.

VANDEVIVERE P.; DE BAERE L.; VERSTRAETE W. Types of anaerobic digesters for solid wastes in biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. V. 4, p. 111-147, London, **IWA Publishing**. 2002.

VOGT, G.M.; LIU, H.W.; KENNEDY, K.J.; VOGT, H.S.; HOLBEIN, B.E. Super blue box recycling (SUBBOR) enhanced two-stage anaerobic digestion process for recycling municipal solid waste: laboratory pilot studies. **Bioresour. Technol.** 85, 291–299. 2002.

WANG, Q.; KUNINOBU, M.; OGAWA, H.I; KATO, Y. Degradation of volatile fatty acids in highly efficient anaerobic digestion. **Biomass and Bioenergy**. n.16, p. 407–416, 1999.

WALKER, M.; BANKS, C.J.; HEAVEN, S. Two-stage anaerobic digestion of biodegradable municipal solid waste using a rotating drum mesh filter bioreactor and anaerobic filter. **Bioresour. Technol.** 100, 4121–4126. 2009.

ZHANG, L.; LEE, Y.W.; JAHNG, D., Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. **Bioresour. Technol.** 2011.

ZHU, B.; GIKAS, P.; ZHANG, R.; LORD, J.; JENKINS, B.; LI, X. Characteristics and biogás production potential of municipal solid wastes pretreated with a rotary drum reactor. **Bioresour. Technol.** 100, 1122–1129. 2009.



## APÊNDICE A

Tabela de acompanhamento dos ST, STV, STF do digestor piloto.

COV kg	Data	di a	ST entrada (g)	STV entrada (g)	STF entrada (g)	ST saída (g)	STV saída (g)	STF saída (g)
1	03/a	1	113,6	100	13,6	40,26	29,43	10,83
	go							
	13/a	1	113,6	100	13,6	61,15	44,35	16,80
	go	0						
	17/a	1	113,6	100	13,6	55,47	43,10	12,37
	go	4						
	20/a	1	113,6	100	13,6	60,95	40,59	20,36
	go	7						
2	24/a	2	113,6	100	13,6	47,32	32,60	14,72
	go	1						
	27/a	2	113,6	100	13,6	45,47	34,78	10,69
	go	4						
	03/s	3	227,2	200	27,2	42,17	31,61	10,56
	et	1						
	07/s	3	219,6	200	19,6	35,28	20,76	14,52
	et	4						
2	10/s	3	219,6	200	19,6	36,53	15,91	20,62
	et	7						
	14/s	4	219,6	200	19,6	44,22	32,90	11,32
	et	1						
	17/s	4	219,6	200	19,6	56,3	38,05	18,25
	et	4						
	28/s	5	226,2	200	26,2	38,71	33,00	5,71
	et	5						
4	01/ out	5 8	226,2	200	26,2	40,23	31,15	9,08
	05/ out	6 2	226,2	200	26,2	33,79	32,70	1,09
	08/ out	6 5	226,2	200	26,2	28,71	28,87	-0,16
	15/ out	7 2	232,8	200	32,8	38,94	37,09	1,85
	19/ out	7 6	465,6	400	65,6			0,00
	22/ out	7 9	465,6	400	65,6	49,1	40,72	8,38
	26/ out	8 3	465,6	400	65,6	79,43	57,65	21,78
	29/ out	8 6	465,6	400	65,6	77,91	56,96	20,95
4	02/ nov	9 0	465,6	400	65,6			0,00
	05/ nov	9 3	465,6	400	65,6	50,22	38,51	11,71

	09/ nov	9 7	465,6	400	65,6	75,63	57,09	18,54
	12/ nov	1 0	465,6	400	65,6	81,74	60,16	21,58
<b>1</b>	01/j an	1 4	116,01	100	16,01	77,22	59,17	18,05
	04/j an	1 5	116,01	100	16,01	54,12	37,45	16,67
	11/j an	1 5	116,01	100	16,01	27,35	18,84	8,51
	14/j an	1 6	116,01	100	16,01	53,32	41,91	11,41
	18/j an	1 6	116,01	100	16,01			
	21/j an	1 6	116,01	100	16,01	85,43	68,21	17,22
	25/j an	1 7	116,01	100	16,01	72,9	54,78	18,12
<b>2</b>	28/j an	1 7	232,2	200	32,2	49,92	43,49	6,43
	01/f ev	1 8	232,2	200	32,2	36,56	32,83	3,73
	04/f ev	1 8	232,2	200	32,2	31,68	29,57	2,11
	10/f ev	1 8	232,2	200	32,2	73,59	67,22	6,37
	15/f ev	1 9	232,2	200	32,2	62,9	58,18	4,72
	18/f ev	1 9	232,2	200	32,2			
		7						

**APÊNDICE B - Tabela de acompanhamento da DQO do digestor piloto.**

<b>COV kg</b>	<b>Data</b>	<b>dia</b>	<b>DQO entrada (g)</b>	<b>DQO saída (g)</b>
<b>1</b>	03/ago	1	139,9	102,14
	13/ago	10	139,9	88,3
	17/ago	14	139,9	35,62
	20/ago	17	139,9	98,82
	24/ago	21	139,9	107,06
	27/ago	24	139,9	90,27
<b>2</b>	03/set	31	279,8	164,3
	07/set	34	223,2	73,48
	10/set	37	223,2	89,47
	14/set	41	223,2	69,51
	17/set	44	223,2	90,81
<b>2</b>	28/set	55	227,2	82,86
	01/out	58	227,2	65,31
	05/out	62	227,2	97,05
	08/out	65	227,2	82,25
	15/out	72	229,32	119,44
<b>4</b>	19/out	76	458,65	120,31
	22/out	79	458,65	111,78
	26/out	83	458,65	228,77
	29/out	86	458,65	270,3
	02/nov	90	458,65	
	05/nov	93	458,65	242,57
	09/nov	97	458,65	434,59
<b>1</b>	12/nov	100	458,65	324,97
	01/jan	149	95,63	114,18
	04/jan	152	95,63	76,23
	11/jan	159	95,63	36,96
	14/jan	162	95,63	250,69
	18/jan	166	95,63	81,29

---

	21/jan	169	95,63	162,58
	25/jan	173	95,63	74,36
<b>2</b>	28/jan	176	191,3	51,48
	01/fev	180	191,3	32,67
	04/fev	183	191,3	58,52
	10/fev	189	191,3	85,69
	15/fev	194	191,3	45,21
	18/fev	197	191,3	21,78

---

## APÊNDICE C

Tabela de acompanhamento da produção de biogás, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> do digestor piloto.

<b>Dia</b>	<b>Data</b>	<b>Biogás L/d</b>	<b>L biogás acumulado</b>	<b>L de CH<sub>4</sub> acumulado</b>	<b>L de CO<sub>2</sub> acumulado</b>
1	02/ago	0,89323	0	0	0
2	03/ago	0,117888	0,89323	0,467159	0,339427
3	04/ago	0,158696	1,011118	0,528815	0,384225
4	05/ago	0,213106	1,169813	0,611812	0,444529
5	06/ago	0	1,382919	0,723267	0,525509
6	07/ago	0,136025	1,382919	0,723267	0,525509
7	08/ago	0	1,518944	0,794408	0,577199
8	09/ago	2,276148	1,518944	0,794408	0,577199
9	10/ago	3,046956	3,795092	1,984833	1,442135
10	11/ago	1,654968	6,842047	3,578391	2,599978
11	12/ago	1,219689	8,497016	4,443939	3,228866
12	13/ago	2,425776	9,716705	5,081837	3,692348
13	14/ago	3,046956	12,14248	6,350517	4,614143
14	15/ago	2,579937	15,18944	7,944075	5,771986
15	16/ago	1,854471	17,76937	9,293382	6,752362
16	17/ago	1,387453	19,62384	10,26327	7,457061
17	18/ago	1,124472	21,0113	10,98891	7,984293
18	19/ago	0	22,13577	11,57701	8,411592
19	20/ago	2,901862	22,13577	11,57701	8,411592
20	21/ago	0	25,03763	13,09468	9,5143
21	22/ago	17,42024	25,03763	13,09468	9,5143
22	23/ago	0,340062	42,45787	22,20547	16,13399
23	24/ago	0,231242	42,79794	22,38332	16,26322
24	25/ago	0	43,02918	22,50426	16,35109
25	26/ago	10,47391	43,02918	22,50426	16,35109
26	27/ago	0	53,50309	27,98212	20,33117
			53,50309	27,98212	20,33117
27	31/ago	0,176832	0	0	0

---

<b>28</b>	01/set	0,05441	0,176832	0,098672	0,059062
<b>29</b>	02/set	0,031739	0,231242	0,129033	0,077235
<b>30</b>	03/set	0,811615	0,262981	0,146744	0,087836
<b>31</b>	04/set	0	1,074596	0,599625	0,358915
<b>32</b>	05/set	0	1,074596	0,599625	0,358915
<b>33</b>	06/set	0	1,074596	0,599625	0,358915
<b>34</b>	07/set	0	1,074596	0,599625	0,358915
<b>35</b>	08/set	0	1,074596	0,599625	0,358915
<b>36</b>	09/set	0,267515	1,074596	0,599625	0,358915
<b>37</b>	10/set	0,548633	1,342111	0,759064	0,4381
<b>38</b>	11/set	0	1,890745	1,086049	0,600495
<b>39</b>	12/set	0	1,890745	1,086049	0,600495
<b>40</b>	13/set	0	1,890745	1,086049	0,600495
<b>41</b>	14/set	0,009068	1,890745	1,086049	0,600495
<b>42</b>	15/set	0,018137	1,899813	1,091454	0,603179
<b>43</b>	16/set	0	1,91795	1,102263	0,608548
<b>44</b>	17/set	0	1,91795	1,102263	0,608548
			1,91795	1,102263	0,608548
<b>45</b>	18/set	0	0	0	0
<b>46</b>	19/set	0	0	0	0
<b>47</b>	20/set	0	0	0	0
<b>48</b>	21/set	0	0	0	0
<b>49</b>	22/set	0	0	0	0
<b>50</b>	23/set	0	0	0	0
<b>51</b>	24/set	0,27205	0	0	0
<b>52</b>	25/set	0,022671	0,27205	0,162142	0,080527
<b>53</b>	26/set	0,122422	0,29472	0,175653	0,087237
<b>54</b>	27/set	0,190435	0,417143	0,248617	0,123474
<b>55</b>	28/set	0,593975	0,607577	0,362116	0,179843
<b>56</b>	29/set	0,167764	1,201552	0,716125	0,35566
<b>57</b>	30/set	0,045342	1,369316	0,816113	0,405318
<b>58</b>	01/out	0,190435	1,414658	0,843136	0,418739

---

---

<b>59</b>	02/out	21,97254	1,605093	0,956635	0,475107
<b>60</b>	03/out	2,085714	23,57763	14,05227	6,978979
<b>61</b>	04/out	41,92738	25,66335	15,29535	7,59635
<b>62</b>	05/out	29,47204	67,59072	40,28407	20,00685
<b>63</b>	06/out	23,78167	97,06276	57,84941	28,73058
<b>64</b>	07/out	14,69521	120,8444	72,02328	35,76995
<b>65</b>	08/out	1,151677	135,5396	80,38486	40,92797
<b>66</b>	09/out	3,554781	136,6913	81,04016	41,33221
<b>67</b>	10/out	0	140,2461	83,06283	42,57994
<b>68</b>	11/out	0,480621	140,2461	83,06283	42,57994
<b>69</b>	12/out	3,854036	140,7267	83,33631	42,74864
<b>70</b>	13/out	33,94726	144,5808	85,52925	44,1014
<b>71</b>	14/out	17,39304	178,528	104,8452	56,01689
			195,9211	114,7419	62,12185
<b>72</b>	15/out	9,8754	0	0	0
<b>73</b>	16/out	41,26086	9,8754	6,29063	3,515643
<b>74</b>	17/out	32,71396	51,13626	32,5738	18,20451
<b>75</b>	18/out	17,26155	83,85022	53,41259	29,85068
<b>76</b>	19/out	27,69465	101,1118	64,4082	35,99579
<b>77</b>	20/out	27,63117	128,8064	77,50777	47,3506
<b>78</b>	21/out	36,5408	156,4376	90,57731	58,67938
<b>79</b>	22/out	19,83242	192,9784	107,8611	73,6611
<b>80</b>	23/out	7,268258	212,8108	117,2418	81,79239
<b>81</b>	24/out	1,709378	220,0791	120,6797	84,77238
<b>82</b>	25/out	2,697825	221,7884	121,4883	85,47322
<b>83</b>	26/out	3,12857	224,4863	122,7643	86,57933
<b>84</b>	27/out	0,612112	227,6148	124,2441	87,86205
<b>85</b>	28/out	2,425776	228,2269	124,5337	88,11301
<b>86</b>	29/out	2,040372	230,6527	125,1522	89,71645
<b>87</b>	30/out	7,998258	232,6931	125,6725	91,06513
<b>88</b>	31/out	8,415401	240,6913	127,7121	96,35198
<b>89</b>	01/nov	8,841612	249,1068	129,858	101,9146

---

---

<b>90</b>	02/nov	5,440992	257,9484	132,1126	107,7589
<b>91</b>	03/nov	0,911366	263,3894	133,5001	111,3554
<b>92</b>	04/nov	0,73	264,3007	133,7325	111,9578
<b>93</b>	05/nov	2,21267	265,0307	133,8953	112,4987
<b>94</b>	06/nov	5,808259	267,2434	134,3887	114,1383
<b>95</b>	07/nov	6,379563	273,0516	135,6839	118,4422
<b>96</b>	08/nov	2,72503	279,4312	137,1066	123,1695
<b>97</b>	09/nov	2,72503	282,1562	137,7143	125,1887
<b>98</b>	10/nov	3,813229	284,8813	138,322	127,208
<b>99</b>	11/nov	3,264595	288,6945	139,1723	130,0336
			291,9591	139,7828	132,3057
<b>100</b>	12/nov	3,001614	0	0	0
<b>101</b>	13/nov	4,343725	3,001614	0,561302	2,089123
<b>102</b>	14/nov	1,097267	7,345339	1,373578	5,112356
<b>103</b>	15/nov	1,083664	8,442606	1,578767	5,876054
<b>104</b>	16/nov	1,360248	9,52627	1,781413	6,630284
<b>105</b>	17/nov	1,401055	10,88652	2,035779	7,577017
<b>106</b>	18/nov	2,053974	12,28757	2,506534	8,334988
<b>107</b>	19/nov	0	14,34155	3,196669	9,446188
<b>108</b>	20/nov	0	14,34155	3,196669	9,446188
<b>109</b>	21/nov	0	14,34155	3,196669	9,446188
<b>110</b>	22/nov	0	14,34155	3,196669	9,446188
<b>111</b>	23/nov	0	14,34155	3,196669	9,446188
<b>112</b>	24/nov	0	14,34155	3,196669	9,446188
<b>113</b>	25/nov	0,553168	14,34155	3,196669	9,446188
<b>114</b>	26/nov	3,18298	14,89472	3,382533	9,745451
<b>115</b>	27/nov	5,332172	18,0777	4,662091	11,35922
<b>116</b>	28/nov	5,431924	23,40987	6,805625	14,06263
<b>117</b>	29/nov	5,917079	28,84179	8,989258	16,81662
<b>118</b>	30/nov	0,462484	34,75887	11,36792	19,81658
<b>119</b>	01/dez	1,020186	35,22135	11,55384	20,05106
<b>120</b>	02/dez	2,901862	36,24154	11,96396	20,56829

---



<b>121</b>	03/dez	1,53708	39,1434	13,13051	22,03954
<b>122</b>	04/dez	1,246894	40,68048	13,74841	22,81884
<b>123</b>	05/dez	0	41,92738	14,24966	23,45101
			41,92738	14,24966	23,45101
<b>124</b>	06/dez	0	0	0	0
<b>125</b>	07/dez	0,684658	0	0	0
<b>126</b>	08/dez	1,047391	0,684658	0,277287	0,29988
<b>127</b>	09/dez	0,498758	1,732049	0,70148	0,758638
<b>128</b>	10/dez	1,038323	2,230807	0,903477	0,977093
<b>129</b>	11/dez	0,97031	3,269129	1,323997	1,431879
<b>130</b>	12/dez	1,097267	4,23944	1,716973	1,856875
<b>131</b>	13/dez	0,748136	5,336706	2,161366	2,337477
			6,084843	2,464361	2,665161
<b>132</b>	14/dez	0,779876	0	0	0
<b>133</b>	15/dez	0,825217	0,779876	0,342365	0,337686
<b>134</b>	16/dez	1,382919	1,605093	0,704636	0,695005
<b>135</b>	17/dez	0	2,988011	1,311737	1,293809
<b>136</b>	18/dez	0	2,988011	1,311737	1,293809
<b>137</b>	19/dez	0	2,988011	1,311737	1,293809
<b>138</b>	20/dez	0	2,988011	1,311737	1,293809
<b>139</b>	21/dez	0	2,988011	1,311737	1,293809
<b>140</b>	22/dez	0	2,988011	1,311737	1,293809
<b>141</b>	23/dez	1,029254	2,988011	1,311737	1,293809
<b>142</b>	24/dez	0	4,017266	1,76358	1,739476
<b>143</b>	25/dez	0	4,017266	1,76358	1,739476
<b>144</b>	26/dez	0	4,017266	1,76358	1,739476
<b>145</b>	27/dez	0	4,017266	1,76358	1,739476
<b>146</b>	28/dez	0	4,017266	1,76358	1,739476
<b>147</b>	29/dez	0	4,017266	1,76358	1,739476
<b>148</b>	30/dez	0	4,017266	1,76358	1,739476
<b>149</b>	31/dez	0,612112	4,017266	1,76358	1,739476
<b>150</b>	01/jan	0,548633	4,629377	2,05923	1,984933

---

<b>151</b>	02/jan	0,616646	5,178011	2,324219	2,204935
<b>152</b>	03/jan	0,453416	5,794656	2,622059	2,45221
<b>153</b>	04/jan	0,562236	6,248072	2,841059	2,63403
<b>154</b>	05/jan	0,589441	6,810308	3,112619	2,859486
<b>155</b>	06/jan	1,328509	7,399749	3,397319	3,095852
<b>156</b>	07/jan	0,707329	8,728258	4,038989	3,628584
<b>157</b>	08/jan	0,834285	9,435587	4,380629	3,912223
<b>158</b>	09/jan	0	10,26987	4,783589	4,246771
<b>159</b>	10/jan	0,816149	10,26987	4,783589	4,246771
<b>160</b>	11/jan	1,246894	11,08602	5,215331	4,540585
<b>161</b>	12/jan	0,888695	12,33292	5,874938	4,989467
<b>162</b>	13/jan	0,920434	13,22161	6,345058	5,309397
<b>163</b>	14/jan	0,634782	14,14205	6,831968	5,640753
<b>164</b>	15/jan	0,906832	14,77683	7,167768	5,869275
<b>165</b>	16/jan	1,278633	15,68366	7,647482	6,195735
<b>166</b>	17/jan	0,593975	16,96229	8,323879	6,656043
<b>167</b>	18/jan	1,051925	17,55627	8,638092	6,869874
<b>168</b>	19/jan	1,292236	18,60819	9,19456	7,248567
<b>169</b>	20/jan	0,811615	19,90043	9,892367	7,709895
<b>170</b>	21/jan	0,843354	20,71204	10,33064	7,999641
<b>171</b>	22/jan	1,360248	21,5554	10,78605	8,300718
<b>172</b>	23/jan	0,943105	22,91564	11,52058	8,786327
<b>173</b>	24/jan	1,251428	23,85875	12,02986	9,123016
<b>174</b>	25/jan	0,498758	25,11018	12,70563	9,569775
			25,60894	12,97496	9,747832
<b>175</b>	26/jan	0,879627	0	0	0
<b>176</b>	27/jan	1,414658	0,879627	0,423101	0,474119
<b>177</b>	28/jan	1,364782	2,294285	1,103551	1,23662
<b>178</b>	29/jan	1,763788	3,659067	1,760011	1,972237
<b>179</b>	30/jan	0,884161	5,422855	2,608393	2,922919
<b>180</b>	31/jan	1,047391	6,307017	3,033675	3,399482
<b>181</b>	01/fev	1,314906	7,354408	3,53747	3,964026

---

---

<b>182</b>	02/fev	0,680124	8,669314	4,16994	4,67276
<b>183</b>	03/fev	0,725466	9,349438	4,49708	5,039347
<b>184</b>	04/fev	0,816149	10,0749	4,846029	5,430373
<b>185</b>	05/fev	0	10,89105	5,201053	5,891497
<b>186</b>	06/fev	0	10,89105	5,201053	5,891497
<b>187</b>	07/fev	0	10,89105	5,201053	5,891497
<b>189</b>	08/fev	0	10,89105	5,201053	5,891497
<b>190</b>	09/fev	0	10,89105	5,201053	5,891497
<b>191</b>	10/fev	0	10,89105	5,201053	5,891497
<b>192</b>	11/fev	0,974844	10,89105	5,201053	5,891497
<b>193</b>	12/fev	0,920434	11,8659	5,571494	6,414014
<b>194</b>	13/fev	1,051925	12,78633	5,921259	6,907367
<b>195</b>	14/fev	1,473602	13,83826	6,320991	7,471198
<b>196</b>	15/fev	1,35118	15,31186	6,88096	8,261049
<b>197</b>	16/fev	1,673105	16,66304	7,394408	8,985281
<b>198</b>	17/fev	1,305838	18,33614	8,030188	9,882066
			19,64198	8,526406	10,58199

---