

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**

Fabiane Granzotto

**USO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO NO TRATAMENTO DE  
RESÍDUO ORGÂNICO DE RESTAURANTE**

Santa Maria, RS  
2016

**Fabiane Granzotto**

**USO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO NO TRATAMENTO DE RESÍDUO  
ORGÂNICO DE RESTAURANTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Área de Concentração em **Processamento de Biomassa por Rotas Químicas e Biotecnológicas**, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Química**.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Hoffmann  
Coorientador: Prof. Dr. Djalma Dias da Silveira

Santa Maria, RS  
2016

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Granzotto, Fabiane  
Uso de Biodigestor Anaeróbio no Tratamento de Resíduo Orgânico de Restaurante / Fabiane Granzotto.- 2016.  
99 p.; 30 cm

Orientador: Ronaldo Hoffmann  
Coorientador: Djalma Dias da Silveira  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, RS, 2016

1. Digestão anaeróbia 2. Resíduo alimentar 3. Biocomposto 4. Biogás I. Hoffmann, Ronaldo II. Dias da Silveira, Djalma III. Título.

---

© 2016

Todos os direitos autorais reservados a Fabiane Granzotto. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

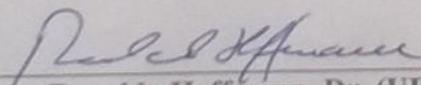
E-mail: [fabianegranzotto@yahoo.com.br](mailto:fabianegranzotto@yahoo.com.br)

Fabiane Granzotto

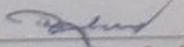
**USO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO NO TRATAMENTO DE  
RESÍDUO ORGÂNICO DE RESTAURANTE**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Química, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Engenharia Química, Área de Concentração em Processamento de Biomassa por Rotas Químicas e Biotecnológicas como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Química**

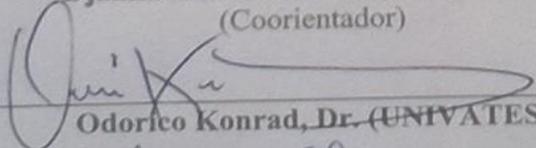
**Aprovada em dezoito de julho de 2016:**



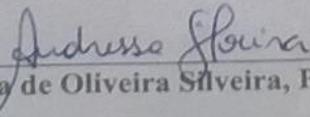
Ronaldo Hoffmann, Dr. (UFSM)  
(Presidente/Orientador)



Djalma Dias da Silveira, Dr. (UFSM)  
(Coorientador)



Odorico Konrad, Dr. (UNIVATES)



Andressa de Oliveira Silveira, Ph. Dr<sup>a</sup>. (UFSM)

Santa Maria, RS  
2016

## AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida e pela oportunidade de me capacitar para esta formação.

Agradeço aos meus pais Alduíno Granzotto (*in memoriam*) e Terezinha Osmari Granzotto geradores da minha vida, condutores dos meus primeiros passos, estimuladores e apoiadores das primeiras aprendizagens e base para uma vida toda.

Ao “meu bem” Éverton, simplesmente, por tudo.

Ao meu orientador professor Ronaldo grata pela oportunidade, pela disposição, pelas dicas, sugestões, correções e apoio durante essa caminhada.

Ao meu coorientador professor Djalma pelos excelentes conselhos que puderam encaminhar esta pesquisa de mestrado. Agradeço pela oportunidade de enriquecimento profissional e pessoal.

Aos alunos de Iniciação Científica Mateus e Caroline pelo trabalho e amizade durante a execução desse trabalho de mestrado.

Aos meus colegas e amigos Eduarda, Angélica, Simara, Fernanda, Ademir pelo apoio e incentivo para este trabalho.

Aos laboratoristas Alfeu, Helena e Gustavo pela disposição que tiveram em ajudar. Principalmente ao Alfeu pela importante contribuição nas análises laboratoriais, pois esteve sempre presente e disposto em auxiliar. Agradeço a todos eles pelas conversas e troca de informações.

Ao professor Celso Aita, ao Pós-doutorando Stefen Pujol e ao laboratorista Fabiano da Costa Halmenschlager pela disponibilidade e auxílio nas análises do biogás.

Ao graduando em Engenharia de Controle e Automação André Jaques Ramos pelas configurações do reator.

A Limana Poliserviços Ltda pela reforma do reator.

Ao produtor rural de Faxinal do Soturno e a empresa Simantec por fornecer o inóculo utilizado no trabalho.

A Capes pelo apoio financeiro no início da pesquisa de mestrado.

A todos os membros da banca examinadora que com sua experiência científica e conceituada qualificação enriqueceram as discussões deste trabalho através de suas sugestões.

Enfim, a todos os que de alguma forma ou de outra fizeram parte deste processo.

## RESUMO

### USO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO NO TRATAMENTO DE RESÍDUO ORGÂNICO DE RESTAURANTE

AUTORA: Fabiane Granzotto

ORIENTADOR: Prof. Dr. Ronaldo Hoffmann

COORIENTADOR: Prof. Dr. Djalma Dias da Silveira

A geração de resíduos sólidos urbanos tem aumentado a cada ano, no Brasil. A maior parcela desses resíduos é de material orgânico. Os resíduos orgânicos gerados nos restaurantes, tanto do preparo das refeições, quanto das sobras nos pratos, tem participação importante na composição dos resíduos sólidos urbanos e precisam ser melhor destinados. No presente trabalho foi avaliada a geração de biogás e biocomposto através da utilização de resíduo orgânico de restaurante, em biodigestor anaeróbio. Para tanto foi utilizado um reator anaeróbio de 120 L, o qual foi operado e monitorado de agosto de 2015 a abril de 2016. A digestão anaeróbia foi realizada em temperatura mesófila, próxima de 30 °C e conduzida a diferentes tempos de retenção hidráulico de 30 e 60 dias. Inicialmente o pH do afluente variou entre 4,8 a 6,4 apresentando-se na maioria das vezes como ácido, por isso foi necessário corrigir a biomassa de entrada com NaOH. Foram avaliados os principais fatores físico-químicos que influenciavam no processo e a composição do biogás (CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>). Foi identificada a fase estável e verificada a eficiência de remoção dos principais parâmetros físico-químicos avaliados durante este período estável. O pH do efluente na fase II variou de 6,2 a 7,3. A média de remoção de DQO foi de 95 %, da DBO<sub>5</sub> foi de 93 %, dos O&G foi de 86 %, dos ST foi de 51 %, dos SS foi de 92 % e dos STV foi de 76 %. O percentual médio de CH<sub>4</sub> na fase II foi de 60 % e o de CO<sub>2</sub> de 40 %. Durante o período em que o biodigestor foi operado e avaliado foi mais bem destinada uma quantidade de 203 kg de resíduo orgânico de restaurante, foram utilizados 756 L de água e foram gerados 950 L de biocomposto. O volume total do biogás, acompanhado nos meses de março e abril de 2016, foi de 3311,72 L e o volume total estimado para o metano foi de 2123,24 L, sendo que a faixa de variação diária de produção do biogás de março a abril foi de 41,2 L a 80,0 L. O estudo apontou que com a aclimação dos micro-organismos foi possível obter bons percentuais de geração de metano indicando que a digestão anaeróbia, para este tipo de resíduo utilizado é viável e tem bom potencial de uso, além de gerar gases com potenciais energéticos e lodo com potencial para uso em fertilização.

**Palavras-chave:** Digestão anaeróbia. Resíduo alimentar. Biocomposto. Biogás.

## ABSTRACT

### USE OF ANAEROBIC BIODIGESTER IN THE TREATMENT OF RESTAURANT ORGANIC WASTE

AUTHOR: Fabiane Granzotto

ADVISOR: Prof. Dr. Ronaldo Hoffmann

COORIENTADOR: Prof. Dr. Djalma Dias da Silveira

The generation of local solid waste has increased every year in Brazil. The largest portion of this waste is organic material. Organic waste generated in restaurants in the preparation of meals, as much as in the leftovers on the plates plays an important role in the composition of this type of waste and needs to be properly allocated. In the present study, the generation of biogas and bio compounds in the use of restaurant organic waste was evaluated, in an anaerobic digester. To achieve this, an anaerobic reactor of 120 L was used, which was operated and monitored from August 2015 to April 2016. The anaerobic digestion was conducted at mesophilic temperature close to 30 °C and at different hydraulic retention times of 30 and 60 days. Initially, the pH of the affluent varied from 4.8 to 6.4 performing in most cases as acid; therefore it was necessary to correct the incoming biomass with NaOH. The major physic-chemical factors which influenced in the process and the biogas composition (CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>) were evaluated. The stable phase was identified and the removal efficiency of main physic-chemical parameters was verified during this stable period. The pH of the effluent on stage II varied from 6.2 to 7.3. The average COD removal was 95 %, BOD<sub>5</sub>, 93%, O&G, 86 %, ST, 51 %, SS, 92 % and STV, 76 %. The percentage of CH<sub>4</sub> in phase II was 60 % and 40 % of CO<sub>2</sub>. During the period in which the digester was operated and evaluated the amount of 203 kg of restaurant organic waste was properly allocated, 633 L of water were used and 830 L of bio compounds were generated. The total volume of biogas followed in March and April 2016 was 3311.72 L and the estimated total volume for methane was 2123.24 L, in a range of daily variation biogas production from March to April of 41.2 L to 80.0 L. The study found that with the acclimatization of microorganisms was possible to obtain positive percentage of methane generation indicating that anaerobic digestion, for this type of waste used, is viable and it has good potential for use, in addition of generating gases production with potential energy and sludge with potential use in fertilization.

**Keywords:** Anaerobic digestion. Food waste. Biocompounds. Biogas.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas da digestão anaeróbia .....	29
Figura 2 - Biodigestor anaeróbio utilizado no experimento .....	45
Figura 3 - Etapas abastecimento do biodigestor .....	46
Figura 4 - Processo de diluição (a, b), trituração (c) e abastecimento do biodigestor (d) .....	47
Figura 5 - Processo de geração de biogás e biocomposto .....	49
Figura 6 - Reator de DQO (a) e colorímetro (b) utilizados para determinar a DQO.....	50
Figura 7 - Aparelho manométrico de DBO utilizado para caracterizar a DBO <sub>5</sub> .....	51
Figura 8 - Digestor Digesdahl e preparo das amostras de nitrogênio para analisar o NTK .....	52
Figura 9 - Conjunto kitassato e Soxhlet .....	53
Figura 10 - Cone Imhoff utilizado para determinação dos SS .....	54
Figura 11 - Peagâmetro para leitura de pH e temperatura.....	56
Figura 12 - Gasômetro adaptado, (a) sem biogás e (b) com biogás, conectado ao biodigestor para realização da leitura da altura de movimentação do gasômetro .....	57
Figura 13 - Seringa de coleta e exetaineres para armazenar o biogás durante as coletas.....	58
Figura 14 - Cromatógrafo .....	59
Figura 15 - Amostras do resíduo utilizado .....	63
Figura 16 - Comportamento do pH para o efluente e afluente durante o processo de digestão anaeróbia.....	66
Figura 17 - Comportamento do NTK para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia.....	68
Figura 18 - Comportamento da DQO para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia.....	69
Figura 19 - Comportamento da DBO <sub>5</sub> para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia .....	71
Figura 20 - Comportamento dos O&G para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia .....	72
Figura 21 - Comportamento dos Sólidos Totais (ST) para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia.....	73
Figura 22 - Comportamento dos Sólidos Sedimentáveis (SS) para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia.....	74
Figura 23 - Comportamento dos Sólitos Totais Voláteis (STV) para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia.....	74
Figura 24 - Comportamento da relação C/N para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia .....	75
Figura 25 - Amostras de lodo residual: (a) resíduo alimentar após preparo; (b) lodo residual de fundo na 1° amostra; (c) lodo residual; (d) lodo residual de fundo na 2° amostra	77
Figura 26 - Porcentagem de metano e gás carbônico no biogás.....	78
Figura 27 - Comparativo produção e percentual do biogás.....	80
Figura 28- Análise de regressão, (a) DQO, (b) DBO <sub>5</sub> e (c) NTK.....	81
Figura 29 - Comparação entre DQO, DBO <sub>5</sub> , NTK e CH <sub>4</sub> .....	82

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos resíduos sólidos quanto à origem .....	21
Tabela 2 - Classificação dos resíduos sólidos quanto à periculosidade .....	22
Tabela 3 - Comparativo entre diferentes faixas de temperatura (°C) por diversos autores.....	32
Tabela 4 - Relação da temperatura com o tempo de retenção hidráulica .....	36
Tabela 5 - Algumas impurezas e prováveis consequências na qualidade do biogás .....	41
Tabela 6 - Parâmetros físico-químicos avaliados durante a digestão anaeróbia .....	49
Tabela 7 - Características do cromatógrafo .....	59
Tabela 8 - Parâmetros avaliados do afluente e do efluente .....	62
Tabela 9 - Eficiência de remoção dos principais parâmetros físico-químicos em comparação a legislação atual.....	64
Tabela 10 - Parâmetros físico-químicos do lodo residual .....	76
Tabela 11 - Porcentagem de metano gerado com diferentes resíduos orgânicos .....	79

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

### Símbolos e Abreviaturas:

ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental  
ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais  
ADENE - Estudo elaborado pela Agência de Energia  
AGV - Ácidos graxos voláteis  
APHA - American Public Health Association  
AWWA - American Water Works Association  
C/N - Relação carbono nitrogênio  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
COT - Carbono Orgânico Total ( $\text{g.L}^{-1}$ )  
d - abreviação de dia  
DBO - Demanda bioquímica de oxigênio obtida em cinco dias, ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )  
DBO<sub>5</sub> - Demanda bioquímica de oxigênio, ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )  
DQO - Demanda Química de Oxigênio, ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )  
ECD - detector de captura de elétrons  
FIBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
FID - Detector de Ionização de Chama  
GC- Cromatografia Gasosa  
LabCAmb - Laboratório de Controle Ambiental  
LABCEN - Laboratório de Pesquisa em Biotransformação de C e N  
NBR - Norma Brasileira  
NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl ( $\text{mg.L}^{-1}$ )  
O&G - Óleos e Graxas, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )  
ONU - Conferências das Nações Unidas  
pH - potencial hidrogeniônico  
PNRS - Política Nacional dos Resíduos Sólidos  
PNSB - Pesquisa Nacional sobre Saneamento Básico  
PROCORE - Laboratório de Processamento de Combustíveis Renováveis  
RS - Rio Grande do Sul  
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos  
SINIR - Sistema de Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos  
SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente  
SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater  
SNVS - Sistema Nacional de Vigilância Sanitária  
SF – Sólidos Fixos  
SS - Sólidos Sedimentáveis, ( $\text{mL.L}^{-1}$ )  
ST - Sólidos Totais, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )  
STV - Teor de Sólidos Voláteis, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )  
TDH - tempo de detenção hidráulica  
TRH - tempo de retenção hidráulico  
UE - União Européia  
UFMS - Universidade Federal de Santa Maria  
WEF - Water Environment Federation

### Símbolos de equações:

$\sum_{i=j}^{\wedge} \eta_i$  = soma das eficiências por ponto amostrado

- ± - símbolo para indicar o desvio padrão  
 ° C - unidade de temperatura grau célsius  
 A - leitura dada pelo visor para o cálculo do nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ )  
 AB - área da base do cilindro para o cálculo do volume do biogás  
 B - mL (ou gramas) de amostra usada na digestão para o cálculo do nitrogênio total  
 C - mL de material digerido usado para a análise para o cálculo do nitrogênio total  
 H - altura do cilindro ou de movimentação do gasômetro para o cálculo do volume do biogás  
 P1 - peso do balão seco antes da extração (mg) para o cálculo de óleos e graxas  
 P1 - peso do cadinho com a amostra seca em estufa (mg) para o cálculo dos sólidos totais  
 P2 - peso do balão seco após a extração (mg) para o cálculo de óleos e graxas  
 P2 - peso do cadinho com a amostra calcinada em forno mufla (mg) para o cálculo dos sólidos totais e sólidos voláteis  
 P3 - peso do cadinho com a amostra calcinada em forno mufla (mg) para o cálculo dos sólidos voláteis  
 r - Coeficiente de correlação da análise de regressão  
 $r^2$  - medida do raio do cilindro  
 VC - volume do cilindro para o cálculo do volume do biogás  
 $\varepsilon$  - eficiência de remoção (%)  
 $\bar{\eta}$  - eficiência média  
 $\Pi$  - razão entre o perímetro de um círculo com o seu o diâmetro, sendo que foi utilizada para o calculo da área da base do cilindro  
 T - período de tempo amostrado

### **Fórmulas químicas:**

- $\text{CaCO}_3$  - carbonato de cálcio  
 $\text{CH}_4$  - metano  
 $\text{Cl}^-$  - íon de cloro  
 $\text{CO}_2$  - dióxido de carbono  
 $\text{F}^-$  - íon de flúor  
 H - Hidrogênio  
 $\text{H}^+$  - íon de hidrogênio  
 $\text{H}_2$  - molécula de hidrogênio  
 $\text{H}_2\text{O}$  - água ou óxido de hidrogênio  
 $\text{H}_2\text{S}$  - gás sulfídrico, ácido sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio  
 $\text{HCl}$  - ácido clorídrico ou cloreto de hidrogênio  
 $\text{N}_2$  - nitrogênio  
 $\text{N}_2\text{O}$  - óxido nitroso  
 $\text{NaOH}$  - hidróxido de sódio  
 $\text{NH}_3$  - amônia ou amoníaco  
 $\text{O}_2$  - oxigênio  
 $\text{SiO}_2$  - dióxido de silício ou óxido de silício

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
1.1	OBJETIVOS.....	16
1.1.1	Objetivo Geral .....	16
1.1.2	Objetivos Específicos.....	16
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>17</b>
2.1	RSU: ASPECTOS GERAIS.....	17
2.2	RSU NO BRASIL .....	19
2.3	TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DOS RSU.....	22
2.4	FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS .....	26
2.5	A DIGESTÃO ANAERÓBIA COMO OPÇÃO PARA O TRATAMENTO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS .....	27
<b>2.5.1</b>	<b>Fatores que influenciam na digestão anaeróbia</b> .....	<b>30</b>
2.5.1.1	<i>Composição, tamanho, concentração e toxicidade do resíduo</i> .....	30
2.5.1.2	<i>Temperatura</i> .....	31
2.5.1.3	<i>Potencial hidrogenionico (pH) e alcalinidade</i> .....	33
2.5.1.4	<i>Teor de umidade</i> .....	34
2.5.1.5	<i>Teor de Sólidos Voláteis (STV)</i> .....	35
2.5.1.6	<i>Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)</i> .....	35
2.5.1.7	<i>Demanda Química De Oxigênio (DQO)</i> .....	35
2.5.1.8	<i>Demanda Bioquímica De Oxigênio (DBO)</i> .....	36
2.5.1.9	<i>Tempo de Retenção Hidráulica (Trh) ou Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)</i> ...	36
2.5.1.10	<i>Ácidos Graxos Voláteis (AGV)</i> .....	36
2.5.1.11	<i>Inóculo</i> .....	37
2.6	BIOGÁS .....	37
2.7	BIOFERTILIZANTE .....	41
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>44</b>
3.1	DELINEAMENTO DA PESQUISA.....	44
3.2	DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	45
3.3.1	<b>Demanda Química de Oxigênio (DQO)</b> .....	<b>50</b>
3.3.2	<b>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)</b> .....	<b>51</b>
3.3.3	<b>Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK 0 – 1500 mg.L<sup>-1</sup>)</b> .....	<b>51</b>
3.3.4	<b>Óleos e Graxas (O&amp;G)</b> .....	<b>52</b>
3.3.5	<b>Sólidos Totais (ST)</b> .....	<b>53</b>
3.3.6	<b>Sólidos Sedimentáveis (SS)</b> .....	<b>54</b>
3.3.7	<b>Sólidos Totais Voláteis (STV)</b> .....	<b>54</b>
3.3.8	<b>Carbono Orgânico Total (COT)</b> .....	<b>55</b>
3.3.9	<b>Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)</b> .....	<b>55</b>
3.3.10	<b>pH</b> .....	<b>56</b>
3.3.11	<b>Temperatura e pressão</b> .....	<b>56</b>
3.3.12	<b>Produção de biocomposto</b> .....	<b>56</b>
3.3.13	<b>Produção de biogás e estimativa do volume de metano</b> .....	<b>57</b>
3.3.14	<b>Composição CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub></b> .....	<b>58</b>
3.3.15	<b>Cálculo da eficiência de remoção</b> .....	<b>59</b>
3.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	60
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>61</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DOS PÂRMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	61

4.2	ANÁLISE DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO AFLUENTE E DO EFLUENTE.....	65
4.2.1	<b>pH</b> .....	65
4.2.2	<b>Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)</b> .....	67
4.2.3	<b>Demanda Química de Oxigênio (DQO)</b> .....	69
4.2.4	<b>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)</b> .....	70
4.2.5	<b>Óleos e Graxas Totais (O&amp;G)</b> .....	71
4.2.6	<b>Sólidos Totais (ST), Sólidos Sedimentáveis (SS) e Sólidos Totais Voláteis (STV)</b> .....	73
4.2.7	<b>Relação Carbono – Nitrogênio (C/N)</b> .....	75
4.3	<b>AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO LODO RESIDUAL</b> .....	76
4.4	<b>ANÁLISE DO BIOGÁS</b> .....	77
5	<b>CONCLUSÕES</b> .....	83
5.1	<b>SUGEREM-SE A PARTIR DESTA TRABALHO:</b> .....	83
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	84

## 1 INTRODUÇÃO

O homem sempre utilizou os recursos da natureza para a sua sobrevivência e, à medida que evoluía, gerava resíduos. Antigamente, a disposição de resíduos não apresentava problemas significativos pelo fato de que a população era pequena, não era gerada uma quantidade de resíduo representativa e as áreas disponíveis para depositar esses resíduos eram bem maiores. Atualmente, o grande volume de resíduos gerado e a destino final desses preocupam pelos danos que podem causar ao meio ambiente e a saúde das pessoas.

A relação da humanidade com os resíduos ficou fortemente marcada com a Revolução Industrial que permitiu a ampliação da produtividade e da densidade populacional, o desenvolvimento dos meios de transportes, a evolução do comércio internacional e o advento de novos materiais (PINHO, 2011).

O descarte dos resíduos sólidos urbanos (RSU), de forma inadequada, gera problemas, principalmente ambientais, uma vez que pode poluir os recursos hídricos, o solo e a atmosfera. Dentre os resíduos descartados diariamente estão os orgânicos que constituem uma grande parcela da produção total dos RSU. Conforme Camarelo (2010) os resíduos orgânicos, quando descartados inadequadamente, perdem totalmente suas potencialidades, atuando somente como um contaminante dos recursos naturais. Porém, quando utilizados adequadamente, podem servir como uma grande fonte de nutrientes para as plantas e também para a geração de energia.

O acúmulo de resíduos em lugares impróprios, especialmente, logradouros públicos e locais que despertam o interesse por apresentarem uma beleza natural, pode ser um fator determinante para a não visitação nesses locais. Isso traz sérios prejuízos à economia local ou regional. Além disso, os impactos causados pelos resíduos, quando acumulados e dispostos de forma incorreta, servem de atrativos não somente para insetos, mas também, para o próprio homem que ao ser excluído pela sociedade busca, nos resíduos acumulados, um meio de sobrevivência. Para Philippi Jr. e Malheiros (2005) a exclusão social é uma consequência resultante da deficiência no tratamento final dos resíduos sólidos, devido à ausência de políticas de qualidade de vida e de saúde pública, que assegurem, de maneira justa, direitos e oportunidades aos cidadãos. Lima (2004) traz a preocupação em relação à poluição do solo uma vez que se alteram as características físicas, químicas e biológicas, constituindo-se também em problema de ordem estética, ocasionando, portanto, poluição visual.

Neste sentido, justifica-se este estudo pela relevância em buscar fontes de energias renováveis, tratar os resíduos orgânicos, evitar e diminuir possíveis danos ao meio ambiente, à

sociedade e à economia das cidades. Desta forma, ao contrário do que, até então, se pensava, aquilo que era desperdiçado ou descartado pela população, tem valor ambiental, econômico, social e político.

No Brasil, a preocupação em destinar adequadamente estes resíduos tem ganhado força, principalmente, após a Lei 12.305 de dois de agosto de 2010 – a Política Nacional dos Resíduos Sólidos - PNRS. Assim, o uso da tecnologia dos biodigestores é uma das maneiras de tratar a matéria orgânica.

O biodigestor é um equipamento utilizado para tratar a matéria orgânica num sistema de digestão anaeróbia. Esse equipamento consiste numa câmara hermeticamente fechada, sem nenhum contato com o ar atmosférico. A matéria orgânica é diluída em água e sofre um processo de degradação anaeróbia, ou seja, sem concentração de oxigênio, resultando na produção de um efluente final com características fertilizantes e produzindo o biogás (CASTANHO e ARRUDA, 2008).

Em termos comerciais, a Europa é a região mais desenvolvida na aplicação de digestores anaeróbios para tratamento de resíduos sólidos orgânicos. Esta liderança decorre das crescentes restrições ambientais de disposição de resíduos orgânicos em aterros, bem como dos estímulos para a produção de energias renováveis. No Brasil, a experiência acumulada quanto ao tratamento de RSU orgânicos em digestores anaeróbios ainda é limitada, consistindo, sobretudo em trabalhos acadêmicos sobre o tema (PROENÇA, 2010). Por outro lado, o Brasil é um país diversificado em biomassa, vegetal e animal, de fonte geradora de energias renováveis. Conforme Amaral et al. (2004) a fermentação dessa biomassa apresenta uma excelente alternativa, pois além de reduzir a taxa de poluição e contaminação do ambiente durante o processo de decomposição, promove a geração do biogás podendo ser usado como fonte de energia térmica, mecânica e elétrica permitindo, ainda, a utilização do resíduo final como biofertilizante.

Desta forma, o Brasil apresenta grande capacidade de produção de biogás, já que possui o maior agronegócio do mundo e gera uma das maiores quantidades de resíduos do planeta. No entanto, o país possui uma péssima gestão sobre os resíduos produzidos, o que ocasiona sérios problemas ambientais. Logo, a produção de biogás a partir dos resíduos gerados constitui uma estratégia promissora para reduzir esse impacto ambiental e agregar valor aos próprios resíduos, além de gerar energia e conservar os recursos não renováveis (AITA, 2014).

Neste trabalho foi feito uso da tecnologia do biodigestor com o processo de tratamento anaeróbio dos resíduos orgânicos de um restaurante para a geração de biogás e biocomposto a fim de melhor destinar esse tipo de resíduo.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar o potencial dos resíduos orgânicos de um restaurante na geração de biogás e biocomposto através da digestão anaeróbia.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- ✓ Construir um gasômetro adaptado para medir a produção de biogás, avaliar sua produção e estimar o volume de metano gerado;
- ✓ Verificar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia para a fase de metanização;
- ✓ Avaliar os principais parâmetros físico-químicos na produção de biogás e biocomposto;
- ✓ Avaliar a eficiência de remoção de material orgânico;
- ✓ Avaliar a relação volume de biogás gerado pela massa de resíduo utilizado.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 RSU: ASPECTOS GERAIS

Na literatura existem algumas definições para RSU como a de Lopes (2003) que descreve como aqueles constituídos pelos resíduos produzidos nas residências, comércio (pequenos geradores), nas atividades públicas, e na varrição de logradouros e limpeza pública. Enquanto que para PNRS (Brasil, 2010), diz respeito aos resíduos domiciliares mais os resíduos de limpeza urbana sendo que a gestão é de competência municipal.

Os resíduos sólidos podem ser compreendidos como subprodutos das atividades humanas, os quais possuem características específicas inerentes ao seu processo de constituição (NETO, 2013). A PNRS, em seu art. 3º, inciso XVI, define resíduos sólidos como:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010, p. 2).

Para Lino e Ismail (2012), os RSU, em geral, são compostos de matéria orgânica degradável (restos de alimentos, papéis e outros), de material orgânico não degradável (plásticos) e de material inorgânico (vidro, metal e outros).

A geração de RSU está diretamente ligada ao processo de evolução da urbanização. Conforme Seadon (2006) com o aumento dos núcleos populacionais urbanos e por motivos de higiene, as primeiras preocupações por algum tipo de destino dos resíduos surgiu na cidade de Mahenjo-Daro, no Vale Indu, por volta do ano 2.000 a.C.

Pinho (2011) salienta que no século XIV, problemas graves decorrentes da salubridade, como a peste negra e outras epidemias, nos núcleos mais adensados, levaram a nobreza feudal a tomar providências como recolhimento do lixo e, nos locais mais isolados, a sua queima. Outras vezes era lançado perto de plantas, servia de alimentação para animais ou era aterrado. Esse mesmo autor diz que em 1818, em Lisboa, lançar lixo e despejos nas ruas passou a ser proibido.

O final da década de 1960, o resíduo passou a ser visto como uma fonte de degradação ao meio ambiente. Desde então, a preocupação com a finitude dos recursos e com a poluição do meio ambiente culminou com a reorganização estrutural dos governos, o que refletiu na criação dos primeiros departamentos, divisões, ministérios do meio ambiente, bem como a legislação correspondente (EIGENHEER, 2009).

Outras respostas foram buscadas através da organização de encontros intergovernamentais para discutir assuntos relacionados ao desenvolvimento humano, como em Estocolmo, em 1972. Além disso, com o crescimento das populações nas cidades, a questão urbana também foi se tornando tema de discussões internacionais, como em Vancouver (1976) e em Istambul (1996), com as Conferências das Nações Unidas - ONU, (PINHO, 2011). Dentre estas discussões foram debatidas alternativas para a destinação final e/ou tratamento para os RSU.

Os membros da União Européia (UE) têm a obrigação legal de implantar e informar para os outros países da comunidade, os planos de gerenciamento de resíduos sólidos. Em relação aos RSU, os governos municipais são responsáveis pela gestão, respeitando as diretrizes do plano regional e da estratégia nacional (PINHO, 2011). Além disso, a Diretiva 98/2008, ressalva a importância do uso de instrumentos econômicos na prevenção e na gestão dos resíduos (DIRECTIVA 2008/98/CE). O plano de resíduo sólido é uma ferramenta que possibilita identificar e gerenciar melhor os problemas relacionados à geração de resíduos.

São muitos os fatores que determinam a composição e quantidade dos RSU. Faria (2002), diz que a geração de resíduos depende de fatores culturais, hábitos de consumo, poder aquisitivo, fatores climáticos, nível educacional, além de gênero e idade dos grupos populacionais. Além desses fatores, Gadelha (2005) destaca a área relativa à ocupação urbana, número de habitantes, as variações sazonais, as condições climáticas, os hábitos e os costumes da população e o nível socioeconômico, sendo este último um dos mais importantes.

Contudo, o problema maior da geração de resíduos diz respeito a sua não disposição em lugares adequados, minimizando os efeitos ao meio ambiente. Alguns destes problemas estão relacionados com a contaminação do ar, do solo e de recursos hídricos de regiões próximas aos depósitos de RSU, conseqüentemente diminuindo a qualidade de vida da população circundante e, inclusive, das que vivem distantes destes depósitos (MELO, 2003).

Algumas alternativas de aproveitamento de resíduos, com objetivo de gerar energia, estão sendo buscadas. Conforme Brambilla et al. (2012), como consequência do aumento de preços de energias não renováveis, e da necessidade de limitar as emissões de dióxido de carbono na atmosfera, boa parte dos países promovem o desenvolvimento de sistemas de

energias renováveis, incentivando os agricultores a melhorar os seus negócios fazendo uso de unidades de digestão anaeróbia. Além disso, nos países desenvolvidos, tem havido um interesse crescente no desenvolvimento de tecnologias para aproveitamento de fontes renováveis de energia, como a biomassa (SIVAKUMAR, BHAGIYALAKSHM e ANBARASU, 2012).

## 2.2 RSU NO BRASIL

No Brasil a partir da Conferência do Rio em 1992 ampliaram-se as discussões sobre sustentabilidade. A Rio 92 foi um marco fundamental para o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos. No entanto, o Brasil, até agosto de 2010, esteve sem uma Política de Resíduos Sólidos e tão pouco tinha, a nível federal, um marco para a elaboração de planos de gerenciamento de resíduos sólidos. Enquanto que o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), nas suas resoluções regula os resíduos de forma específica e a partir disso começa a exigir os planos. Porém, as resoluções do CONAMA não abordam diretamente do tema RSU (PINHO, 2011).

O Plano Nacional de Resíduos Sólidos é o instrumento mais importante da PNRS. Tem por objetivo identificar os problemas dos diversos tipos de resíduos gerados, as alternativas de gestão e o gerenciamento passíveis de implementação, indicando planos de metas, programas e ações para mudanças positivas sobre o quadro atual (SINIR, 2016).

Antes da publicação da PNRS, o Brasil dispunha da Lei 11.445/2007, que instituiu as diretrizes nacionais relativas ao saneamento básico do país (BRASIL, 2007). Porém, esta inclui questões referentes não somente aos resíduos sólidos, como também, sobre o esgotamento sanitário, abastecimento de água e o manejo de águas pluviais (CARDOSO FILHO, 2014).

Conforme levantado por Jucá (2002) o primeiro diagnóstico sobre limpeza urbana, em nível nacional, foi realizado em 1982, pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), que pesquisou um universo de 367 cidades, cerca de 60 % da população urbana do País. No ano seguinte a Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (FIBGE), realizou a primeira Pesquisa Nacional sobre Saneamento Básico, conhecida como PNSB, que aos poucos foi se aprimorando, tornando-se, a partir da pesquisa realizada em 1989, uma referência nacional e fonte principal de fornecimento de dados.

O Art. 36 da Lei 12.305/2010 diz que, cabe ao titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, o plano municipal de gestão integrada de resíduos

sólidos. Além de adotar procedimentos para reaproveitar os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis, estabelecer sistema de coleta seletiva, implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos, entre outros. Nessa lei foi feita a distinção entre destinação final ambientalmente adequada e disposição final ambientalmente adequada. A primeira trata do destino dado aos resíduos, que incluem processos como a reciclagem, a compostagem, a recuperação, o aproveitamento energético, dentre outros. A outra diz respeito à distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

A geração total de RSU no Brasil em 2013 foi de 76,3 milhões de toneladas e em 2014 foi de aproximadamente 78,6 milhões de toneladas, o que representa um aumento de 2,9 % de um ano para outro, índice superior à taxa de crescimento populacional no país neste período, que foi de 0,9 %. Ao comparar a quantidade de RSU gerada e a coletada em 2014 o país apresentou um índice de cobertura de coleta de 90,6 %, sendo que pouco mais de sete milhões de toneladas deixaram de ser coletadas no país neste ano e, conseqüentemente, tiveram destino impróprio. A destinação final dos RSU no Brasil em 2014 manteve-se estável em relação a 2013. Sendo que o índice de 58,4 % de destinação final adequada em 2014 permaneceu significativo, porém a quantidade de RSU destinada a locais inadequados (41,6 %) totaliza 29,7 milhões de toneladas no ano, que seguiram para lixões ou aterros controlados, (ABRELPE, 2014).

Conforme dados da ABRELPE (2014) para todas as regiões do país houve aumento na produção de RSU, sendo a região sul a que menos gerou ( $0,770 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ) e a região sudeste a que mais gerou ( $1,239 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Mesmo com uma legislação mais restritiva e apesar dos esforços empreendidos em todas as esferas governamentais, a destinação inadequada de RSU se faz presente em todas as regiões e estados brasileiros e 3.334 municípios, correspondentes a 59,8 % do total, ainda fazem uso de locais impróprios para destinação final dos resíduos coletados.

Os 1.191 municípios dos três Estados da região Sul geraram em 2014 a quantidade de 22,3 mil toneladas por dia de RSU, das quais 94,3 % foram coletadas. Os dados indicam crescimento de 2,1 % no total coletado e aumento de 1,8 % na geração de RSU em relação ao ano anterior. A comparação entre os dados relativos à destinação adequada de RSU apontou uma evolução de 2,3 % em 2013 para 2014 na região. Dos resíduos coletados no RS, cerca de 29,3 %, correspondentes a 6,2 mil toneladas diárias, ainda são destinados para lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2014).

Os recursos aplicados pelos municípios em 2014 nos serviços de limpeza urbana no Brasil foram, em média, de R\$ 10,00 habitante por mês. Os municípios da região Sul aplicaram para esse ano, em média, R\$ 3,54 habitante por mês nos serviços de coleta de RSU e R\$ 4,27 habitante por mês na prestação dos demais serviços de limpeza urbana. Ou seja, foram aplicados uma média mensal de R\$ 7,81 por habitante para a realização de todos os serviços relacionados com a limpeza urbana das cidades (ABRELPE, 2014).

De acordo com a Lei 12.305 da PNRS (BRASIL, 2010), os resíduos sólidos são classificados quanto à origem (Tabela 1) e quanto à periculosidade (Tabela 2).

De acordo com a NBR 10004 (2004) os RSU podem ser classificados como Classe II-A, ou seja, resíduo não perigoso e não inerte, portanto apesar de não ser perigoso, a princípio, o resíduo deve ser destinado e disposto adequadamente para se evitar riscos à saúde e ao meio ambiente devido ao seu caráter não inerte.

Tabela 1 – Classificação dos resíduos sólidos quanto à origem

<b>Art. 13, I, alíneas</b>	<b>Tipos de resíduos</b>	<b>Descrição</b>
a)	Resíduos Domiciliares	Os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
b)	Resíduos de Limpeza Urbana	Os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.
c)	Resíduos Sólidos Urbanos	Os englobados nas alíneas “a” e “b”.
d)	Resíduos de Estabelecimentos Comerciais e Prestadores de Serviços	Os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”.
e)	Resíduos dos Serviços Públicos de Saneamento Básico	Os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”.
f)	Resíduos Industriais	Os gerados nos processos produtivos e instalações industriais.
g)	Resíduos de Serviços de Saúde	Os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos dos SISNAMA e do SNVS.
h)	Resíduos da Construção Civil	Os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis.
i)	Resíduos Agrossilvopastoris	Os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades.
j)	Resíduos de serviços de transporte;	Os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira.
k)	Resíduos de mineração.	Os gerados nas atividades de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.

**Fonte:** Adaptado pelo autor com base Brasil (2010).

Tabela 2 - Classificação dos resíduos sólidos quanto à periculosidade

Art. 13, II, alíneas	Tipos de resíduos	Descrição
a)	Resíduos Perigosos	Aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com a lei, regulamento ou norma técnica.
b)	Resíduos não perigosos	Aqueles não enquadrados na alínea "a".

**Fonte:** Adaptado pelo autor com base Brasil (2010).

### 2.3 TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DOS RSU

A presença dos resíduos sólidos nas áreas urbanas é muito significativa. E as consequências disso são: problemas de ordem estética, de saúde pública, pelo acesso a vetores de doenças e animais domésticos, obstrução de rios, canais e redes de drenagem urbana, inundações e potencial a epidemias como dengue e de leptospirose (FERREIRA; ANJOS, 2001).

Villas Bôas (1990) afirma que muitas das soluções encontradas para o controle da disposição e tratamento do RSU resultaram no desenvolvimento de vários métodos, como a incineração, pirólise, compostagem, aterros sanitários e biodigestão. Para Pinho (2011) no Brasil, as modalidades mais comuns de tratamento de RSU são a compostagem, a reciclagem e a incineração.

Conforme Philippi Jr. e Aguiar (2005) o tratamento e a disposição dos resíduos sólidos procura modificar suas características em relação à quantidade, toxicidade e patogenicidade, de modo a diminuir os impactos sobre o meio ambiente e a saúde das pessoas.

É importante salientar que no Art. 9 da Lei 12.305/2010 na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. A PNRS determina que só seja encaminhado para a disposição final o rejeito.

Os principais tipos de tratamento dos RSU no Brasil:

- ✓ Tratamento mecânico;
- ✓ Tratamento bioquímico e;
- ✓ Tratamento térmico.

A principal forma de disposição final:

- ✓ Aterro sanitário.

O tratamento mecânico diz respeito aos processos físicos empregados para a separação ou alteração dos resíduos, sendo a principal forma a reciclagem.

Conforme o Portal dos Resíduos Sólidos (2013), a classificação das formas de tratamento mecânico dos resíduos é feita, basicamente, de acordo com sua finalidade como alguns exemplos abaixo:

- Diminuição do tamanho das partículas: quebra, trituração e moinhos;
- Aumento do tamanho das partículas: aglomeração, briquetagem e peletagem;
- Separação da fração física: classificação;
- Separação pelo tipo de substância;
- Mistura de substâncias: extrusão e compactação;
- Separação de fases físicas: sedimentação, decantação, filtração, centrifugação e floculação;
- Mudança de estados físicos: condensação, evaporação e sublimação.

A reciclagem é uma atividade importante, dentro do quadro de gestão de resíduos sólidos, para o tratamento destes, pois, ao sofrerem processos químicos e físicos, são transformados em materiais secundários que podem ser utilizados para fabricar novos produtos. As vantagens da reciclagem incluem: aproveitar a matéria-prima, diminuir o uso de água e energia, aumentar a vida útil dos aterros sanitários, reduzir as despesas públicas com a deposição de resíduos e oportunizar trabalho para as pessoas menos favorecidas (LINO e ISMAIL, 2010, 2012, 2013).

O tratamento bioquímico ocorre por meio de grupos de seres vivos (fungos, bactérias, minhocas e lesmas) ou de qualquer ser vivo que se alimente dos resíduos orgânicos. Esses seres vivos quebram as moléculas maiores dos resíduos em moléculas menores. Os processos mais comuns desse tipo de tratamento são a compostagem e a digestão (PORTAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS, 2013).

A compostagem é um tipo de tratamento biológico, aeróbio e controlado, no qual a matéria orgânica é convertida pela ação de micro-organismos já existentes ou inoculados na massa de resíduo orgânico, em composto ou fertilizante orgânico. É desenvolvida em duas fases distintas: a primeira, a fase ativa (mineralização), em que ocorrem as reações

bioquímicas de oxidação mais intensas; e a segunda, a fase de maturação, em que ocorre a humificação do material previamente estabilizado (LINS et al., 2008). Por se tratar de um processo biológico de transformação da matéria, a compostagem requer condições ótimas de operação (temperatura, pH, umidade, aeração, pressão e relação C/N) para que a atividade microbiana seja otimizada (SHARMA et al., 1997). No entanto, Philippi Jr. e de Oliveira e Aguiar (2005) lembram que a compostagem é um processo lento que pode levar de 45 a 180 dias e que geralmente exige áreas relativamente grandes para a etapa denominada de cura.

A compostagem de resíduos orgânicos em um país com as características do Brasil reveste-se de grande importância e necessidade. Trata-se de uma medida que atende a vários objetivos: sanitários (na eliminação de doenças e de vetores), ambientais (pelo controle da poluição), econômicos (por gerar excedentes para a economia da região), sociais (absorção de mão de obra e participação comunitária) e agrícolas, para efeitos de adubação (PEREIRA NETO, 1999).

A digestão anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio por ação de micro-organismos, principalmente bactérias. Segundo Chernicharo (1997), esse processo ocorre em diversos ambientes naturais como, por exemplo, nos pântanos e no aparelho digestivo de animais superiores.

O tratamento de resíduos orgânicos por digestão anaeróbia, atualmente, é aplicado em larga escala em países como Dinamarca, Suécia e Alemanha (AL SEADI et al., 2008). Conforme Coelho et al. (2001), a Índia e a China, nas décadas de 1950 e 1960, foram os primeiros países a utilizar o processo de digestão anaeróbia, desenvolvendo seus próprios modelos de biodigestores.

Segundo Pecora (2006), com a crise do petróleo, vários países procuraram alternativas para a substituição deste, fortalecendo os processos de tratamento anaeróbios. Porém, para Mercado (2010), as soluções para os problemas de desenvolvimento devem ser apropriadas às necessidades, capacidades e recursos humanos, recursos financeiros e cultura. Neste sentido, mesmo com o impulso recebido durante a crise não foi o suficiente para substituir os recursos não renováveis por fontes renováveis.

A incineração, a gaseificação e a pirólise são os processos térmicos disponíveis para o tratamento de resíduos sólidos (BELGIORNO et al., 2003), e a principal vantagem no uso dessas técnicas é a redução significativa do volume de resíduos a ser aterrado (OKAMURA, 2013). Além desses processos o Portal dos Resíduos Sólidos (2013) cita a secagem e o plasma.

De acordo com Lins et al., (2008) a incineração consiste em um processo de oxidação térmica sob altas temperaturas, normalmente variando de 800 °C a 1300 °C, utilizado para a destruição de resíduos e para a redução de volume e toxicidade.

Enquanto que a gaseificação de materiais sólidos é um processo que existe a bastante tempo e é realizado com a finalidade de produzir um combustível gasoso, sendo que o processo ocorre em altas temperaturas e variadas pressões. De acordo com Belgiorno et al., (2003) a gaseificação corresponde a conversão termoquímica do material sólido ou líquido à base de carbono para um produto combustível gasoso, através do fornecimento de um agente de gaseificação como o ar, oxigênio ou vapor.

A gaseificação e a incineração são processos exotérmicos. Enquanto que, a pirólise é um processo endotérmico, ou seja, necessita de uma fonte externa de calor. Os resíduos são degradados termicamente na ausência parcial ou total de oxigênio e com temperaturas do processo que variam, desde os 400 °C, até o início da gaseificação (LINS et al., 2008).

A secagem nada mais é do que a retirada de água (umidade) dos resíduos por uma corrente de ar em condições forçadas ou ambientais. Enquanto que o plasma consiste na desintegração da matéria para a formação de gases (PORTAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS, 2013).

O aterro sanitário é uma forma de disposição final do RSU no solo, onde ficam confinados por camadas cobertas com terra. O aterro deve atender as normas ambientais a fim de evitar possíveis danos ou riscos à saúde pública e a segurança da população, além de minimizar os impactos ao meio ambiente (PORTAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS, 2013).

Conforme Melo (2003) um aterro de RSU é basicamente uma obra de engenharia em que os resíduos depositados sofrem perdas em sua massa devido à decomposição e a esforços mecânicos, dando lugar a recalques secundários passando a representar uma redução no volume dos resíduos.

De acordo com Borba (2006) um aterro de resíduos sólidos pode ser considerado como um reator biológico onde as principais entradas são os resíduos e a água, enquanto que as principais saídas são os gases e o chorume. Monteiro (2003) considera os RSU contidos em um aterro sanitário como uma mistura de materiais orgânicos e inorgânicos, os resíduos sofrem processos de oxidação e decomposição biológica, em presença ou na ausência de oxigênio e água.

As principais vantagens da disposição em aterro sanitário são: possibilidade de recuperação do gás, aceita praticamente quase todo tipo de resíduo, reduz o volume desses resíduos e permite o controle de vetores. As principais desvantagens são: encontrar áreas

adequadas e disponíveis para construção e operação do aterro, custo de transporte até a disposição, necessidade de manutenção e acompanhamentos constantes, produção do chorume e formação de odores (FARIA, 2002).

#### 2.4 FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Ribeiro e Lima (2000) defendem que a elevada quantidade de matéria orgânica presente nos RSU favorece à ação de micro-organismos anaeróbios, que também liberam no ar gases com maus odores, especialmente o gás sulfídrico. Ferreira e Anjos (2001) relatam que o odor emanado pode ocasionar mal estar, cefaleias e náuseas, tanto nas pessoas que estão em contato direto com os resíduos como nas que se encontram próximas a equipamentos de coleta ou de sistemas de manuseio, transporte e destinação final. Moraes e Santos (2014) chamam a atenção para a poluição visual que prejudica a estética local, e, em alguns casos, pode até comprometer atividades turísticas.

Os resíduos sólidos que possuem fração orgânica superior a 30% são denominados resíduos sólidos orgânicos (CASSINI, 2003). Para Sganzerla (1983) o material orgânico é aquele que têm a propriedade de se decompor por efeito biológico. Enquanto que para Maragno, Trombin e Viana, (2007) os resíduos sólidos orgânicos são materiais biodegradáveis, com certo poder nutritivo (depende da forma e fonte geradora). Pode ser usado na alimentação animal (VIANA, 1999), ou em operações como a compostagem (SHARMA et al. 1997) ou a biodigestão (VILLAS BÔAS, 1990).

De acordo com a ABRELPE (2012) a matéria orgânica teve participação de 51,4 % no total dos RSU coletados no Brasil em 2012, com uma quantidade de 29,1 milhões de toneladas. A matéria orgânica tem sido citada na literatura como sendo a maior constituinte dos RSU, em alguns municípios chega a 60 %.

O excesso de matéria orgânica entre os componentes do resíduo doméstico, com valores acima de 50 %, na composição dos resíduos sólidos, é uma característica típica dos países em desenvolvimento. Por outro lado, a participação da matéria orgânica tende a se reduzir nos países mais desenvolvidos ou industrializados, provavelmente em razão da grande incidência de alimentos semipreparados disponíveis no mercado consumidor (MONTEIRO, 2001; FIRMO, 2006).

Com o desenvolvimento da economia mundial e o crescimento da população, o desperdício de alimentos é cada vez maior principalmente nos hotéis, restaurantes, cantinas, famílias e empresas. Esses resíduos apresentam cerca de 70 – 80 % do teor de umidade e por

isso são substratos orgânicos considerados facilmente biodegradáveis (MORIARTY, 2013; ZHANG, 2014).

A fração orgânica de RSU tem sido uma problemática na engenharia sanitária, pelo fato da dificuldade de segregação e classificação, quando misturada a outras frações de resíduos, além da capacidade de gerar gases poluentes (DE GIOANNIS et al., 2008).

## 2.5 A DIGESTÃO ANAERÓBIA COMO OPÇÃO PARA O TRATAMENTO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Os processos anaeróbios tratam um número maior de substratos, devido ao fato das bactérias anaeróbias apresentarem características especiais, dentre as quais se pode citar a pequena taxa de utilização de energia para conversão em massa celular, sendo que grande parte se destina à formação de biogás (LEITE; POVINELLI, 1999).

No início da decomposição da matéria orgânica vegetal ou animal ocorre, geralmente, a fase ácida. Nesse período uma fase fitotóxica forma ácidos orgânicos que tornam o meio mais ácido do que o da própria matéria prima original. Entretanto, esses ácidos orgânicos e os traços de ácidos minerais que se formam, reagem com bases liberadas da matéria orgânica, gerando compostos de reação alcalina (MARAGNO, TROMBIN; VIANA, 2007).

De acordo com Simões (2000) e Monteiro (2003) a digestão anaeróbia, ou biodigestão, pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de micro-organismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia além de novas células bacterianas.

A digestão anaeróbia é um processo natural que ocorre em pântanos e áreas alagadas, e no trato digestivo dos ruminantes. O processo ocorre em ambiente isento de oxigênio, (anaeróbico), pela atividade de enzimas e arqueas formadoras de metano que decompõem a matéria orgânica (KRICH et al., 2005).

Sganzerla (1983) salienta que, devido ao processo que ocorre na biodigestão, a matéria orgânica (biomassa), perde exclusivamente carbono e hidrogênio, sob a forma do gás metano e gás carbônico, além de aumentar o teor de nitrogênio e outros nutrientes. O biogás pode ser coletado e utilizado como um recurso de energia potencial.

O interesse no uso do tratamento anaeróbico pode ser explicado considerando as desvantagens e as vantagens desse processo. Dentre as vantagens, destacam-se o balanço energético favorável, a menor produção de biomassa, menor necessidade de nutrientes, maior carga volumétrica e a possibilidade de tratamento da maioria dos compostos orgânicos

(ZANETTE, 2009). Costa (2011) e Khalid et al. (2011) ressaltam como principal vantagem o fato de que o método de tratamento não necessita de oxigênio, portanto, não depende de combustíveis fósseis como fonte de energia para propiciar a oxigenação do sistema.

Outras vantagens relatadas do tratamento por digestão anaeróbia, com o uso de biodigestores, operando em temperaturas mesófilas e termófilas são a desnaturação de sementes de plantas daninhas e a redução de patógenos do efluente gerado, sendo que em meio mesófilo a redução patogênica ocorre em 99 % com um TRH de 20 dias. Por outro lado, no meio termófilo ocorre a total eliminação de patógenos (KRICH, et al., 2005).

A biodigestão ou digestão anaeróbia é a melhor forma de provocar a morte da maior parte dos vírus, bactérias, protozoários e vermes patogênicos que podem estar presentes (CRAVEIRO, LA IGLESIA; HIRATA, 1982).

A remoção de agentes patogênicos, submetidos ao tratamento por biodigestão, ocorre por inúmeros fatores, porém o mais significativo é o fato de que o substrato é mantido, dentro do biodigestor, sem oxigênio por bastante tempo. Isso faz com que seja reduzido significativamente a carga de micro-organismos patogênicos (NOGUEIRA, 1986).

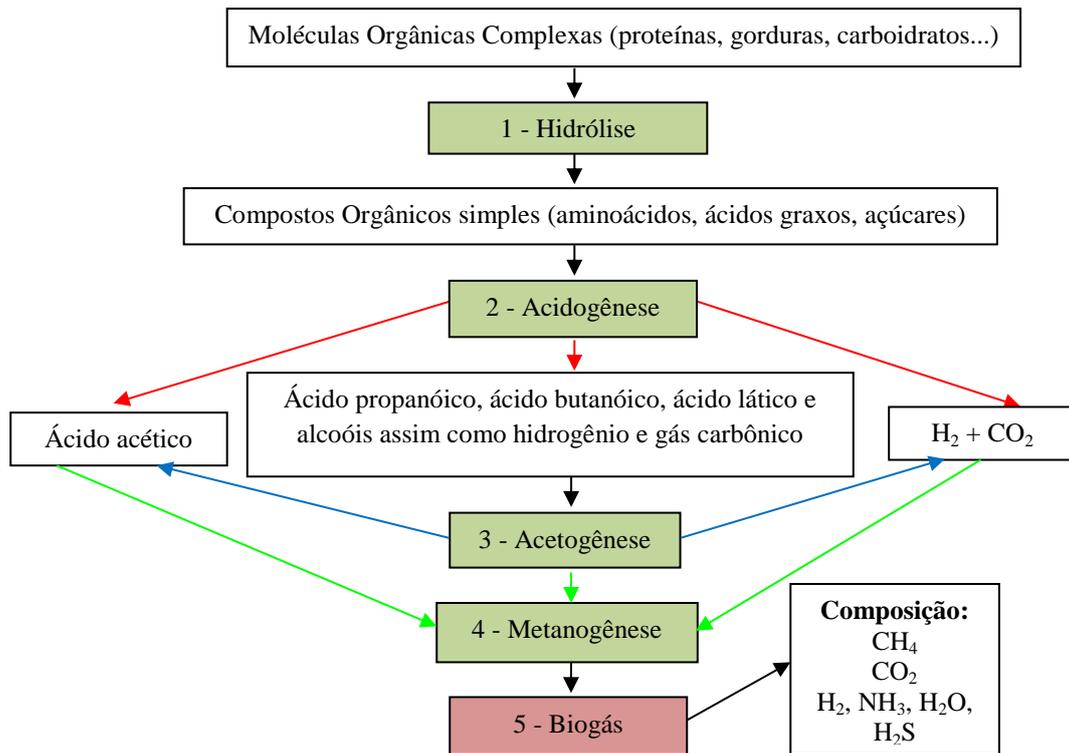
Conforme Costa (2011) em função da alta degradabilidade do resíduo orgânico (como casca de frutas e restos de comida), a digestão anaeróbia é uma excelente forma de tratar este tipo de resíduo com a digestão da matéria orgânica. A principal vantagem desse processo é a produção do biogás, que pode ser utilizado para a geração de energia.

Enquanto que, as desvantagens correspondem, principalmente, as condições operacionais, como tempo mais longo para o início da operação a plena carga, a sensibilidade a possíveis compostos tóxicos, estabilidade operacional e o potencial de produção de odores e de corrosão dos gases produzidos. A possível necessidade de adição de alcalinidade e de tratamento adicional também podem ser consideradas desvantagens (ZANETTE, 2009). Sant'Anna Junior (2013) traz como desvantagens a baixa eficiência na remoção da DQO, exigindo muitas vezes tratamento complementar.

A digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é um processo complexo envolvendo uma série de etapas de degradação diferentes. Os micro-organismos que participam do processo são específicos para cada etapa e, portanto, podem ter requisitos ambientais diferentes (MAYER, 2013). Mesmo assim, Leite e Povinelli (1999) recomendam o tratamento por digestão anaeróbia pelo fato de poder bioestabilizar uma grande variedade de substratos.

Alguns autores como Van Haandel e Lettinga (1994); Sittijunda, Reungsang e O-Thong, (2010); Rani et al. (2012) e Rao e Baral (2011) afirmam que o processo de digestão anaeróbia consiste de quatro estágios os quais podem ser visualizados na Figura 1.

Figura 1 – Etapas da digestão anaeróbia



Fonte: Portal dos Resíduos Sólidos (2014) adaptado pelo autor

**Hidrólise:** conforme Al Seadi et al. (2008) e Li, Park, e Zhu, (2011) a hidrólise é o início da digestão anaeróbia processo que ocorre a redução, através de enzimas, de polímeros orgânicos complexos para moléculas simples solúveis. Van Haandel e Lettinga (1994) citam que esta é uma fase lenta e que os principais produtos formados são açúcares simples, peptídeos, aminoácidos, ácidos graxos, poliolefinas e fenóis.

**Acidogênese:** os produtos solúveis resultantes da hidrólise são metabolizados por bactérias fermentativas como os gêneros *Escherichia*, *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Desulphovibrio*, *Lactobacilluse* *Actinomyces* (METCALF; EDDY, 1991). Essas bactérias são estritamente anaeróbias, no entanto, cerca de 1 % são facultativas, consomem o oxigênio presente no meio tóxico às bactérias anaeróbias restritas (CHERNICHARO, 1997).

**Acetogênese:** Nesta fase as bactérias acetogênicas são as responsáveis pela transformação dos produtos gerados na fase anterior em substratos intermediários apropriados para as arqueas metanogênicas como hidrogênio, acetato e dióxido de carbono. Sendo que os gêneros mais conhecidos de bactérias acetogênicas são *Syntrophobactere* e *Syntrophomonas* (CHERNICHARO, 2007).

**Metanogênese:** A metanogênese é a etapa final do processo de digestão anaeróbia de compostos orgânicos. Em função da sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos principais, um que forma metano a partir de ácido acético ou metanol, e o outro que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 1997).

As arqueas metanogênicas pertencem às ordens *Methanococcales*, *Metanopyrales*, *Metanobacteriales*, entre outras. A atuação de cada grupo de arqueas ocorre de forma interdependente e simbiótica (PINTO, 1999).

### **2.5.1 Fatores que Influenciam na Digestão Anaeróbia**

A digestão anaeróbia sofre interferências de fatores do ambiente, sendo necessário controlá-los para que os micro-organismos envolvidos no processo de degradação não sejam prejudicados, garantindo um bom funcionamento do sistema. De acordo com Bohrz (2010) quando esses fatores são devidamente monitorados, podem contribuir para a otimização da atividade bacteriana, aumentando assim a produção de metano. Conforme Jain et al. (2015) o funcionamento adequado requer o equilíbrio entre a população de organismos, fornecimento de alimentos, temperatura, pH e o acesso aos alimentos.

Os principais parâmetros intervenientes no processo da digestão anaeróbia são: temperatura, pH, concentração de ácidos graxos voláteis, concentração de amônia e disponibilidade de nutrientes. Já os principais parâmetros operacionais de digestores são a carga orgânica e o tempo de detenção hidráulica - TDH, (AL SEADI et al., 2008).

#### *2.5.1.1 Composição, tamanho, concentração e toxicidade do Resíduo*

Conforme Pinto (1999) a produção de biogás e o processo de degradação da matéria orgânica são diretamente afetados pela composição do resíduo. Mayer (2013), também, chama atenção dizendo que a digestão anaeróbia é fortemente afetada pelo tipo, disponibilidade e complexidade do substrato.

Para Borba (2006) há uma relação inversamente proporcional entre a superfície exposta dos resíduos e o tamanho dos mesmos, expressa pela superfície específica (área da superfície / volume). Desta forma, observa-se um aumento da velocidade de degradação quando a massa é composta por resíduos menores, o que tem conduzido ao uso de trituradores, por exemplo. Além disso, Mayer (2013) diz que é importante reduzir o tamanho das partículas, caso contrário, o digestor pode entrar em colapso e inibir o acesso dos micro-organismos ao substrato.

Ainda são poucos os trabalhos que tem explorado o real efeito do tamanho das partículas dos resíduos orgânicos na produção de biogás. Conforme Raposo et al. (2011) a maioria dos resultados, até então, relataram que o rendimento de metano era inversamente proporcional ao tamanho da partícula, no entanto, alguns dados trazem que quaisquer efeitos significativos sobre a cinética dos micro-organismos afeta a produção de metano. Mesmo assim, esse autor indica um tamanho de partícula  $\leq 10$  mm como sendo o sugerido.

Além disso, deve-se ter cuidado com a questão da toxicidade. A toxicidade pode ser provocada por altas concentrações de amônia, algumas bactérias e arqueas também podem ser sensíveis a alguns materiais orgânicos, especialmente os sintéticos, com detergentes não biodegradáveis e aqueles à base de cloro. Deve-se ter cuidado com dejetos de animais que tenham recebidos antibióticos, pois parte dos antibióticos podem estar presentes nos resíduos não podendo ser adicionados nos biodigestores (PINTO, 1999).

#### *2.5.1.2 Temperatura*

De acordo com Monteiro (2003) a temperatura tem importante significado no processo de decomposição de resíduos porque atua na cinética das reações bioquímicas responsáveis pela conversão de resíduos em gases, líquidos e compostos bioestabilizados. Andrade (2009) ressalta a influência da temperatura no metabolismo bacteriano, na atividade enzimática, nos equilíbrios químicos em meio líquido e na solubilidade de substratos, principalmente lipídios.

A temperatura é um dos parâmetros mais importantes que influenciam na digestão anaeróbia, uma vez que influencia não só na atividade de enzimas e coenzimas, mas também na produção de metano e biocomposto.

As bactérias presentes na digestão anaeróbia atuam em três faixas de temperatura a psicrófila, mesófila e termófila. Em função da diversidade de biomassa estudada por diversos autores não existe um padrão de temperatura para essas faixas como pode ser percebido na Tabela 3.

Tabela 3 – Comparativo entre diferentes faixas de temperatura (°C) por diversos autores

<b>Autor</b>	<b>Psicrofílica</b>	<b>Mesofílica</b>	<b>Termofílica</b>
Metcalf e Eddy, 1991	10 – 30	20 – 45	35 - 75
Pinto, (1999), Fonseca e Teixeira (2007)	< 20	20 - 45	> 45
Gerardi, 2003	-	20 – 30 e 35 – 40	45 – 50 e 57 - 60
Borges, 2003	-	30 – 45	45 - 60
El-Mashad et al., 2004	10 – 30	30 - 40	50 - 60
Angelidaki e Sanders, 2004	< 20	25 – 45	45 - 60
Dors, 2006	-	15 – 45	50 - 65
House, 2007	15 – 25	30 – 40	50 - 60
Al Seadi et al., 2008	< 25	25 – 45	45 - 70
Sant´Anna Junior, 2013	-	20 - 30	50 - 65

**Fonte:** Metcalf e Eddy, 1991; Pinto, 1999; Borges, 2003; Gerardi, 2003; El-Mashad et al., 2004; Angelidaki e Sanders, 2004; House; Fonseca e Teixeira, 2007; Al Seadi et al., 2008; Sant´Anna, 2013.

No entanto, é possível encontrar na literatura, 35 °C como a temperatura que tem conduzido aos melhores resultados para o processo de digestão anaeróbica (ALVAREZ, VILLCA e LIDÉN, 2006; KAPARAJU e RINTALA, 2003; OMER e FADALLA, 2003; SANT´ANNA JUNIOR, 2013). Gerardi (2003) indica como faixa psicrofílica ótima de 5 a 25 °C, a faixa mesofílica ótima de 30 a 35 °C e a faixa termofílica de 50 a 60 °C. Além disso, Pinto (1999) diz que é em altas temperaturas que ocorre uma melhor degradação de polímeros complexos, como a celulose. Porém, este mesmo autor também, salienta que os biodigestores normalmente operam na faixa mesofílica. Dors (2006) ressalta que muito mais importante do que operar na faixa ótima é operar sem variações significativas na temperatura pelo fato de que as arqueas metanogênicas são muito sensíveis em relação a este aspecto.

A temperatura influencia os micro-organismos formadores de metano e, também, nos formadores de ácidos. Isso indica que flutuações na temperatura podem ser vantajosas para certos grupos e desvantajosas para outros. Portanto, alterações na atividade de diferentes grupos de micro-organismos formadores de ácidos voláteis resultam em alteração na quantidade relativa de ácidos orgânicos e álcoois, os quais são utilizados direta ou indiretamente como substrato, afetando, de forma geral, o desempenho do biorreator (GERARDI, 2003).

De acordo com Henrard (2013) um dos maiores problemas encontrados nos biorreatores anaeróbios operados sob baixa temperatura é a menor produção de biogás, o que pode resultar em baixa intensidade de mistura e um deficiente contato entre a biomassa e o substrato.

### 2.5.1.3 Potencial hidrogenionico (pH) e Alcalinidade

Durante o processo de digestão anaeróbia grupos distintos de bactérias atuam em uma sequência de degradações e para maximizar essa eficiência é importante saber qual a faixa de pH que os micro-organismos melhor desempenham suas funções (RIBEIRO, 1999).

Na literatura é possível encontrar uma vasta variação nas faixas de pH. No entanto, os autores que seguem defendem o que, no geral a maioria cita quanto a influência do pH. Segundo Melo (2003); Monteiro (2003); Fonseca e Teixeira (2007) e Liu et al. (2008) as arqueas metanogênicas são as mais sensíveis à variação do pH, sendo que a faixa ótima para digestão anaeróbia varia de 6,5 a 7,6. Enquanto que para Dors (2006) o ponto ótimo do pH gira em torno de 7,0 a 7,2 sendo que fora destes limites, a degradabilidade pode realizar-se com menor eficiência. Já Gerardi (2003) recomenda como sendo a faixa ótima de pH de 6,8 a 7,2. Para Sant'Anna Junior (2013) a faixa ótima de pH 6,3 a 7,8.

Monteiro (2003); Andreoli, Ferreira e Chernicharo (2003); Borba (2006); Fonseca e Teixeira (2007) afirmam que pH abaixo de 6 ou acima de 8 a produção de metano é severamente limitada. Raposo et al. (2011) diz que se quando o pH apresentar acidez elevada a ponto de prejudicar o metabolismo dos micro-organismos é preciso ajustá-lo com uma solução diluída de base, tal como NaOH ou de cal, ou uma solução de ácido tal como HCl, pode ser utilizado.

Conforme Van Haandel e Lettinga (1994) caso a taxa de remoção de ácidos voláteis por metanogênese não acompanhar a taxa de produção dos mesmos, poderá ocorrer uma instabilidade no processo em função da produção líquida de ácidos, resultando na diminuição do valor do pH. Em função disso, a atividade metanogênica pode ser reduzida e a produção líquida de ácido aumentada, ocasionando acidificação.

De acordo com Andrade (2009) a alcalinidade é a capacidade tampão do sistema e é fundamental para suportar alterações na concentração de íons  $H^+$  sem alterar o pH. Enquanto que Monteiro e Melo (2003) ressaltam que a alcalinidade provoca a neutralização da acidez, aumentando o pH e tende a precipitar os metais fora da solução. Ainda que, Schmidell et al. (2007) mencionem uma direta relação da alcalinidade e pH, no entanto alcalinidade elevada não é sinônimo de pH elevado.

A alcalinidade de um sistema em equilíbrio varia entre 1000 e 5000  $mg.L^{-1}$  de  $CaCO_3$  (GERARDI, 2003; REN e WANG, 2004). Porém, Gerardi (2003) sugere como sendo a faixa ótima entre 1500 a 3000  $mg.L^{-1}$  de  $CaCO_3$ .

A estabilidade do digestor anaeróbio é alcançada pela alta concentração da alcalinidade. O decaimento desta concentração para níveis abaixo do normal prejudica o processo de digestão anaeróbia e, conseqüentemente, reduz rapidamente o pH causando acúmulo de ácidos orgânicos ou presença de resíduos que inibam a atividade dos micro-organismos metanogênicos (GERARDI, 2003).

#### *2.5.1.4 Teor de Umidade*

No geral, os RSU possuem um teor de umidade que varia com alguns fatores como a composição do resíduo, as condições em que são armazenados, as práticas de coleta, entre outros. A fração orgânica dos RSU é a que apresenta maior parcela de umidade. Para Lopes et al. (2002) a fração orgânica putrescível geralmente apresenta teor de umidade em torno de 80 %. Khalid et al. (2011) relataram que as maiores taxas de produção de metano ocorrem na faixa de 60 a 80 % do teor de umidade.

A água é um fator indispensável para o processo de digestão anaeróbia pelo fato de servir como substrato e fornecer os nutrientes necessários aos micro-organismos. Também, serve de agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição (REIS, 2012). Conforme Kiehl (1985) saturando-se uma massa orgânica com água, não restando espaço para o ar, ocorre o favorecimento do ambiente anaeróbio.

Os micro-organismos dependem de um meio aquoso para atingir o seu pleno crescimento. Além disso, a água possibilita o transporte de enzimas e de outros metabólitos importantes no processo de decomposição (MONTEIRO; MELO, 2003). Picanço et al. (2004) salienta que a umidade contribui para o metabolismo dos micro-organismos, pois favorece a assimilação de substrato e nutrientes necessários, sendo responsável pelo transporte de enzimas e pela solubilização dos principais nutrientes.

Quando associados, o elevado percentual de umidade e a baixa granulometria, são parâmetros que poderão contribuir para a elevação do peso específico dos RSU. Com isso, favorecem o tratamento anaeróbio, principalmente quando se tratar de substrato com alta concentração de sólidos (LEITE, 1997)

#### 2.5.1.5 Teor de Sólidos Voláteis (STV)

A concentração de sólidos refere-se ao resíduo total presente no substrato, quer seja de origem orgânica ou inorgânica, e é um indicador da massa total a ser tratada. Desta forma, os ST referem-se ao material que permanece depois da remoção da água. Como no processo anaeróbio a bioconversão só irá acontecer na fração teoricamente orgânica do substrato, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis maior, também, deverá ser a taxa de bioconversão do resíduo (LEITE; POVINELLI, 1999).

Conforme Gomes (1989) o teor de sólidos voláteis indica a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existente nos resíduos sólidos. Dessa forma, esse parâmetro pode ser um indicador da degradabilidade dos RSU ao longo do tempo.

Um alto percentual de STV significa que ocorre a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um processo acentuado de degradação (MONTEIRO, 2003).

#### 2.5.1.6 Relação carbono/nitrogênio (C/N)

Conforme Monteiro (2003) a relação C/N merece atenção pelo fato de que o C representa o material energético disponível e necessário para a ativação do processo de síntese celular e o N, o material básico para a constituição da matéria celular sintética.

Alguns autores como Fry (1975) e Meynell (1976) citam que para ocorrer a decomposição anaeróbia a relação C/N deve estar em torno de 30/1. Muitos autores dizem que a relação C/N exerce forte influência no desempenho da digestão anaeróbia, pois está relacionada ao balanço correto da disponibilidade de material orgânico e inorgânico. Sendo que a maioria dos estudos recomendam o uso da relação C/N na faixa de 20/1 a 30/1 e citam a relação 25/1 como a ideal (LI, PARK, ZHU, 2011; PUYUELO, et al., 2011).

#### 2.5.1.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO é definida como a quantidade de oxigênio necessária para que ocorra a oxidação da matéria orgânica e das substâncias inorgânicas presentes no despejo líquido por ação de um oxidante químico. O que acontece é que a matéria orgânica presente no resíduo é oxidada por ação enzimática microbiana. Desse modo, medir o comportamento da DQO ao longo do tempo significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana (MONTEIRO, 2003).

### 2.5.1.8 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica pela decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. Normalmente a DBO é referida como uma quantidade de oxigênio consumida durante um determinado período de tempo, a uma temperatura de incubação específica (MONTEIRO, 2003). Conforme Krich et al. (2005) a digestão anaeróbia é uma forma eficaz de reduzir a DBO do efluente. A DBO<sub>5</sub>, por exemplo, corresponde ao período de tempo de cinco dias, com temperatura de incubação de 20 °C.

### 2.5.1.9 Tempo de retenção hidráulica (TRH) ou tempo de detenção hidráulica (TDH)

O TRH ou TDH pode variar com a aplicação de diferentes tecnologias, temperatura do processo, e composição dos resíduos. A concentração de sólidos totais está intimamente relacionada com o TRH. Dessa forma, quando maior o percentual de sólidos dos resíduos maior deve ser o TRH dentro do biodigestor para melhor degradação da matéria orgânica e aproveitamento de seus potenciais de produção de biogás, além de ter sua capacidade poluidora reduzida. Entretanto, o tempo de retenção deve ser ajustado de modo que se aproveite o máximo do resíduo no menor tempo possível (RODRIGUES, 2012). Por outro lado, conforme Al Seadi et al., (2008) a faixa de temperatura trabalhada na digestão anaeróbia é outro fator que tem relação direta com o TRH, como mostra a Tabela 4.

Tabela 4 Relação da temperatura com o tempo de retenção hidráulica

Fases térmicas	Faixas de temperatura	Tempo de retenção hidráulica
Psicrofílica	< 20 °C	70 – 80 dias
Mesofílica	30 – 42 °C	30 – 40 dias
Termofílica	43 – 55 °C	15 – 20 dias

Fonte: Al Seadi (2008).

### 2.5.1.10 Ácidos graxos voláteis (AGV)

Os ácidos graxos voláteis são compostos intermediários (acetato, propionato, butirato, lactato), produzidos durante acidogênese, com uma cadeia de carbono de até seis átomos. Na maioria dos casos, a instabilidade do processo da digestão anaeróbia vai levar ao acúmulo de AGV no interior do biodigestor, o que pode levar, além disso, a uma queda do valor de pH (AL SEADI et al., 2008).

Conforme Gerardi (2003) a faixa ótima de ácidos graxos voláteis para a produção de metano é de 50 a 500 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que pode ocorrer normalmente na faixa de 500 a 2000 mg.L<sup>-1</sup>.

#### 2.5.1.11 Inóculo

O inóculo corresponde a uma determinada concentração de micro-organismos capazes de acelerar o processo de fermentação. Desta forma, a vantagem da inoculação é reduzir o tempo de partida e alcançar mais depressa o período de estabilização do funcionamento do biodigestor com produção normal de biogás. Leite et al. (2009) diz que os inóculos geralmente utilizados são lodos de estações de tratamento de esgotos ou alguns materiais de origem animal, como esterco bovino e outros.

Para um inóculo definido, a produção de metano de um substrato orgânico está diretamente relacionada com o grau de solubilização, enquanto que, a taxa de degradação dependerá da etapa mais limitante do processo de digestão anaeróbia. A influência do inóculo sobre o processo de digestão anaeróbia é dependente dos fatores: relação origem / fonte, da concentração, da atividade, da pré-incubação, da relação aclimatação / adaptação e do armazenamento (RAPOSO et al., 2011).

Além disso, para Jain, et al. (2015) o processo de digestão anaeróbia pode ser afetado por componentes como palha, pedaços de madeira, matéria inorgânica como areia, vidro, metais ou componentes poliméricos como plásticos.

## 2.6 BIOGÁS

O biogás é uma fonte de energia renovável. Pierobon (2007) define o biogás como uma das inúmeras formas de fixação de energia proveniente do sol, na forma de energia química, disponível através da queima simples. Para Bley Jr. (2014) o biogás na natureza é resultante da ação degradativa de micro-organismos sobre a biomassa dos resíduos orgânicos. É importante separar os conceitos de biogás e de biometano. Biogás corresponde à matéria prima oriunda da decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Enquanto que o biometano é um combustível proveniente da purificação do biogás. Essas definições podem ser encontradas na Lei nº 12.490/2011 uma vez que considera que o biometano atende a definição de biocombustíveis, incluindo-o na matriz energética do país de forma definitiva como biocombustível. Bley Jr. (2014) salienta que o biogás difere-se dos demais gases combustíveis somente pela sua origem, que se dá com a biodigestão de resíduos orgânicos.

De acordo com Coelho et al. (2001) a descoberta do biogás, também denominado gás dos pântanos, foi atribuída a Shirley, em 1667. Já em 1776, Alessandro Volta percebeu a presença de metano no gás dos pântanos. Por outro lado, Nogueira (1986) diz que o Biogás foi identificado inicialmente por Robert Boyle em 1692. Durante meados do século XIX, Ulysse Gayon, aluno de Louis Pasteur realizou a fermentação anaeróbia de uma mistura de estrume contendo água, obtendo como resultado um gás que poderia ser utilizado como fonte de aquecimento e iluminação, segundo Pierobon (2007).

Na Índia a ideia de aproveitar o gás metano já não era estranha. No ano 1859, em uma colônia de leprosos, em Bombaim, foi utilizado pela primeira vez o biogás. Mais tarde, em 1895, teve lugar a primeira experiência europeia utilizando o biogás para iluminação de algumas ruas da cidade de Exeter, na Inglaterra (ZACHOW, 2000). Bley Jr. (2014) diz que a partir do século XIX surge uma fase mais tecnológica do biogás, sendo que o primeiro equipamento biodigestor foi criado em Mumbai na Índia.

No ano de 2013 foram apontadas 1.483 usinas operando com resíduos orgânicos para a produção de energia. O Japão lidera o ranking com 800 usinas, seguido pela Europa (452), China (100), Estados Unidos (86) e, na América do Sul, o destaque é o Brasil. O Estado de São Paulo abriga uma das maiores usinas de energia a partir de biogás do mundo, a usina termelétrica UTE Aterro Bandeirantes. O Aterro Gramacho, na baixada Fluminense, a partir de 2013 tornou-se o único fornecedor de biogás do mundo exclusivo para a refinaria de petróleo. Em fevereiro de 2013 foram registrados 22 aterros no País captando biogás e nesse mesmo ano foi instalado o Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás, o CIBiogás\_ER, no Parque Tecnológico Itaipu dedicado à geração a partir do biogás (BLEY JR., 2014).

Conforme Sganzerla (1983) qualquer tipo de material orgânico, na presença de bactéria metanogênicas, tem capacidade de produzir biogás. Enquanto House (2007) diz que quatro ingredientes são necessários para a produção de biogás: matéria orgânica, bactérias, condições anaeróbias e calor.

No Brasil, a produção do biogás destaca-se para o tratamento de efluentes domésticos e industriais com considerável carga orgânica, resíduos agropecuários e resíduos sólidos urbanos, os quais apresentam potencial significativo de produção (ZANETTE, 2009).

Arruda et al. (2002) considera que a produção de biogás, a partir da biomassa, começa a se processar por volta de 20 dias, aumentando até chegar ao máximo na terceira semana e conseqüentemente diminuindo lentamente durante o período de fermentação.

A composição dos resíduos afeta quantitativamente e qualitativamente a produção dos gases. A disponibilidade de frações mais facilmente degradáveis (carboidratos, proteínas e lipídios) significa maior quantidade de substrato para a atuação de micro-organismos. Desta forma, os resíduos com grande presença de matéria orgânica devem apresentar maior potencial de produção de gases (MACIEL, 2003). Além disso, Ryckebosch e Drauillon, Vervaeren (2011) salientam que a natureza das matérias-primas e as condições de funcionamento do processo de digestão anaeróbica determinam a composição química do biogás.

O biogás tem origem nos efluentes dos setores agroindustrial, urbano (lodo das estações de tratamento dos efluentes domésticos) e ainda nos aterros de resíduos sólidos urbanos sendo resultado da degradação biológica anaeróbia da matéria orgânica contida nos resíduos (FRARE; GIMENES; PEREIRA, 2009).

O rápido avanço econômico dos últimos anos e a elevação de consumo e preços de combustíveis convencionais fizeram com que este composto gasoso se tornasse tema de estudos e pesquisas no desenvolvimento de novas tecnologias e combustíveis para geração de energia (SALOMON, 2007).

De acordo com Salomon (2007) a utilização do biogás para a produção de energia apresenta diversas vantagens ambientais, sendo a principal a redução de emissões de metano e de consumo de combustíveis convencionais, os principais causadores do efeito estufa.

Também é possível dizer que a utilização do biogás como fonte energética renovável possui três papéis importantes na gestão de recursos como a diminuição da dependência de combustíveis fósseis (carvão, petróleo e o gás natural), visto que o mesmo é um combustível de qualidade e uma alternativa viável aos combustíveis convencionais; pode ser produzido a partir de quase todos os tipos de materiais orgânicos, desde insumos e resíduos agrícolas aos resíduos produzidos em diversas atividades humanas, auxiliando na gestão de resíduo e, por fim, reduz as emissões de metano, gás do efeito estufa (FERREIRA; MARQUES; MOLICO, 2012).

No Brasil, a principal matriz energética ainda é a energia hidráulica. No ano de 2012, a biomassa (o biogás está incluso nesta categoria) contribuiu com 6,8 % da matriz energética do país (AITA, 2014). Dhanya, et al. (2009) salienta que a produção de metano a partir da biomassa é importante para aumentar a independência energética e gestão de resíduos de forma eficiente.

Conforme Poeschl e Ward, Owende (2010) o biogás compreende uma mistura de gases incluindo metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) e sulfeto de

hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), sendo que os volumes variam de 50 – 75 % de  $\text{CH}_4$ , 25 – 45 % de  $\text{CO}_2$ , 2 % de  $\text{N}_2$  e 0,1 – 5 % de  $\text{H}_2\text{S}$  e, geralmente, saturado com água (2 – 7 % de  $\text{H}_2\text{O}$ ). Para Deublein e Steinhauser (2008) a densidade normal do biogás  $1,2 \text{ kg.m}^{-3}$  e os limites de explosão no ar de 6 % a 12 %. Dors (2006) comenta que o metano é um gás muito pouco solúvel em água em condições ambientais ( $2,86 \text{ mL.L}^{-1}$  a  $20^\circ\text{C}$ ) enquanto que o dióxido de carbono é muito mais solúvel ( $1770 \text{ mL.L}^{-1}$  a  $20^\circ\text{C}$ ).

O componente principal do biogás é o gás metano, sendo que, de acordo com Krich et al. (2005) o biogás gerado a partir de digestão anaeróbia contém cerca de 60 %  $\text{CH}_4$ . Para Sganzerla (1983) a composição média do biogás é de  $\text{CH}_4$  (60 a 70 %),  $\text{CO}_2$  (30 a 40 %) e traços de  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ . Enquanto que o poder calorífico, segundo Evans e Furlong (2003) consistindo de aproximadamente 60 % de  $\text{CH}_4$  e 40 % de  $\text{CO}_2$  varia de 5,5 a  $6,5 \text{ kW.m}^{-3}$ , tornando a produção desse gás um atrativo como um meio de geração de energia renovável.

No entanto, Salomon (2007) chama a atenção para o perigo na utilização do biogás quanto ao risco de explosões, devido a seus componentes quando o metano se mistura com o ar. A literatura recomenda que a concentração de metano seja mantida fora da faixa de 5 – 15 % (em volume) e a de oxigênio inferior a 3 – 15 %. A atenção maior deve-se concentrar para não ocorrer entrada de ar nas etapas de transporte, armazenamento ou tratamento. Enquanto que para Persson; Jönsson; Wellinger (2006) o poder calorífico do biogás, é inferior  $23 \text{ MJ.Nm}^{-3}$ .

O poder calorífico do biogás depende de seu teor de metano e grau de umidade e se o gás for desumidificado, o poder calorífico aumenta. Removendo-se também o dióxido de carbono, por borbulhamento em solução alcalina, o poder calorífico aproxima-se do correspondente ao metano puro, que seria próximo de  $9.000 \text{ kcal.m}^{-3}$  ( $10,5 \text{ kW.m}^{-3}$ ) (NOGUEIRA, 1986).

Por outro lado, Adene (2003) chama a atenção para contribuição importante em termos do efeito estufa, uma vez que o  $\text{CH}_4$  tem uma capacidade cerca de 21 vezes superior ao  $\text{CO}_2$  para reter a radiação infravermelha emitida pela terra para a atmosfera. Para contornar este problema o biogás deve ser queimado e o  $\text{CH}_4$  se converte em  $\text{CO}_2$ .

Conforme Salomon (2007) ao contrário do propano e do butano, o metano é um gás leve e de densidade mais fraca, isso dificulta sua liquefação, tornando difícil seu transporte e armazenamento fazendo com que ocupe um volume significativo.

No entanto, algumas impurezas diminuem sua qualidade como os mostrados na tabela 5.

Tabela 5 – Algumas impurezas e prováveis consequências na qualidade do biogás

<b>Impurezas</b>	<b>Prováveis Consequências</b>
<b>Água</b>	Acúmulo de água na tubulação
<b>H<sub>2</sub>S</b>	Corrosivo, inflamável, tóxico, odor desagradável, asfixiante
<b>CO<sub>2</sub></b>	Baixo poder calorífico, inerte, inviabiliza estocagem e compressão
<b>Siloxanos</b>	Com a combustão pode ocorrer formação de quartzo, SiO <sub>2</sub> , que podem depositar-se em velas de ignição, válvulas e nas cabeças dos cilindros podendo causar corrosão de superfície
<b>Hidrocarbonetos</b>	Corrosão de motores ao ser realizada a combustão
<b>NH<sub>3</sub></b>	Corrosão quando dissolvido em água
<b>O<sub>2</sub>/ar</b>	A mistura é explosiva devido às altas concentrações de O <sub>2</sub> no biogás
<b>Cl<sup>-</sup></b>	Corrosão
<b>F<sup>-</sup></b>	Corrosão

**Fonte:** Adaptado pelo autor de Kapdi et al. (2005); Ryckebosch, Drouillon, Vervaeren (2011); Henrard (2013).

De acordo com Holm-Nielsen e Seadi, Oleskowicz-Poliel (2009) o ciclo de produção de biogás representa um sistema integrado de produção de energia renovável, utilização de recursos, tratamento de resíduos orgânicos e reciclagem e redistribuição de nutrientes, gerando uma série de benefícios como: produção de energia renovável, reciclo de dejetos orgânicos, redução da emissão de gases de efeito estufa, redução de patógenos através de saneamento, melhoria da eficiência na adubação e vantagens econômicas para os agricultores.

## 2.7 BIOFERTILIZANTE

O biofertilizante é o produto da fermentação de um substrato orgânico, vegetal ou animal, por meio de um grupo de micro-organismos (PINHEIRO; BARRETO, 1996). Conforme observado por Gaspar (2003) após a produção de biogás, a biomassa fermentada deixa no interior do biodigestor sob a forma líquida, rica em material orgânico, o biofertilizante.

O biofertilizante é um adubo orgânico líquido produzido em meio aeróbico ou anaeróbico a partir de uma mistura de materiais orgânicos (esterco, frutas, leite), minerais (macro e micronutrientes) e água (NETO, 2006). O fertilizante orgânico pode ser definido como:

Todo produto de origem vegetal ou animal que, aplicado ao solo em quantidades, em épocas e maneiras adequadas, proporciona melhorias de suas qualidades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas, efetuando correções de reações químicas desfavoráveis ou de excesso de toxidez e fornecendo as raízes nutrientes suficientes para produzir colheitas compensadoras, com produtos de boa qualidade, sem causar danos ao solo, à planta ou ao ambiente (KIEHL, 1985, p. 132).

O uso do biofertilizante foi constatado no início dos anos 80, em lavouras de café e cana-de-açúcar. No ano de 1985, foram iniciadas as unidades de observação na cultura de seringueira, café e maracujá. O resultado alcançado com as pulverizações de biofertilizante líquido a 20 %, em diluição com água, mostraram a redução de ataques de fitopatógenos e de pragas, além do aumento da produção (SANTOS, 1991).

De acordo com Neto (2006) pode-se dizer que o biofertilizante por ser um produto fermentado por micro-organismos e ter como base a matéria orgânica, possui em sua composição quase todos os nutrientes. Os micro-organismos da fermentação diferem, grandemente, em relação ao tamanho, forma, morfologia, reações quanto ao oxigênio livre, modo de reprodução, crescimento e exigências alimentares. Esses micro-organismos produzem enzimas e com elas catalisam reações (PINHEIRO; BARRETO, 1996).

O principal objetivo dos micro-organismos é transformar o material orgânico e cinzas em vitaminas, ácidos e sais complexos importantes para os metabolitos secundários, terciários e quaternários das plantas e poupando energia livre ao serem absorvidos pelas folhas. Com isso, esses elementos transformados no processo impedem que pragas e doenças sejam desenvolvidas, regulando e tonificando o metabolismo das plantas (PINHEIRO; BARRETO, 1996).

O biofertilizante ao ser aplicado no solo melhora as qualidades estruturais e texturais desse solo. Além disso, Comastri Filho (1981) diz que o fertilizante orgânico é importante para estruturação e fixação do nitrogênio atmosférico tornando-se mais fácil de ser absorvido pelas plantas. Sganzerla (1983) adiciona a este resíduo que, quando desidratado, serve de volumoso para composição de rações que pode ser utilizada para alimentar peixes.

O uso do biofertilizante como produto alternativo vem crescendo em todo o Brasil. Tem a vantagem de que o próprio produtor rural pode produzi-lo. Além disso, conforme Caramelo (2010) os fertilizantes orgânicos surgem como uma alternativa para diminuir os custos com a adubação química.

No decreto nº 86.955, de 18 de fevereiro de 1982 do Ministério da Agricultura, aparece na lei pela primeira vez a palavra biofertilizante. O art. 3 traz o conceito de biofertilizante como sendo um produto que contenha princípio ativo ou agente capaz de atuar, direta ou indiretamente, sobre o todo ou partes das plantas cultivadas, elevando a sua produtividade (BRASIL, 1982).

No Brasil, até o ano de 1982, os fertilizantes orgânicos, não tinham nenhuma regulamentação, na legislação, quanto à produção, comércio e fiscalização. Somente em 2004, o Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro, aprovou o regulamento da Lei nº 6.894, de 16 de

dezembro de 1980 (BRASIL, 2004). Neste decreto, os fertilizantes orgânicos são considerados como produtos de natureza fundamentalmente orgânica, obtidos por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais (BRASIL, 2004).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 DELINEAMENTO DA PESQUISA

O trabalho consiste numa pesquisa experimental, com estudo transversal, de caráter qualitativo, quantitativo e descritivo.

Pesquisa experimental é aquela em que, quando se determina um objeto de estudo, selecionam-se as variáveis que seriam capazes de influenciá-lo, definem-se as formas de controle e de observação dos efeitos que a variável produz no objeto (GIL, 2010).

Os estudos de corte transversal compreendem uma metodologia positivista projetada para obter informações de variáveis em diferentes contextos, mas de forma simultânea. Esse tipo de estudo é feito quando há limite de tempo ou de recursos (COLLIS; HUSSEY, 2005).

Na pesquisa qualitativa ocorre implicitamente a aceitação influente de crenças e valores sobre a teoria, sobre a escolha e tópicos de pesquisa, sobre o método e sobre a interpretação dos resultados. Enquanto que na pesquisa quantitativa, crenças e valores pessoais não são considerados fontes de influência no processo científico. Além disso, na pesquisa qualitativa pode-se constatar um envolvimento emocional do pesquisador com o seu tema de investigação. Isso não ocorre na pesquisa quantitativa uma vez que se tenta obter o máximo de controle sobre o contexto (GÜNTHER, 2006).

Os métodos qualitativos e quantitativos não se excluem. Mesmo que difiram quanto à forma e a ênfase, os métodos qualitativos trazem como contribuição ao trabalho de pesquisa uma mistura de procedimentos de cunho racional e intuitivo capazes de contribuir para uma melhor compreensão dos fenômenos (NEVES, 1996).

A pesquisa quantitativa tem por objetivo garantir a precisão dos resultados, evitar distorções de análise e interpretação, possibilitando uma margem de segurança quanto às inferências feitas. Dessa forma, a abordagem quantitativa é frequentemente aplicada nos estudos descritivos, que procuram descobrir e classificar a relação entre variáveis e a relação de causalidade entre fenômenos (RAUPP; BEUREN, 2006).

Andrade (2002) destaca que a pesquisa descritiva preocupa-se com a observação dos fatos, em registrá-los, analisá-los, classificá-los e interpretá-los sem a interferência do pesquisador. Collis e Hussey (2005) ressaltam a importância da pesquisa descritiva para a identificação e obtenção de informações sobre as características de um determinado problema ou questão.

### 3.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O trabalho experimental entrou efetivamente em operação em agosto de 2015 na sala 3 junto ao Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Maria, localizada na cidade de Santa Maria – Rio Grande do Sul. Testes anteriores foram realizados de novembro de 2014 a julho de 2015 no Laboratório de Processamento de Combustíveis Renováveis (PROCORE), do mesmo Departamento.

Foi utilizado um biodigestor anaeróbio em aço inox de 200 L operado com capacidade útil de 120 L, tendo a seguinte configuração: um duto de entrada do afluente e um duto de saída do efluente (inclinação de 45 °C, 80 cm de comprimento e 10 cm de diâmetro), sendo que o nível da entrada fica ligeiramente superior acima em relação ao nível de saída, (5 cm). Internamente o biodigestor apresenta uma divisória, também em aço inox, numa altura de 40 cm do biorreator para proporcionar um fluxo e uma mistura sem curto-circuito e com a vantagem de estratificar as fases internas do processo de biodigestão. Na parte superior tem-se uma saída de gás para sua coleta. Enquanto que, na parte inferior do biodigestor encontram-se duas válvulas de saída do lodo residual. O biodigestor foi operado em fase mesofílica com temperatura controlada próxima dos 30°C. O equipamento apresenta revestimento, exceto na parte inferior e na tampa, com manta de fibra de vidro a fim de ajudar a manter a temperatura estabelecida. Sendo que, o processo da biodigestão foi conduzido de forma a ocorrer a etapa da aclimação dos micro-organismos até a etapa da estabilização. A Figura 2 traz uma imagem do biodigestor anaeróbio utilizado na pesquisa.

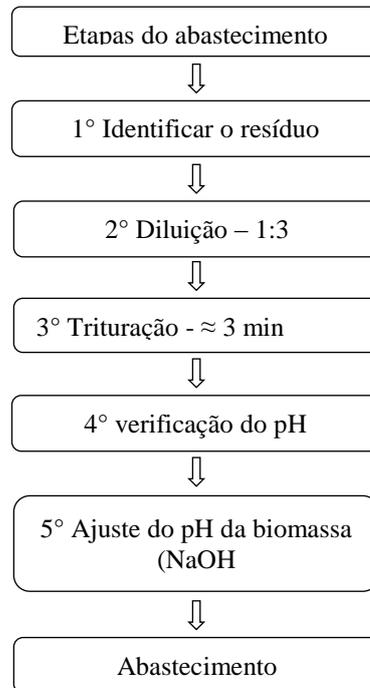
Figura 2 - Biodigestor anaeróbio utilizado no experimento



Fonte – Do autor

A Figura 3 mostra o fluxograma das etapas que eram seguidas para o abastecimento do biodigestor, sendo que na sequência do texto encontra-se todo o detalhamento dessas etapas.

Figura 3 - Etapas abastecimento do biodigestor



Fonte – Do autor

A fração orgânica dos RSU, utilizados neste trabalho, foram principalmente do preparo e, em proporções menores, das sobras das refeições proveniente de um restaurante localizado dentro da UFSM. O resíduo foi transportado em recipiente de 10 litros até a sala 3, onde foi submetido aos processos de: diluição (preparo da biomassa na proporção de 1 kg de material orgânico para 3 L de água de poço), de trituração, (em triturador industrial da marca Metvisa, num tempo médio de três minutos), e abastecimento do biodigestor, conforme Figura 4. O resíduo assim que coletado do restaurante era caracterizado fisicamente, tendo a seguinte constituição: cascas (manga, abobrinha, tomate, pepino, batata inglesa cozida e crua, batata doce, moranga, banana, chuchu, mamão, melão, melancia, abacaxi, maçã), sementes (mamão, melão, moranga, abóbora), pedaços de maçã, vagem cozida e crua, arroz integral e normal, presunto, mandioca cozida, massa temperada com guisado, massa sem tempero, polenta sem tempero, beterraba cozida e crua, cebolinha verde, cebola, cenoura, erva, salsinha, couve, alface, chicória, repolho, talos de brócolis, pimentão, rúcula, pedaços carne de porco cozida, restos de farinha de trigo e feijão cozido.

Figura 4 - – Processo de diluição (a, b), trituração (c) e abastecimento do biodigestor (d)



Fonte – Do autor

Na primeira carga do biodigestor foi adicionado, o inóculo (30 % de esterco bovino doado por um produtor rural) junto com o resíduo alimentar. Foi escolhido este tipo de inóculo por estar mais acostumado em trabalhar com material orgânico com alta composição de lignocelulósicos.

O esterco bovino tem grande quantidade de *Bacillus subtilis*, de grande importância no início da fermentação. Esse esterco ao entrar em processo fermentativo continua o catabolismo iniciado no estômago animal, mas lentamente inicia-se o anabolismo, sintetizando novos elementos, como proteínas, carboidratos e gorduras (PINHEIRO; BARRETO, 1996). Além disso, a temperatura quanto mais próxima de 38 graus (temperatura do rúmen) é melhor, pois abrevia o tempo de fermentação, para 20 dias (PINHEIRO; BARRETO, 1996). Desta forma, a escolha por trabalhar em temperatura mesófila ajuda na adaptação do inóculo utilizado.

Gradualmente o equipamento foi sendo abastecido até atingir sua capacidade útil de 120 L. Isso ocorreu em 20 dias e nos 10 dias seguintes foi mantida a biomassa em repouso. Nessa primeira carga do biodigestor, que ocorreu de forma gradual, foi utilizada uma relação de resíduo alimentar de 1:5 (1 kg de resíduo para 5 L de água) e a relação da diluição do inóculo também foi de 1:5. A opção por essa relação maior na primeira carga do biodigestor foi para dar maior mobilidade aos micro-organismos. Essa proporção de diluição foi baseada nos resultados obtidos por Lopes et al. (2002) onde o melhor percentual de umidade foi de 80 %.

Após este período o biodigestor foi operado com a relação resíduo/água de 1:3, conforme descrito anteriormente, sendo que esta relação foi utilizada para todo o período avaliado. O sistema de abastecimento do biodigestor foi caracterizado como batelada

alimentada em dois períodos de tempo de retenção hidráulico (TRH), 30 e 60 dias. Cada vez que alimentado, a mesma quantidade de efluente era retirada. O cálculo do tempo de retenção hidráulico é dado pela Equação 1.

$$\text{TRH} = \frac{\text{volume útil do biodigestor}}{\text{alimentação diária}}, (\text{d}^{-1}) \dots \dots \dots (1)$$

Sempre que necessário o pH foi ajustado, tanto na entrada quanto na saída do sistema, adicionando hidróxido de sódio (NaOH P.A – ACS, PM: 40,00), concentração de 1 N.

### 3.3 PARÂMETROS AVALIADOS E METODOLOGIAS APLICADAS

Para a avaliação do processo de biodigestão foram realizadas análises do afluente, do efluente, do lodo residual e da composição do biogás. As análises do afluente e a composição do biogás foram acompanhadas de setembro de 2015 a abril de 2016. O efluente foi avaliado de outubro de 2015 a abril de 2016. Enquanto que, as análises do lodo residual foram realizadas no último mês de operação da biodigestão, abril de 2016.

De forma automatizada foram monitoradas a temperatura e a pressão interna do biodigestor a fim de se ter maior controle do processo. Os parâmetros acompanhados durante a pesquisa foram detalhados na Tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros físico-químicos avaliados durante a digestão anaeróbia

Frações	Análises	Unidades	Frequência	Metodologias
Fração semi-sólida	DQO	mg.L <sup>-1</sup>	Semanal/quinzenal	Refluxo Fechado <sup>[1]</sup>
	DBO <sub>5</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	Semanal/quinzenal	Aparelho manométrico de DBO <sup>[1]</sup>
	NTK	mg.L <sup>-1</sup>	Semanal/quinzenal	Digestão de Nessler <sup>[1]</sup>
	O&G	mg.L <sup>-1</sup>	Semanal/quinzenal	Extração com N-Hexano <sup>[1]</sup>
	ST	mg.L <sup>-1</sup>	Semanal/quinzenal	Gravimétrico <sup>[1]</sup>
	SS	mL.L <sup>-1</sup>	Semanal/quinzenal	Gravimétrico <sup>[1]</sup>
	STV	mg.L <sup>-1</sup>	Semanal/quinzenal	Gravimétrico <sup>[1]</sup>
	COT	g.L <sup>-1</sup>	Semanal/quinzenal	Equacional <sup>[2]</sup>
	C/N	-	Semanal/quinzenal	Equacional <sup>[2]</sup>
	pH	adimensional	Diária	Potenciométrico <sup>[3]</sup>
Fração Gasosa	Temperatura	°C	Diária	Instrumental <sup>[3]</sup>
	Quantidade biocomposto	L	Semanal/quinzenal	Instrumental <sup>[3]</sup>
	Pressão	Bar	Diária	Instrumental <sup>[3]</sup>
	Produção de biogás	L	Diária	Instrumental <sup>[3]</sup>
	Composição CH <sub>4</sub> e NH <sub>4</sub>	%	Semanal	Cromatografia gasosa <sup>[3]</sup>

[1] Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

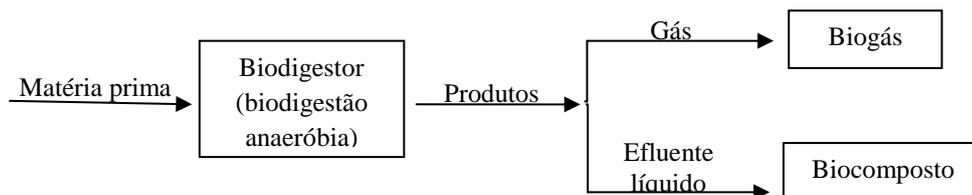
[2] Parâmetro determinado através de equação

[3] Parâmetros mensurados em equipamentos e/ou medição direta.

Fonte – Do autor

O processo de geração de biogás e biocomposto através de resíduo orgânico de restaurante, objeto principal deste trabalho, pode ser melhor visualizado no fluxograma da Figura 5.

Figura 5 – Processo de geração de biogás e biocomposto



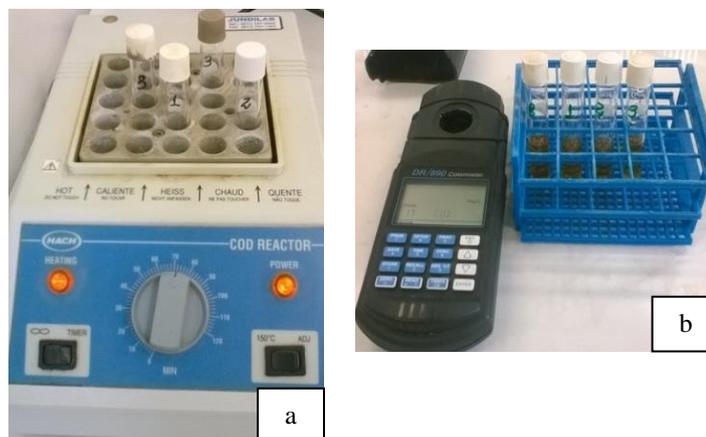
Fonte – Do autor

Os parâmetros do afluente e a composição do biogás foram acompanhados de setembro de 2015 a abril de 2016, os parâmetros do efluente foram avaliados de outubro de 2015 a abril de 2016. Já o lodo residual foi analisado apenas no mês de abril de 2016 sendo feitas análises de DQO,  $\text{DBO}_5$  e pH. Os parâmetros do afluente, efluente e do lodo foram analisados no Laboratório de Controle Ambiental (LabCAmb) junto ao Departamento de Engenharia Química da UFSM. Enquanto que a quantificação do teor de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  foram realizadas no Laboratório de Cromatografia Gasosa localizado no Departamento de Solos do Centro de Ciências Rurais da UFSM e pertencente ao Laboratório de Pesquisa em Biotransformação de C e N (LABCEN). Todas as análises foram realizadas em triplicata, sendo que os parâmetros do afluente foram avaliados quinzenalmente, os parâmetros do efluente semanalmente, os parâmetros do lodo residual quinzenalmente e a composição do biogás foi acompanhada semanalmente. Os dados amostrados em triplicata foram organizados com a significância de um desvio.

### 3.3.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO diz respeito à quantidade de oxigênio consumido na oxidação de materiais e substâncias orgânicas e minerais sob atuação de agente oxidante. Para determinar a DQO foi utilizado o reator de DQO, modelo 45600-00, comprimento de onda 420 nm, marca Hach sendo determinada pelo método colorimétrico 5220 do SMEWW. A leitura dos dados foi realizada no colorímetro marca Hach, comprimento de onda 460 nm, modelo DR/890, programa 17, (APHA/AWWA/WEF, 2005), como pode ser observado na Figura 6.

Figura 6 – Reator de DQO (a) e colorímetro (b) utilizados para determinar a DQO



Fonte – Do autor

### 3.3.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

Para Barbosa (2003) a DBO<sub>5</sub> determina a capacidade de degradação de um determinado efluente pela ação de bactérias aeróbias que consomem oxigênio em seus processos metabólicos e de respiração. As análises de DBO<sub>5</sub> foram realizadas conforme o método 5210 B do SMEWW, (APHA/AWWA/WEF, 2005). Foi utilizado o aparelho manométrico Hach, marca OxiDirect, com seis frascos de 500 ml, diluição e incubação de cinco dias a temperatura de 20 °C, em geladeira adaptada com controlador de temperatura, conforme Figura 7.

Figura 7 - Aparelho manométrico de DBO utilizado para caracterizar a DBO<sub>5</sub>



Fonte – Do autor

### 3.3.3 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK 0 – 1500 mg.L<sup>-1</sup>)

O NTK indica a quantidade de nitrogênio total presente no substrato (forma amoniacal e orgânica). NTK (0 a 1500 mg.L<sup>-1</sup>) foi determinado pelo método de digestão de Nessler, adaptado para a água, lodo e águas residuárias. Para fazer a digestão foi utilizado o equipamento da marca Hach, modelo digestor Digesdahl (Figura 8), as leituras foram feitas no colorímetro da marca Hach, comprimento de onda 460 nm, modelo DR/890, programa 65. Com o valor obtido foi calculada a concentração de NTK, conforme Equação 2.

$$\text{NTK} = (75 \cdot A) / (B \cdot C), (\text{mg.L}^{-1}) \dots \dots \dots (2)$$

Onde

A = volume em  $\text{mg.L}^{-1}$  (leitura dada pelo visor)

B = volume em mL (ou gramas) de amostra usada na digestão

C = volume em mL de material digerido usado para a análise

Figura 8 - Digestor Digesdahl e preparo das amostras de nitrogênio para analisar o NTK



Fonte – Do autor

### 3.3.4 Óleos e Graxas (O&G)

Conforme Sant'Anna (2013) o teor de O&G é um indicador global representativo de uma ampla classe de substâncias que podem ser solubilizadas e extraídas por solventes orgânicos.

O método utilizado para determinar a quantidade de óleos e graxas foi o gravimétrico com extração do n-hexano em soxhlet, marca Velp, a 20 ciclos por hora durante 4 horas em chapa elétrica de aquecimento, de acordo com APHA, 2005. Utilizou-se para filtrar a amostra um conjunto kitassato com funil de büchner em sistema a vácuo, conforme pode ser visualizado na Figura 9. O papel filtro utilizado no funil büchner foi do tipo qualitativo com gramatura  $80 \text{ g.m}^{-2}$ .

Figura 9 – Conjunto kitassato e Soxhlet



Fonte – Do autor

A equação para a determinação de óleos e graxas foi a Equação 3.

$$O\&G = \left[ \frac{(P2-P1) \times 1000}{\text{Vol. Amostra}} \right], (\text{mg.L}^{-1}) \dots \dots \dots (3)$$

Onde

P1 - peso do balão seco antes da extração (mg)

P2 - peso do balão seco após a extração (mg)

### 3.3.5 Sólidos Totais (ST)

Conforme Soares (2007) os ST expressam a quantidade total de compostos orgânicos e inorgânicos, solúveis e em suspensão contidos na amostra. A análise do ST foi realizada pelo método gravimétrico com secagem em estufa de 103 °C – 105 °C até peso constante e determinado conforme a Equação 4.

$$ST = [((P2-P1)/Vol. Amostra) \times 10^6], (mg.L^{-1}) \dots \dots \dots (4)$$

Onde

P1: peso do cadinho seco sem a amostra

P2: peso do cadinho com a amostra seca

Volume da amostra: em L

### 3.3.6 Sólidos Sedimentáveis (SS)

O método para determinar os SS baseia-se na sedimentação dos resíduos sólidos em suspensão devido a influência da gravidade e o resultado é fornecido em mL.L<sup>-1</sup> (MACEDO, 2003). Foi utilizado o cone de Imhoff de 1 L e deixado por 1 h para fazer a leitura direta na escala graduada na parede do cone, conforme Figura 10.

Figura 10 - Cone Imhoff utilizado para determinação dos SS



Fonte – Do autor

### 3.3.7 Sólidos Totais Voláteis (STV)

Após a determinação dos sólidos totais a amostra foi calcinada a 550 °C, em forno mufla, durante 1 hora. Essa amostra depois da calcinação foi subtraída dos ST obtendo-se assim os STV, ou seja, a massa de matéria orgânica que foi transformada em dióxido de

carbono e água. A diferença entre os sólidos totais e os sólidos voláteis determina a concentração de sólidos fixos. A análise foi realizada pelo método de queima a 550 °C - 2540 E (APHA/AWWA/WEF, 2005), conforme a Equação 5.

$$STV = [((P2-P3) \times 10^6) / \text{Vol. da Amostra}], (\text{mg.L}^{-1}) \dots\dots\dots (5)$$

Onde

P2: peso do cadinho com a amostra seca em estufa (mg)

P3: peso do cadinho com a amostra calcinada em forno mufla (mg)

Volume da amostra em L

### 3.3.8 Carbono Orgânico Total (COT)

O elemento químico carbono faz parte das estruturas moleculares das substâncias orgânicas (SANT'ANNA JUNIOR, 2013). Sendo assim, o teor de carbono é um indicador da presença de matéria orgânica num efluente e, por isso é importante conhecê-lo.

A determinação do COT do afluente e do efluente foi obtido a partir da determinação dos sólidos totais voláteis através da Equação 6 proposta por Golueke (1977). Os autores Inoue (2008) e Silva, (2009) também utilizaram esta metodologia em seus trabalhos.

$$COT = (STV / 1,8), (\text{g.L}^{-1}) \dots\dots\dots (6)$$

Onde:

STV: Teor de sólidos totais voláteis;

1,8: Fator de correlação constante.

### 3.3.9 Relação carbono/nitrogênio (C/N)

A relação C/N foi obtida pela equação que relaciona o nitrogênio total com o carbono orgânico total, conforme a Equação 7.

$$C/N = \frac{COT}{NTK} \dots\dots\dots (7)$$

### 3.3.10 pH

As leituras do pH foram realizadas com o uso de peagâmetro de bancada digital 0.00-14.00 pH/mV/°C modelo PHB – 500 e marca Ion. O aparelho também permitiu a leitura de temperatura como observado na Figura 11.

Figura 11 – Peagâmetro para leitura de pH e temperatura



Fonte – Do autor

### 3.3.11 Temperatura e Pressão

A temperatura é um importante parâmetro de controle da digestão anaeróbia uma vez que interfere na velocidade de degradação do resíduo, na estabilidade das enzimas, além de interferir nas condições do meio, como viscosidade e densidade (SOARES, 2007). Nessa pesquisa as leituras de pressão e temperatura foram acompanhadas de forma automatizada sendo realizadas por um módulo de aquisição e registro de dados, FieldLogger, da Novus. Essas leituras eram importantes para se ter um controle do processo, principalmente em relação à temperatura.

### 3.3.12 Produção de Biocomposto

O biocomposto foi retirado sempre que realizada a alimentação do biodigestor e quantificado em litros, sendo que a mesma quantidade de material que era colocado, também, era retirada.

### 3.3.13 Produção de biogás e estimativa do volume de metano

O volume de biogás gerado foi monitoramento diariamente durante o período de março a abril de 2016 (61 d) e sua quantificação foi realizada através da leitura feita pela movimentação do gasômetro (Figura 12) e calculada pela Equação 8. Já a estimativa do volume de metano gerado foi feita através da Equação 8 também utilizada no trabalho de Silva (2014). O gasômetro adaptado encontra-se conectado ao biodigestor e separado por uma distância de dois metros.

$$VC = AB \cdot H, (L) \dots \dots \dots (8)$$

Onde

VC = volume do cilindro

AB = área da base do cilindro ( $AB = \pi \cdot r^2$ )

H = altura de movimentação do gasômetro

$$\text{Volume CH}_4 \text{ gerado} = \% \text{ CH}_4 \cdot \text{volume do biogás gerado}, (L) \dots \dots \dots (9)$$

Figura 12 – Gasômetro adaptado, (a) sem biogás e (b) com biogás, conectado ao biodigestor para realização da leitura da altura de movimentação do gasômetro

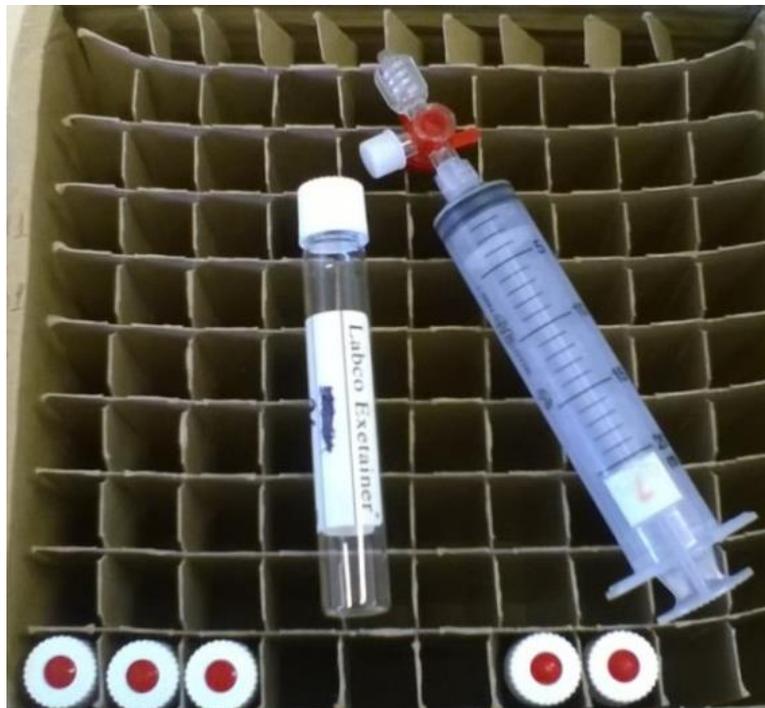


Fonte – Do autor

### 3.3.14 Composição CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>

Para caracterização do biogás coletou-se amostras uma vez por semana, em triplicata, utilizando seringas de polipropileno de 20 mL, e, em seguida, transferidas aos vidros exetaineres de 12 mL, conforme Figura 13. Os vidros exetaineres podiam ficar até 15 dias armazenados em temperatura ambiente, aguardando que as amostras fossem analisadas. As análises foram feitas por cromatografia gasosa, injetando-se as amostras de biogás contidas nos exetaineres, no cromatógrafo gasoso tipo GC 2014, Greenhouse e marca Shimadzu, equipado com Detector de Ionização de Chama (FID) para leitura de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> e detector de captura de elétrons (ECD) para leitura de N<sub>2</sub>O, como na Tabela 7 e Figura 14. Os autores Champelaire e Verstraete, (2009); Dhanya et al., (2009); Bohrz, (2010); Banks et al. (2011); Scholz e Ellner, (2011); Marchesan de Oliveira, (2012); Araújo, (2013); Aita, (2014) também utilizaram este tipo de cromatografia gasosa para avaliar a composição do biogás de seus trabalhos.

Figura 13 – Seringa de coleta e exetaineres para armazenar o biogás durante as coletas



Fonte – Do autor

Tabela 7 - Características do cromatógrafo

Cromatógrafo Shimadzu GC - 2014	
Coluna	Empacotada
Gás de arraste	Nitrogênio (N <sub>2</sub> )
Temperatura de injeção	120 °C
Temperatura da coluna	80 °C
Temperatura do metanador	380 °C
Tipos de detectores	FID e ECD
Temperatura do detector FID	250 °C
Temperatura do detector ECD	325 °C
Tempo de retenção CH <sub>4</sub>	2,85 min.
Tempo de retenção CO <sub>2</sub>	5,20 min.
Tempo de retenção N <sub>2</sub> O	5,88 min.
Software	GC Solution v. 2.3

Fonte – Do autor

Figura 14 - Cromatógrafo



Fonte – Do autor

### 3.3.15 Cálculo da eficiência de remoção

Para o cálculo da eficiência de remoção foram avaliados os parâmetros: DQO, DBO<sub>5</sub>, O&G, ST, SS e os STV. Sendo que, foram considerados os valores do afluente e efluente durante o período de maior estabilidade do sistema e que caracteriza a fase de metanogênese. Houve a necessidade de interpolar os dados pelo fato do afluente ser avaliado quinzenalmente e o efluente semanalmente. A eficiência das amostras por ponto amostrado em triplicata foi determinada pela Equação 10. E a eficiência média durante a fase II, foi determinada pela Equação 11.

$$\varepsilon = \left( \frac{\text{Parâmetros do afluente} - \text{Parâmetros do efluente}}{\text{Parâmetros do afluente}} \right) * 100, (\%) \dots \dots \dots (10)$$

onde

$\varepsilon$  = eficiência de remoção

$$\tilde{\eta} = \sum_{i=j}^{\wedge} \eta_i / T, (\%) \dots \dots \dots (11)$$

onde

$\tilde{\eta}$  = eficiência média (eficiência média de remoção dos parâmetros para a fase II)

$\sum_{i=j}^{\wedge} \eta_i$  = soma das eficiências por ponto amostrado

T = período de tempo amostrado

### 3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Todos os dados obtidos foram amostrados em triplicata. Utilizou-se uma planilha eletrônica, no programa Excel<sup>®</sup> onde foram calculadas a média e o desvio padrão das amostras e comparados com um desvio para verificar a necessidade de excluir algum valor amostrado.

Os gráficos dos parâmetros avaliados foram realizados no programa OriginPro<sup>®</sup> versão 8.5, software livre.

Já a análise de regressão, com sua representação gráfica, para observar a correlação entre os parâmetros DQO, DBO<sub>5</sub>, NTK e o percentual de metano gerado foi realizado no programa Statistica versão 10, com acesso limitado para UFSM.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Com a finalidade de melhor discutir os dados separou-se o processo de biodigestão estudado em duas etapas. A primeira etapa, fase I, consiste na fase de aclimação dos micro-organismos e a segunda etapa, fase II, trata da metanogênese, onde o sistema encontra-se estável para produzir metano.

A separação em duas etapas deu-se através, principalmente, do comportamento do pH considerando para a fase I ( $\text{pH} < 6,0$ ) e fase II ( $\text{pH} > 6,0$ ), foi considerado a fase em que os micro-organismos estão aclimatados e que corresponde quando o teor de metano fica próximo dos 60 %, de observações durante o processo e com base na literatura. Silva (2014) considerou, na sua pesquisa, como sendo sistema estável quando o reator atinge uma faixa de pH entre 6,0 – 8,0 o que caracteriza a fase de metanização.

A fase I (aclimação) durou um período em torno de 112 dias, sendo que foi necessário ajustar o pH tanto da alimentação quanto do efluente gerado neste período. Após este período foi adicionado NaOH apenas na alimentação, quando o resíduo se apresentava ácido. Silva (2009) realizou estudo semelhante ao deste trabalho e também teve de controlar o pH, utilizando bicarbonato de sódio em função da acidez no meio que resultou em baixos valores de metano no biogás.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS PÂRMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Segundo o item 3.3 descrito na metodologia, a operação do biodigestor foi iniciada em agosto de 2015, sendo que no mês de setembro foram iniciadas as análises dos parâmetros físico-químicos do afluente e as análises da composição do biogás. O efluente foi avaliado a partir do mês de outubro de 2015 e as análises de lodo foram feitas em abril de 2016.

Foi analisado, primeiramente, os parâmetros de controle do processo de digestão anaeróbia, considerando a importância e a influência que estes exercem na biodigestão.

O valor médio do afluente para a DQO e  $\text{DBO}_5$  na fase I foram respectivamente de  $26.367 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ , e  $34.853 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$  e na fase II foram de  $228.462 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$  e  $83.587 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ . Observou-se que a  $\text{DBO}_5$ , na fase I para o afluente, foi maior que a DQO. Isso pode ter ocorrido pelo fato de se ter descartado os pontos extremos da  $\text{DBO}_5$  em função da ampla faixa de variação dos dados obtidos. Enquanto que, para o efluente na fase I, para o afluente e o efluente na fase II os valores de  $\text{DBO}_5$  foram menores dos valores da DQO seguindo a normalidade de remoção do material orgânico para estes parâmetros.

A relação DQO/DBO<sub>5</sub> na fase I para o afluente foi de 0,76 e na fase II foi de 2,73. Jardim e Canela (2004) consideram a relação DQO/DBO<sub>5</sub> < 2,5 para os resíduos facilmente biodegradáveis, faixa entre 5,0 >DQO/DBO<sub>5</sub> > 2,5, e salientam para o cuidado que se deve ter na escolha do processo biológico, para que se tenha uma remoção desejável de carga orgânica. Esses autores consideram esta faixa de variação da relação DQO/DBO<sub>5</sub> para qualquer tipo de resíduo. A Tabela 8 apresenta os valores dos parâmetros físico-químicos do afluente e do efluente nas fases I e II.

Tabela 8 – Parâmetros avaliados do afluente e do efluente

Parâmetros	Fase I - Afluente		Fase I - Efluente	
	Média/Desvio Padrão	Valores (mín. -máx.)	Média/Desvio Padrão	Valores (mín. -máx.)
pH (faixa)	-	5,29 - 6,40	-	4,68 - 6,40
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	280±66	160 - 388	218 ±92	65- 388
DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	26.367± 3.884	18.900– 34.100	85.256±59.629	8.460-147.100
BOO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	34.853±47.355	3.300 – 119.100	48.568±51.497	1.370-125.500
O&G (mg.L <sup>-1</sup> )	3.747±2.496	400- 6.600	2.140±3.170	130- 6.300
ST(mg.L <sup>-1</sup> )	23.895±5.586	14.695 – 32.143	11.730±2.735	5.365-15.933
SS (mL.L <sup>-1</sup> )	523±267	250 - 950	496±303	110 - 960
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	20.910±4.860	12.778 – 29.975	8.357±3.459	3.283-16.635
COT (g.L <sup>-1</sup> )	12±3	7 - 17	5±2	2 - 12
C/N	46±23	21 - 90	22±9	10 - 30

Parâmetros	Fase II - Afluente		Fase II -Efluente	
	Média/Desvio Padrão	Valores (mín. - máx.)	Média/Desvio Padrão	Valores (mín. - máx.)
pH (faixa)	-	4,82 - 6,30	-	6,20 - 7,26
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	112±37	51 - 161	274±42	191- 385
DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	228.462±77.956	116.000-362.000	10.652±6.841	2.000-27.000
DBO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	83.587±22.663	46.200-112.000	4.595±3.817	620 – 11.700
O&G (mg.L <sup>-1</sup> )	5.133±3.710	700 – 11.800	366±32	80 – 1.000
ST(mg.L <sup>-1</sup> )	25.327±6.301	16.865 – 35.778	11.923±4.331	2.695-17.975
SS (mL.L <sup>-1</sup> )	813±175	500- 995	55±32	20 - 150
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	21.894±6.959	13.018- 34.583	5.009±2.478	2.620 – 9.555
COT (g.L <sup>-1</sup> )	12±4	7 - 19	3±1	2 - 5
C/N	105±42	63 - 185	10±5	4 - 19

Fonte – Do autor

A partir da Tabela 8 é possível observar uma amplitude na variação dos dados, principalmente do afluente. Desta forma, fica clara a influência da heterogeneidade dos resíduos utilizados e, por isso, observam-se altos valores para os desvios, alguns até foram maiores que as próprias médias. A Figura 15 demonstra esta heterogeneidade.

Figura 15 – Amostras do resíduo utilizado



Fonte – Do autor

Reis (2012) ao estudar a biodigestão do resíduo alimentar da cozinha de um restaurante universitário obteve resultados semelhantes ao deste trabalho para a DQO, DBO<sub>5</sub>, ST e STV.

Leite et al., (2009) ao estudar a biodigestão de resíduos sólidos vegetais adicionados ao lodo de esgoto sanitário como inóculo, obtiveram nos primeiros 15 dias de monitoramento uma DQO em torno de 22.600 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, sendo reduzida ao longo do tempo para 800 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> aos 270 dias. Lastella et al. (2002) avaliaram a digestão anaeróbia de resíduos vegetais constituídos de frutas e verduras e caracterizaram o resíduo inicial com uma DQO de 98.000 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.

Elbeshbiyh, Nakhla e Hafez (2012) ao estudarem o potencial de geração de metano, através da fração orgânica de RSU e lodo primário de estação de tratamento de águas residuais municipal adicionados com três diferentes tipos de inóculo, obtiveram uma DQO total de 113.000 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, um teor de ST de 48.400 mg.L<sup>-1</sup>, um teor de STV de 27.900 mg.L<sup>-1</sup> e pH próximo de 4,6 ao caracterizarem o desperdício de alimentos. Observa-se que esses autores também obtiveram valores elevados para o afluente que trabalharam.

A eficiência de remoção dos principais parâmetros físico-químicos do processo de digestão anaeróbia para geração de biogás e biocomposto, através do resíduo orgânico de restaurante, pode ser visualizada na Tabela 9. Ressalta-se que para o nitrogênio total não foi calculada a eficiência de redução, pelo fato dos valores de saída terem sido superiores aos de entrada, sendo a mesma analisada no item 4.2.2. Também, não foi calculada a eficiência de remoção para o carbono orgânico total e nem para a relação C/N pelo fato de que os valores obtidos para estes parâmetros são estimativas feitas através de cálculos, apenas com a finalidade de se ter uma noção dos dados.

Tabela 9- Eficiência de remoção dos principais parâmetros físico-químicos em comparação a legislação atual

Parâmetros	Afluente Valor médio	Fase II – metanogênica	
		Efluente Valor médio	Percentual de remoção
pH (faixa)	4,82 - 6,30	6,20 - 7,26	-
NTK(mg.L <sup>-1</sup> )	112	274	-
DQO(mg.L <sup>-1</sup> )	228.462	10.652	95
DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	83.587	4.595	93
O&G (mg.L <sup>-1</sup> )	5.133	366	86
ST(mg.L <sup>-1</sup> )	25.327	11.923	51
SS (mL.L <sup>-1</sup> )	813	55	92
STV(mg.L <sup>-1</sup> )	21.894	5.009	76

Fonte – Do autor

Gyalpo (2010) tratando resíduos orgânicos provenientes de restaurantes de uma escola, relata que obteve uma remoção acima de 80 % em termos de DQO. Enquanto que Lastella et al. (2002) obtiveram um percentual de remoção tanto de DQO quanto de STV em torno de 70 %. No estudo de Reis (2012) a concentração de DQO no substrato afluente apresentou variações entre 18.309 a 29.909 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. No efluente essa variação foi de 7.575 a 16.000 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, atingindo-se eficiência máxima de remoção de 71 %, na última fase de monitoramento. Em tal estudo, foi obtido um percentual médio de remoção para os ST de 80 % e de STV de 82 %.

Através das análises dos parâmetros físico-químicos deste trabalho pode-se notar que a remoção dos STV foi maior que a dos ST. Rigo (2004) e Reis (2012) também verificaram este comportamento. Rigo (2004) justificou que as reduções no teor de STV foram maiores que os ST devido à matéria orgânica total ou STV presentes nos substratos serem totalmente degradados pelos micro-organismos anaeróbios o que não acontece, por exemplo, nos ST, pois neles também estão os sólidos fixos.

Leite et al. (2009) ao realizarem estudo semelhante a este observaram que o substrato de entrada era constituído de uma mistura com concentração média de sólidos totais de 40.000 mg. L<sup>-1</sup>, e a concentração de STV variou de 18.750 a 32.670 mg.L<sup>-1</sup>. Nesse estudo a concentração de STV do efluente variou de 3.274 a 6.200 mg.L<sup>-1</sup>, indicando uma expressiva eficiência na redução de STV no interior do reator, podendo proporcionar, conseqüentemente, uma taxa satisfatória de produção de biogás.

Os estudos de Bouallagui et al. (2003) tratando resíduos sólidos vegetais, de frutas e verduras, em um biodigestor tubular, com TRH de 20 dias e sob condições de mistura mecanizada

operado na faixa mesofílica, obtiveram eficiência de remoção STV entre 58 % a 75 %. Zhang et al. (2007) utilizaram a digestão anaeróbia para tratar resíduos alimentares e conseguiram uma remoção de STV de 81 %. Estoppey (2010) trabalhando com resíduos sólidos de uma cantina, obteve remoção de STV de cerca de 90 %, no entanto, o TRH adotado foi da ordem de 60 dias.

Conforme Rigo (2004) o processo de digestão anaeróbia geralmente se torna lento, em situações de alta concentração de sólidos suspensos e lipídeos, fatores estes que podem ser limitantes no tratamento dos resíduos.

## 4.2 ANÁLISE DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO AFLUENTE E DO EFLUENTE

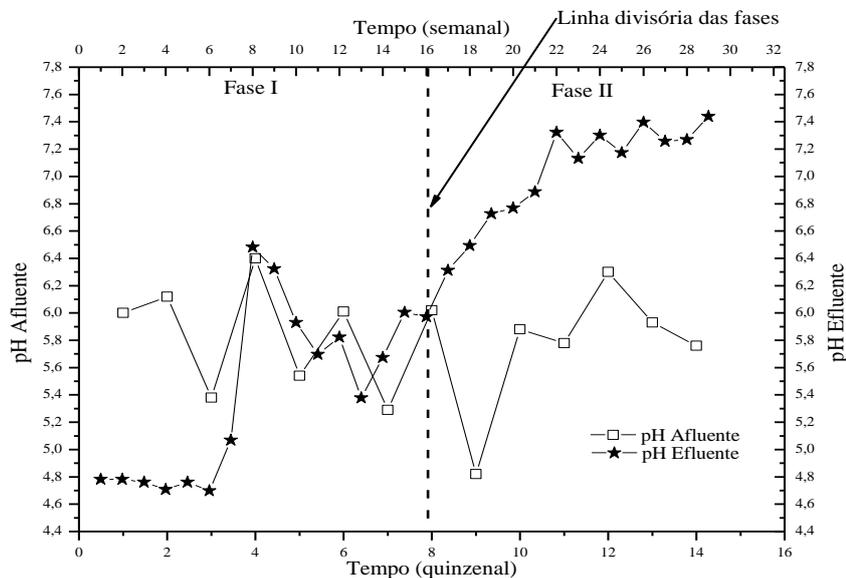
### 4.2.1 pH

Através da Figura 16 é possível observar o comportamento do pH do efluente que, após as intervenções relatadas, elevou-se e conseguiu atingir e manter-se na fase adequada, entre 6,0 a 8,0, considerada ideal para a fase de metanização.

No terceiro mês de operação (87 dias) o pH estava em 6,4, conforme Figura 16. No mês seguinte houve um declínio do pH que variou até 5,3 indicando a desestabilidade do sistema. Observou-se, neste período, exatamente o que os autores Van Haandel e Lettinga (1994) disseram e conforme já mencionado no item 2.5.1.3, na revisão de literatura,

Neste período foram tomadas algumas medidas que pudessem auxiliar no equilíbrio do processo. Foi adicionado NaOH (1 N na entrada e saída) e inóculo suíno na primeira semana e inóculo bovino na segunda e terceira semana seguinte. Essas medidas foram tomadas baseando-se no acompanhamento do processo e nas análises dos parâmetros físico-químicos que estavam sendo realizadas. Reis (2012) na sua pesquisa notou declínio do pH aos 60 dias de operação, sendo que o sistema só atingiu as condições normais de digestão anaeróbia após o 150 dias com adição de bicarbonato de sódio.

Figura 16 – Comportamento do pH para o efluente e afluente durante o processo de digestão anaeróbia



Fonte: Do autor

Neste trabalho, o sistema atingiu estabilidade na geração de metano, com percentual acima de 60 %, por volta da 18ª semana de operação, próximo de 126 dias. No trabalho de Reis (2012) a estabilidade operacional ocorreu por volta do 230º dia. No trabalho deste autor o tempo maior de estabilização pode ser justificado em função do tamanho do reator ser maior (500 L) e por ter sido operado em temperatura ambiente, mesmo que o resíduo utilizado tenha sido semelhante ao deste trabalho.

O pH é um dos fatores mais importantes a ser mantido para que o processo tenha eficiência. Segundo Henrard (2013) se o pH é elevado, devido à alta alcalinidade e a liberação de  $\text{NH}_3$ , isso acarretará maior dissolução de  $\text{CO}_2$  na fase líquida e maior concentração de  $\text{CH}_4$  no gás.

Como pode ser visualizado na Figura 16, o pH do afluente, na maioria das vezes, encontrava-se de forma ácida o que pode ser justificado pelo tipo e pela heterogeneidade do resíduo utilizado. Em função disso, a cada reabastecimento do biodigestor ao ser verificada acidez da biomassa era ajustado o pH, conforme procedimento previsto na metodologia.

Banks et al. (2011) afirmam que o teor de proteínas dos resíduos de comida dá um elevado teor de nitrogênio durante a hidrólise, o que conduz a concentrações elevadas de íons amoníaco no digestor baixando o pH. Esse fato, pode levar ao colapso do funcionamento da biodigestão levando a inviabilidade do processo.

Bouallagui et al. (2003), ao avaliarem a produção de biogás através de resíduos vegetais e frutas frescas em reator tubular, obtiveram uma faixa de pH de 3,7 a 4,2, sendo que após o tratamento desses resíduos a faixa de pH foi de 7,0 a 7,4.

Leite et al. (2009) ao estudarem a digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais observaram valores de pH para o efluente próximos de 5,0 até o período de 118 dias e, após este período, atingiu valores acima de 7,5 indicando a bioestabilização do processo.

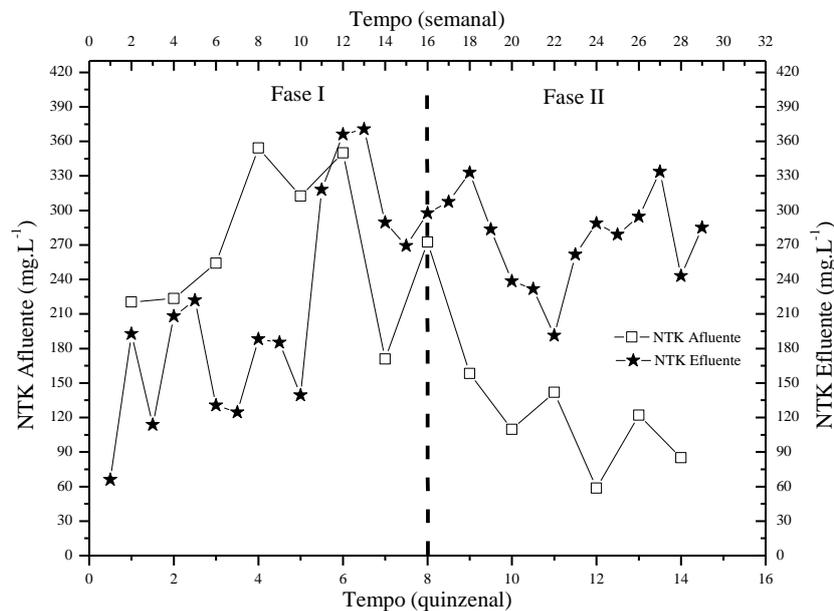
Izumi et al. (2010) encontraram valores de pH na faixa de 6,9 a 7,5 tratando restos de alimentos à temperatura de 37 °C por 16 dias, utilizando lodo de esgoto anaeróbio. Enquanto que Banks et al. (2011) obtiveram uma faixa de variação de pH entre 7,24 a 8,64 ao avaliar o resíduo alimentar domiciliar e comercial adicionado a pequenas frações de resíduos vegetais municipal através da digestão anaeróbia por 426 dias e TRH de 80 dias.

Ao serem comparados os valores de pH obtidos neste trabalho com alguns trabalhos da literatura, foi possível verificar que o comportamento apresentou-se semelhante, principalmente, porque os resíduos e as condições trabalhadas foram parecidas. Fica em comum, também, a todos os trabalhos comparados que os valores do pH para a faixa de metanização ideal estão entre 6,0 e 8,0.

#### **4.2.2 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)**

A análise do nitrogênio total, conforme mostra na Figura 17, indicou através da avaliação do efluente um aumento durante a fase II e que se iniciou ainda na fase I. Esse comportamento era esperado em função do tipo do resíduo utilizado apresentar, principalmente, carbono e nitrogênio na sua composição o que tende a ser acumulado durante a biodigestão. Porém, quando o processo de digestão anaeróbia funciona em condições adequadas tenderia a reduzir o nitrogênio total ao longo do tempo. Foi o observado durante o início da fase I onde o NTK médio do afluente foi de 280 mg.L<sup>-1</sup> e o NTK médio do efluente foi de 218 mg.L<sup>-1</sup>. Percebe-se que neste período, fase I, ocorreu uma redução do NTK.

Figura 17 – Comportamento do NTK para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia



Fonte: Do autor

Por outro lado, ao ser comparado o comportamento do NTK (Figura 17) com o comportamento do metano (Figura 26) no último mês avaliado, observa-se uma redução no percentual de metano e um aumento quase que constante do NTK. Isso indicou um desequilíbrio no processo, provavelmente com a perda de lodo microbiano (perda parcial de micro-organismos metanogênicos).

Além disso, outro fator que deve ser considerado é o TRH, pois a partir do sexta semana de operação foi necessário aumentar o TRH de 30 dias para 60 dias a fim de que auxilia-se na aclimação dos micro-organismos e melhore-se o funcionamento do processo nesse período. No entanto, quando ocorreu a aclimação dos micro-organismos foi mantido esse mesmo TRH. Isso pode ter contribuído para a perda de, principalmente, arqueas metanogênicas que ajudariam a reduzir o conteúdo de nitrogênio, através da incorporação de nitrogênio com novas células. Com isto se retornou ao TRH inicial de 30 dias.

Esta observação também foi confirmada ao ser avaliado o último mês dos parâmetros físico-químicos em que o lodo residual também foi verificado. Foi visualizado que neste período o lodo estava mais líquido.

Rigo (2004) ao estudar a aplicação de lipases como auxiliar no pré-tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos, também evidenciou um aumento do nitrogênio após 128 dias de aclimação de gorduras. Isso ocorreu devido a adição de proteínas no meio,

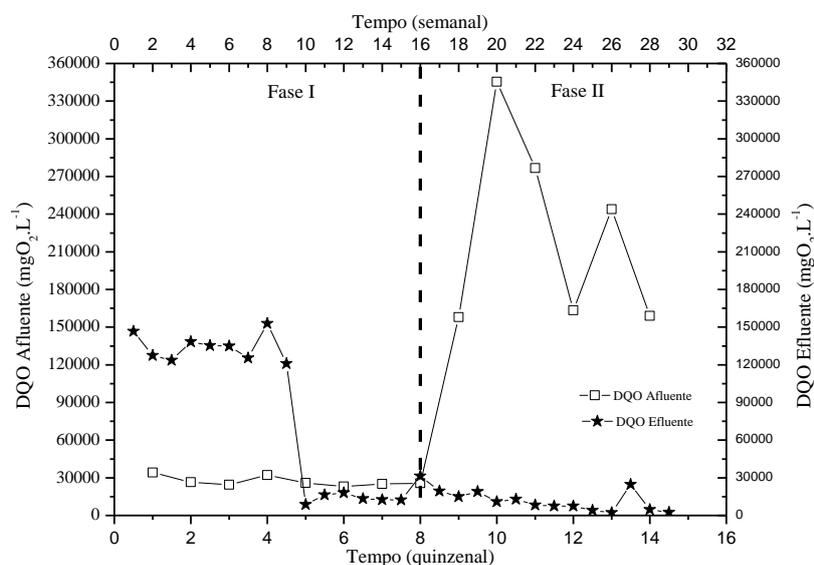
tendo encontrado valores máximos de  $500 \text{ mg.L}^{-1}$ . Embora, na atual pesquisa, o NTK tenha apresentado elevação antes mesmo da aclimação ocorrer, os valores finais foram menores que os de Rigo (2004) o que se justifica pelo fato dos resíduos estudados serem totalmente diferentes.

#### 4.2.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Através da Figura 18 é possível observar que o sistema reduziu substancialmente a quantidade de matéria orgânica durante o processo, mesmo que a análise do nitrogênio total tenha mostrado que a tendência desse material era de aumentar.

A representação gráfica da DQO chama a atenção para o comportamento dos valores de entrada dos resíduos. Nota-se que até a oitava quinzena os valores não tiveram oscilação significativa. Na verdade, isso ocorreu pelo fato de que até este período o material adicionado na biodigestão era basicamente de cascas de frutas e vegetais utilizados no preparo das refeições, conforme descrito no item 3.2 dos materiais e métodos. Após este período também foram adicionados, junto aos resíduos de cascas de frutas e vegetais, resíduos provenientes das sobras das refeições como arroz, feijão, massa, polenta, entre outros. Em função disso, foi observado comportamento fortemente oscilatório da DQO de entrada a partir da metade do processo.

Figura 18 – Comportamento da DQO para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia



Fonte: Do autor

Lopes et al. (2002) avaliaram a influência da umidade, entre 70 % e 80 %, na digestão anaeróbia de resíduos sólidos. Esses autores usaram a fração orgânica dos RSU (80 %) adicionada a esgoto sanitário como inóculo (20 %) e obtiveram valores médios no início de DQO de  $60.000 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  e no final de  $13.600 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ , para os reatores alimentados com 80 % de umidade e  $70.000 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ , para os reatores alimentados com 70 % de umidade. Portanto, Lopes et al. (2002) obtiveram melhores resultados para a DQO com a umidade de 80 %. As diluições efetuadas na pesquisa atual foram em aproximar as diluições do trabalho de Lopes et al. (2002).

Izumi et al. (2010) ao estudarem os efeitos do tamanho das partículas na digestão anaeróbia de resíduos alimentares, obtiveram um valor DQO total para o resíduo alimentar de  $250.500 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ . Valor não muito diferente da média encontrada na segunda fase deste trabalho para o afluente que foi de  $228.462 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ .

Leite et al. (2009) estudaram a digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais e observaram que a concentração de DQO variou de  $10.400$  a  $33.000 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  e no material efluente a redução da concentração de DQO foi diretamente proporcional ao tempo de operação do reator, aos 160 dias a concentração de DQO do material efluente era de aproximadamente  $2.400 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ .

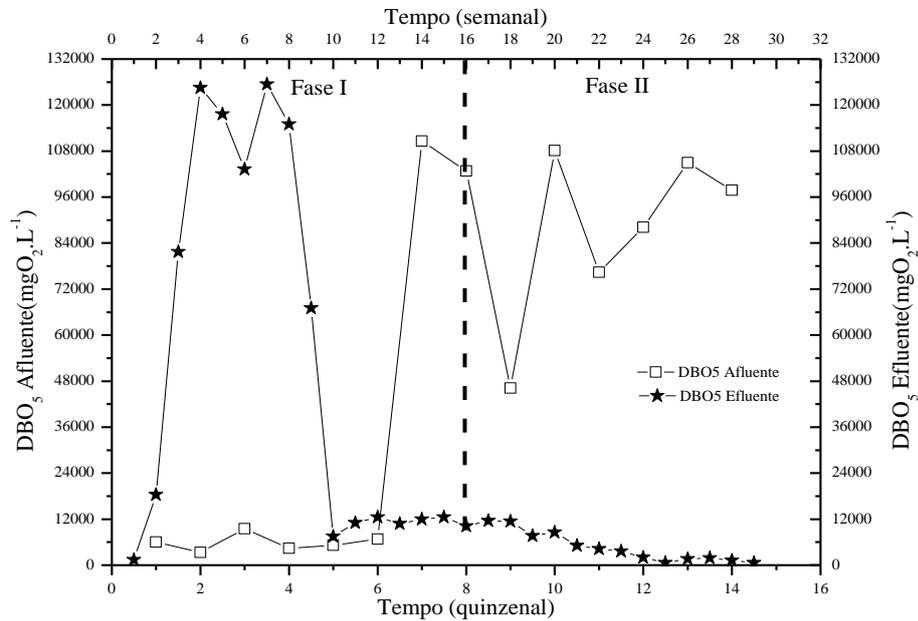
Na pesquisa atual, durante a fase II, a DQO média do afluente foi de  $228.462 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$  e a DQO média do efluente foi de  $10.652 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ , com uma redução de 95 %. Observa-se que o processo foi bem conduzido resultando num excelente percentual de remoção para este parâmetro.

#### **4.2.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

Conforme Figura 19 nota-se que a DBO<sub>5</sub> teve um comportamento semelhante ao da DQO o que indica a coerência e que o processo mostrou-se eficiente durante o período analisado, uma vez que a reação DQO/DBO<sub>5</sub> foi mantida nas diferentes amostras.

Foi possível observar na Figura 19 que, com a avaliação da DBO<sub>5</sub>, ocorreu uma grande degradação da matéria orgânica pela ação dos micro-organismos.

Figura 19 – Comportamento da DBO<sub>5</sub> para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia



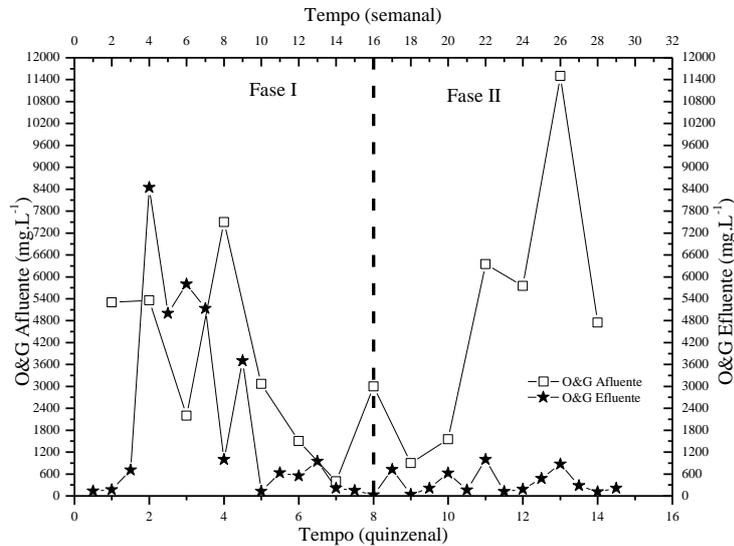
Fonte: Do autor

Observa-se para as análises de DQO e DBO<sub>5</sub> até a oitava semana, fase I, que os valores do efluente foram superiores aos do afluente o que indica que os micro-organismos estavam em fase de aclimação.

#### 4.2.5 Óleos e Graxas Totais (O&G)

Ao observar a Figura 20 percebe-se que o resíduo utilizado apresenta, além de valores altos, bastante variabilidade nos dados que caracterizam o afluente. Quanto ao efluente percebe-se que as primeiras semanas apresentaram também valores elevados e que depois conseguiu reduzir significativamente o teor de O&G, permanecendo quase que constante até o final do período avaliado.

Figura 20 – Comportamento dos O&G para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia



Fonte: Do autor

Angelidaki e Ahring (1992) ao estudarem os efeitos dos ácidos graxos de cadeia longa na digestão anaeróbia em temperatura termófila, detectaram que a inibição da taxa de metano pode ocorrer com a presença de óleos e graxas com valores de até 100 a 200 mg.L<sup>-1</sup>. Este foi um dos motivos de ter se espaçado o TRH de 30 para 60 dias. Com o passar do tempo percebe-se que a intervenção feita contribuiu positivamente, uma vez que a quantidade de O&G diminuiu consideravelmente ficando com variabilidade menor. Cavaleiro, Pereira e Alves (2008) afirmam que para aumentar a atividade da digestão anaeróbia e da transformação dos efluentes ricos em lipídios a alimentação descontínua é bem recomendada. Este fator pode ser creditado à separação das gorduras presentes e sua retenção nas camadas superiores do biodigestor, uma vez que a gordura tem densidade inferior à da água.

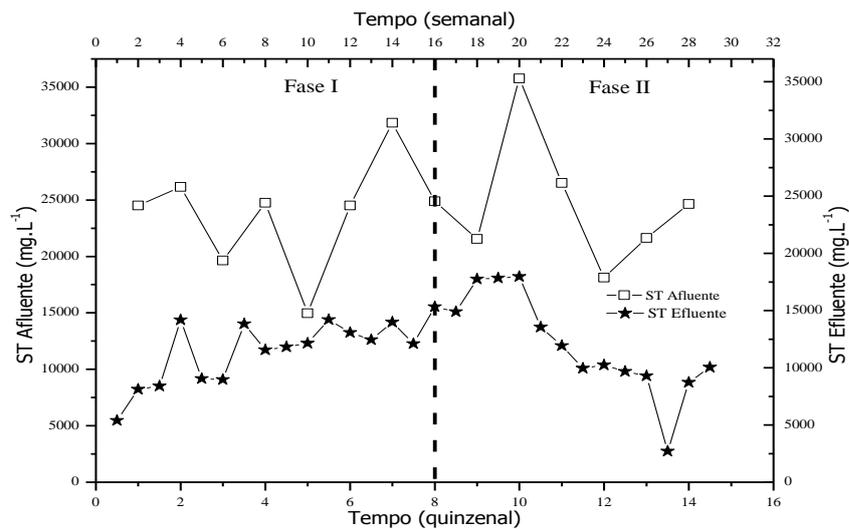
Com a adição de mais inóculo, conforme previsto na metodologia deste trabalho, ao ser observado o período a partir 12<sup>a</sup> semana verifica-se aumento do pH (Figura 16), diminuição da DQO (Figura 18), diminuição DBO<sub>5</sub> (Figura 19), e diminuição dos O&G (Figura 20). Isso indica que o processo estava, realmente, com carência de micro-organismos, principalmente de arqueas metanogênicas, para o funcionamento adequado da digestão anaeróbia com produção de metano. Portanto, a introdução de novas células foi um fator determinante e o que mais se destacou no encaminhamento da aclimatação do sistema.

#### 4.2.6 Sólidos Totais (ST), Sólidos Sedimentáveis (SS) e Sólidos Totais Voláteis (STV)

Através da análise das Figuras 21, 22 e 23 é possível observar que houve uma degradação da matéria orgânica bastante significativa para os ST, SS e STV, mesmo que os valores ainda indiquem grande quantidade de material orgânico no processo. O que indica uma possibilidade de continuidade da degradação da matéria orgânica. Ou seja, as reações, por conta dos micro-organismos, continuam a ocorrer.

Os ST compreendem as substâncias ou partículas que se encontram dissolvidas e em suspensão no líquido e são divididas em STV, que representam a fração orgânica, e sólidos fixos (SF), que correspondem a fração inorgânica.

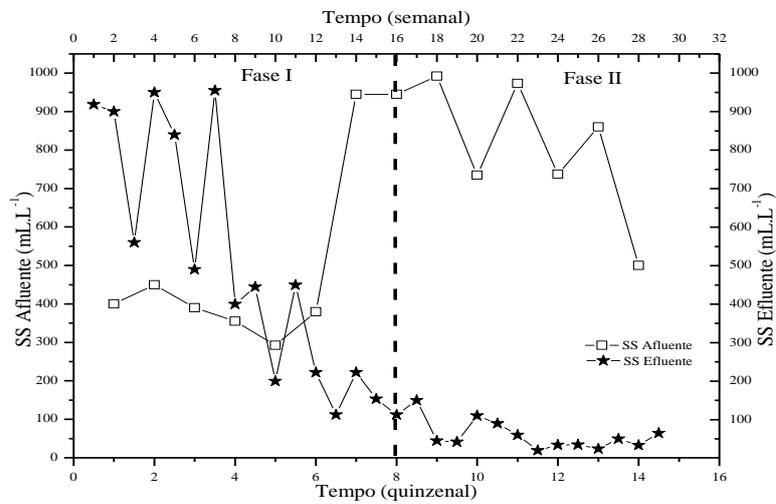
Figura 21 - Comportamento dos Sólidos Totais (ST) para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia



Fonte: Do autor

Observa-se, inicialmente, que os SS, Figura 22, eram maiores na saída do que na alimentação. Isto pode ser creditado à adaptação inicial dos micro-organismos, pois parte do inóculo tende a ser transformado.

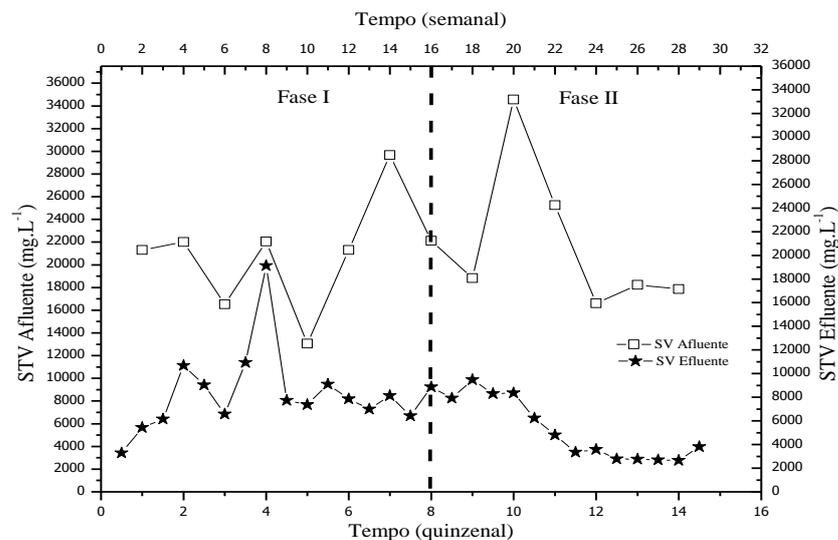
Figura 22 - Comportamento dos Sólidos Sedimentáveis (SS) para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia



Fonte: Do autor

De acordo com, Leite e Povinelli (1999) como no processo anaeróbio a bioconversão só irá acontecer na fração teoricamente orgânica do substrato, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis maior, também, deverá ser a taxa de bioconversão do resíduo. A Figura 23 indica exatamente esse comportamento. Onde, observa-se, principalmente na fase II, uma excelente remoção de STV e, com isso há uma grande probabilidade de conversão em CH<sub>4</sub>.

Figura 23 - Comportamento dos Sólidos Totais Voláteis (STV) para o afluente e efluente durante o processo de digestão anaeróbia



Fonte: Do autor



Bouallagui et al. (2003) durante seus estudos obtiveram uma relação C/N para os resíduos de frutas frescas e resíduos vegetais que variaram de 17,5 a 35, mostrando que a heterogeneidade do resíduo influencia na relação C/N.

Leite, Lopes e Prasad (2001) num estudo realizado com a fração orgânica dos RSU adicionando rúmen bovino como inóculo sob diferentes concentrações, em sistema batelada, obtiveram uma relação C/N da massa “*in natura*” acima da média recomendada, que é de 20 a 30. Esses autores constataram que embora trabalhando com relações C/N variando de 35,83 a 42,18, não foi verificado desequilíbrio no processo.

Zhang et al. (2007) ao estudarem o tratamento de resíduos alimentares na Califórnia através da digestão anaeróbia por 28 dias, obtiveram uma relação C/N de 14,8. Enquanto que no atual trabalho foi encontrado um valor médio para a relação C/N de 22 desde a 16ª semana, por volta de 112 dias.

#### 4.3 AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO LODO RESIDUAL

Foram realizadas análises do lodo residual no último mês de operação do biodigestor anaeróbio, de forma quinzenal para avaliar o lodo mais denso que se acumula no fundo do biodigestor. Por isso esperou-se um volume suficiente para avaliação. A Tabela 10 mostra os valores obtidos. Observa-se que mesmo que o biodigestor tenha aquecimento interno próximo dos 30 °C (operação mesofílica) foi observado que, no fundo do equipamento, onde o lodo residual se acumula, a temperatura sofreu uma queda significativa. Isso ocorreu pelo fato de que o sensor de aquecimento fica localizado no meio do equipamento e o aquecimento vai se dissipando para as extremidades e que no fundo do biodigestor não tem a proteção térmica da lã de vidro. Como da metade do mês de abril em diante as temperaturas externas ao biodigestor foram mais baixas, o lodo sofreu alteração em sua temperatura. No entanto, observa-se que o pH, a DQO e a DBO<sub>5</sub> aumentaram neste período o que indica um aumento no acúmulo de matéria orgânica.

Tabela 10 – Parâmetros físico-químicos do lodo residual

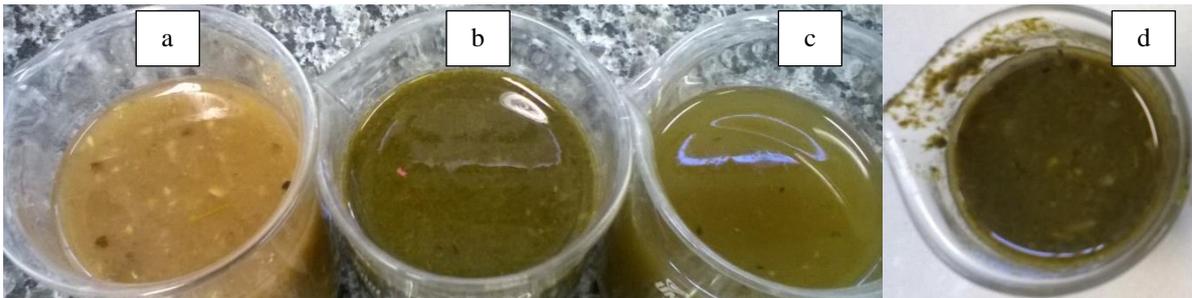
Lodo residual Amostra e data	pH	T°C	Média/Desvio Padrão DQO mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	Média/Desvio Padrão DBO <sub>5</sub> mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
1 e 15/04/2016	6,83	31	122.000 ± 3.536	17.800 ± 990
2 e 29/04/2016	7,96	23	173.000 ± 10.607	22.450 ± 71

Fonte – Do autor

A Figura 25 mostra, em (a) o resíduo alimentar de restaurante adicionado na digestão anaeróbia, (b) o lodo residual e, em (c) o efluente correspondente ao primeiro dia de amostragem do lodo residual. Enquanto que, (d) mostra o lodo residual da segunda amostragem, 15 dias após a primeira amostra de lodo.

Foi observado que, visualmente, nestas duas amostragens do lodo residual a primeira amostragem apresentava-se mais líquida e de coloração mais clara em relação a segunda amostra. Mesmo que, na Tabela 10, seja possível observar que as análises de DQO e  $DBO_5$  apontaram que na segunda amostragem a remoção de material orgânico tenha sido maior. Possivelmente o lodo tivesse mais diluído no início do mês de abril em função da perda de micro-organismos conforme já discutido.

Figura 25 - Amostras de lodo residual: (a) resíduo alimentar após preparo; (b) lodo residual de fundo na 1° amostra; (c) lodo residual; (d) lodo residual de fundo na 2° amostra



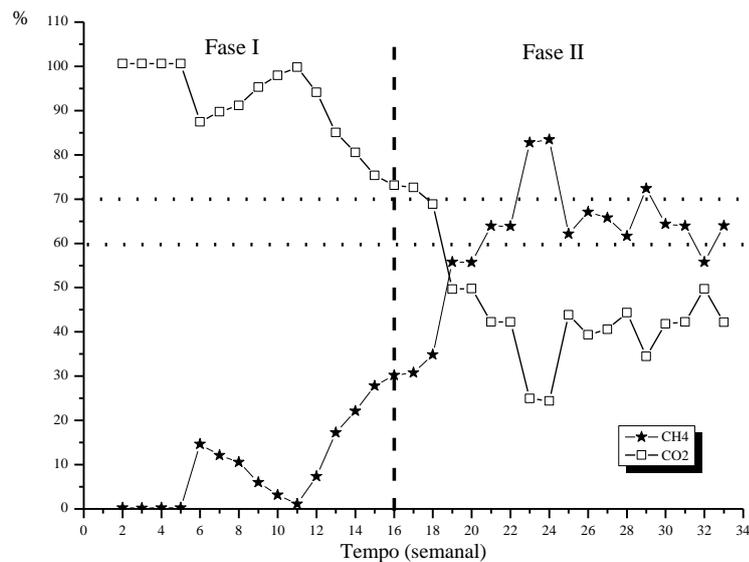
**Fonte:** Do autor

#### 4.4 ANÁLISE DO BIOGÁS

As análises da composição do biogás foram iniciadas no mês de setembro de 2015, um mês após o início da operação do biodigestor. Nas primeiras seis semanas o pH do efluente encontrava-se abaixo de 5,0 o que justifica a baixa produção de  $CH_4$  neste período. Silva (2009) diz que a redução no valor do pH afeta a taxa de crescimento dos micro-organismos metanogênicos, devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, comprometendo o desempenho do processo. Entretanto, quando este autor trabalhou com resíduos sólidos vegetais observou, na primeira etapa do processo, um pH variando de 4,98 a 5,83 e que os reduzidos valores experimentais de pH não contribuíram na totalidade para inibição do processo metanogênico, haja visto ter se verificado produção de metano.

A Figura 26 mostra a relação entre os percentuais de metano e gás carbônico no biogás, desprezando as frações menores de outros gases e contaminantes. Nas duas fases, aclimatação e metanogênese é possível observar os picos de produção que estão relacionados à aclimatação dos micro-organismos e a heterogeneidade do resíduo utilizado neste trabalho.

Figura 26 - Porcentagem de metano e gás carbônico no biogás



Fonte: Do autor

Observa-se, na Figura 26, que no início do processo de biodigestão o percentual de  $\text{CO}_2$  é nitidamente superior ao do  $\text{CH}_4$  e que, com o passar do tempo, na fase de metanização esse percentual se inverte.

Nessa mesma figura, verifica-se que a partir da 16ª semana do processo de digestão anaeróbia onde o pH encontrava-se acima de 6,0 o percentual de metano aumentou gradativamente de 31 % para um pico máximo de 83 %. Com o pH variando entre 6,0 a 7,3 durante a fase II a maior parte do tempo o percentual de metano variou entre 60 a 70 %, conforme indicado entre as linhas pontilhadas na fase II.

No entanto, no último mês avaliado observa-se uma tendência no teor de metano em reduzir. Alguns fatores como o aumento do NTK, do lodo residual estar mais líquido, do TRH de 60 dias, que não foi retornado para o TRH de 30 dias, e uma queda da temperatura externa do ambiente podem ter levado ao colapso de parte das arqueas metanogênicas, como já mencionado anteriormente, demonstrando essa queda no percentual de metano.

Através da Tabela 11 podem-se comparar alguns estudos que utilizaram resíduos similares ao deste trabalho e que obtiveram percentual de produção de metano semelhante ao da fase II deste trabalho.

Sabe-se que a grande quantidade total de material celulolítico é um dos principais fatores que eleva o tempo de operação ao se trabalhar com resíduo orgânico, principalmente o vegetal. A Tabela 11 mostra exatamente isso se pode observar que os períodos avaliados foram bastante distintos, mas, o percentual de metano foi bastante semelhante.

Tabela 11 – Porcentagem de metano gerado com diferentes resíduos orgânicos

Resíduo usado na alimentação	Período avaliado	% CH <sub>4</sub>	Referência
Resíduos vegetais de frutas e verduras	180 d	60-68	Lastella et al. (2002)
Frutas e vegetais	30 d	50-65	Bouallagui et al. (2003)
Fração orgânica dos RSU	100 d	65	Rao e Singh (2004)
Resíduos alimentares e lodo	150 d	37-62	Agdag e Sponza (2005)
Resíduo alimentar	28 d	73,14	Zhang et al. (2007)
Resíduos sólidos vegetais	231 d	61,5	Silva (2009)
Resíduos sólidos vegetais + lodo de esgoto sanitário	270 d	60	Leite et al. (2009)
Resíduos de cozinha	-	65	Estoppey (2010)
Resíduo alimentar	426 d	62,6	Banks et al. (2011)

Fonte: Organizada pelo autor

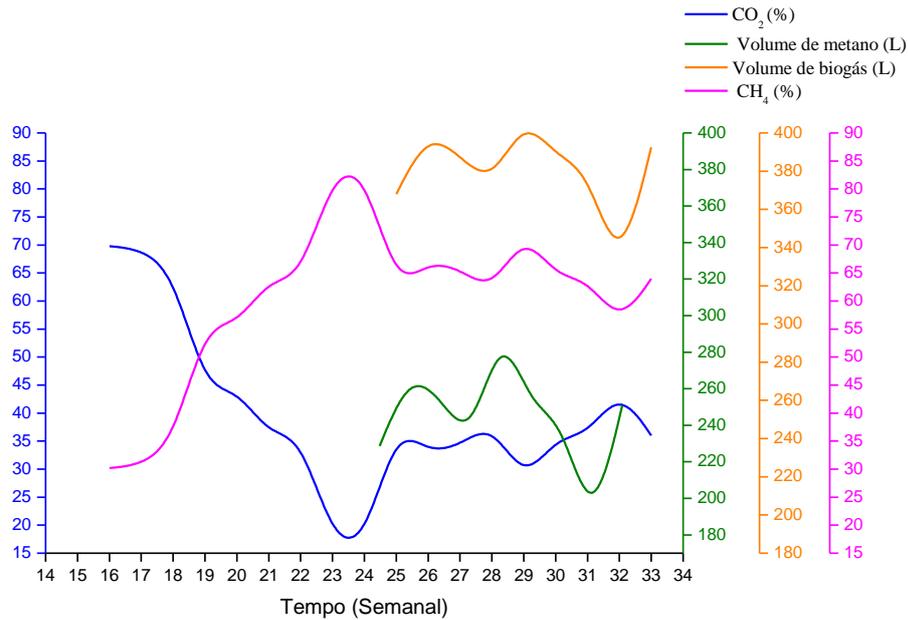
Durante o período em que o biodigestor foi operado e avaliado, agosto de 2015 a abril de 2016 foram tratados uma quantidade de 203 kg de resíduo orgânico de restaurante, foi utilizado 756 L de água e foi gerado 950 L de biocomposto. Enquanto que a volume total de biogás acompanhado nos meses de março e abril de 2016 foi de 3311,72 L e o volume total estimado para o metano, nesse período, foi de 2123,24 L. Sendo que a faixa de variação de produção de biogás diário entre março a abril foi de 41 L a 80 L. Na Figura 27 é possível visualizar o comportamento e a variação entre o volume biogás e CH<sub>4</sub> com o percentual de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>.

Silva (2009) realizou o estudo cinético por 294 dias do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais em duas etapas e conduziu o sistema em três câmaras separadas, com volume de 25 L cada câmara. Este autor observou que em 231 dias obteve a sua maior produção acumulada de biogás e metano de 56 L e 3,4 L, respectivamente.

Izumi et al. (2010) estudando o efeito do tamanho das partículas na digestão anaeróbia de resíduos alimentícios obtiveram uma produção acumulada de biogás de 0,35 L, durante 16 dias, utilizando um reator de 2 L.

No estudo atual, ao ser comparada a relação do volume de biogás gerado (3311,72 L) pela quantidade de resíduo tratado (49 kg) obteve-se um valor de  $67,6 \text{ L.kg}^{-1}$  para o período avaliado, março e abril de 2016. Isso indica conformidade com dados da literatura, Sganzerla (1983).

Figura 27 - Comparativo produção e percentual do biogás

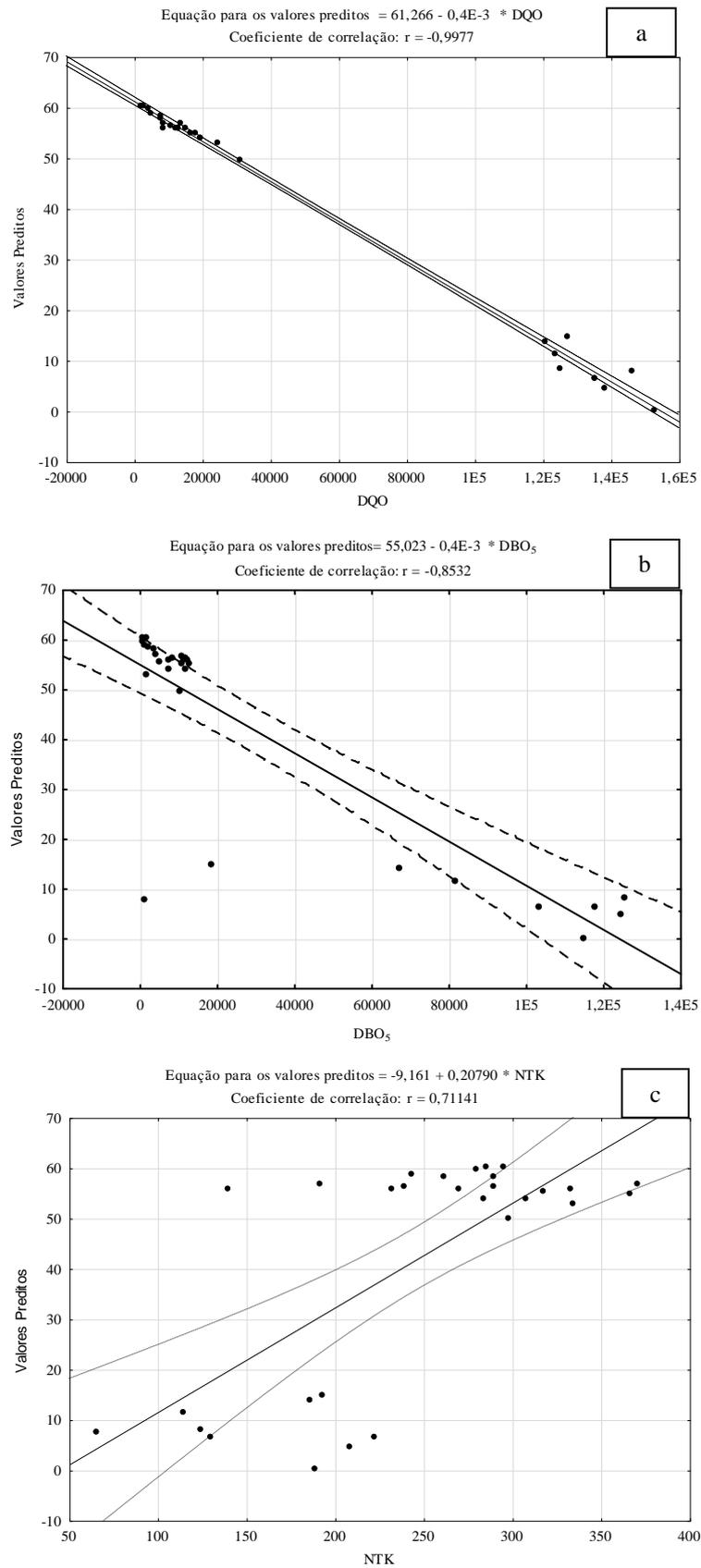


Fonte: Do autor

#### 4.5 ANÁLISE DE REGRESSÃO

Através da análise de regressão, com intervalo de confiança de 95 %, entre os parâmetros DQO, BDO<sub>5</sub>, NTK do efluente com o percentual de metano gerado (Figura 28), durante as 29 semanas acompanhadas, verificou-se que a DQO foi o fator que realmente influenciou na geração de metano. É possível observar que todos os coeficientes de correlação se mostraram bons. Porém, a DBO<sub>5</sub> e o NTK mostraram valores que se distanciaram dos valores preditos para o modelo.

Figura 28- Análise de regressão, (a) DQO, (b) DBO5 e (c) NTK

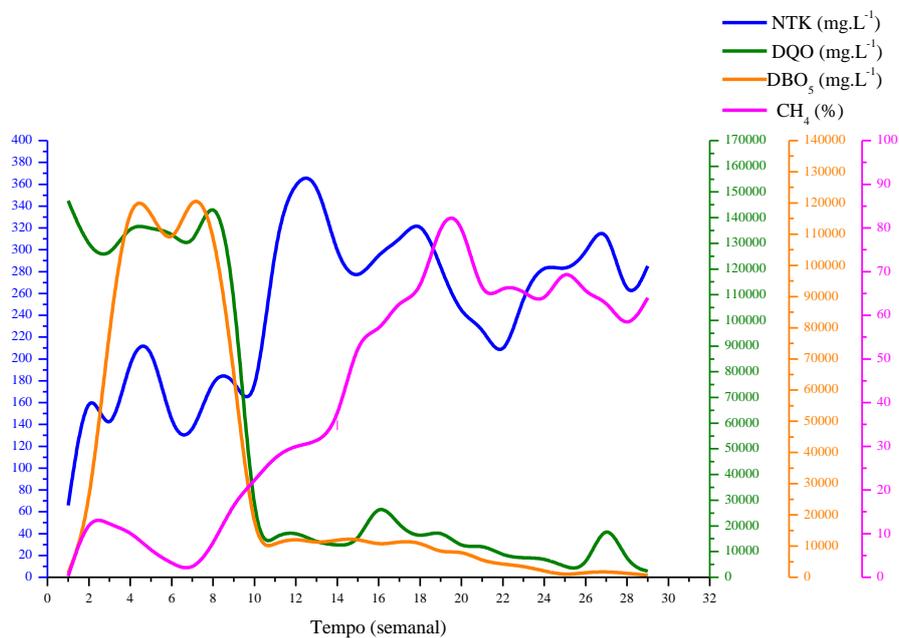


Fonte: Do autor

Ao ser comparado, de forma gráfica, a DQO, DBO<sub>5</sub> e o NTK do efluente com o percentual de metano gerado, Figura 29, observa-se que quanto maior a remoção da DQO e DBO<sub>5</sub> maior o percentual de metano gerado, o mesmo não ocorreu com o NTK em função das condições discutidas anteriormente.

Cabe ressaltar que o material celulósico presente no efluente é mais resistente à segregação microbiana, interferindo ligeiramente na análise de DBO<sub>5</sub>.

Figura 29 - Comparação entre DQO, DBO<sub>5</sub>, NTK e CH<sub>4</sub>



Fonte: Do autor

## 5 CONCLUSÕES

Tendo em vista os objetivos estabelecidos para esta pesquisa, no decorrer do trabalho constatou-se que é vital a necessidade de controle e acompanhamento do processo de biodigestão de forma diária desde sua partida até a geração dos seus produtos para que se tenha sucesso no tratamento.

Foi verificado que o resíduo orgânico de restaurante mesmo apresentando grande heterogeneidade na sua composição tem grande potencial para geração de biogás e biocomposto e que a digestão anaeróbia é uma boa forma de tratamento.

O gasômetro adaptado atendeu para medir a produção de biogás. A operação adequada do processo de digestão anaeróbia mostrou resultado coerente para a produção de metano com dados da literatura.

O sistema trabalhado atingiu estabilidade na geração de metano, com percentual acima de 60 %, por volta da 18ª semana de operação, próximo há 126 dias. O tempo para atingir o percentual de metano desejado, 60 %, esta de acordo com os trabalhos encontrados na literatura para o tipo de resíduo trabalhado e pela forma em que o processo foi conduzido.

Em relação aos parâmetros físico-químicos, mesmo tento encontrado, uma amplitude na variação dos dados foi alcançado excelentes taxas de remoção.

Ao ser comparada a relação do volume de biogás gerado pela massa de resíduo utilizada obteve-se um valor de  $67,6 \text{ L.kg}^{-1}$  mostrando conformidade com dados da literatura.

### 5.1 SUGEREM-SE A PARTIR DESTE TRABALHO

Que se conduzam pesquisas com mais de um biodigestor para que se oportunize comparar os comportamentos. Com isso poderia ser variado as condições de operação do equipamento como, por exemplo, com e sem agitação, com temperaturas diferentes ou com diferentes inóculos.

Testar outros resíduos.

Dar continuidade ao uso e tratamento dos produtos gerados.

## REFERÊNCIAS

- ABNT. **Norma Brasileira NBR 10004:2004**. Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro, RJ: ABNT. 10004:2004. Disponível em: <<http://www.videverde.com.br/docs/NBR-n-10004-2004.pdf>>. Acesso em: 30 jun. 2015.
- ADENE - **Estudo elaborado pela Agência de Energia**. Estudo de viabilidade do tratamento centralizado de resíduos agropecuários no Concelho de Montemor-o-Novo. Amadora –Brasil. 2003. 164 p.
- 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. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389406006984>>. Acesso em: 30 dez. 2015.
- AITA, B. C. **Uso de biofiltração na remoção do sulfeto de hidrogênio presente no biogás**. 2014. 109 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.
- AL SEADI, T.; et al. **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: 30 jun. 2015.
- ALVAREZ, R.; VILLCA, S.; LIDÉN, G. Biogas production from llama and cow manure at high altitude. **Biomass and Bioenergy**. V.30, p. 66-75, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953405001339>>. Acesso em: 16 jul. 2015.
- AMARAL, C. C, et al. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, vol.34, n°.6, p.1897-1902, nov/dez. 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v34n6/a35v34n6.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2015.
- ANDRADE, M. M. **Como preparar trabalhos para cursos de pós-graduação: noções prática**. 5 ed. São Paulo: Atlas, 2002.
- ANDRADE, M. R. **Biosistema para produção de biomassa microalgal e biometano**. 2009. 168 f. Tese (Doutorado em Engenharia e Ciência de Alimentos) Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2009.
- ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Effects of free long-chain fatty acidson thermophilic anaerobic digestion. **Appl Microbiol Biotechnol** (1992) 37: 808-812. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007%2FBF00174850>>. Acesso em: 30 de jul.2015.
- ANGELIDAKI, I.; SANDERS, W. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**. V.3, p. 117-129, 2004. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11157-004-2502-3>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21. ed. Washington: American Water Works Association, 2005. 1368 p.

ARAÚJO, G. M. **Remoção biológica de gás sulfídrico concentrado para tratamento do biogás.** 2013. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

ARRUDA, M. H, et al. Dimensionamento de biodigestor para geração de energia alternativa. **Revista Científica de Agronomia** da Faculdade de Agronomia e engenharia florestal, Garça, ano I. n. 2, dez. 2002. Disponível em: <<http://www.revista.inf.br/agro02/notas/notatecnica01.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). (2012) **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.** Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2012.pdf>>. Acesso em: 06 ago. 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). (2014) **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.** Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acesso em: 06 ago. 2015.

BANKS, C. J. et al. Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: Performance assessment by mass and energy balance. **Bioresource Technology.** V. 102, p. 612–620, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852410013404>>. Acesso em 24 mai. 2016.

BARBOSA, J. M. N. **Estudo do comportamento da DBO em suporte aeróbio de oxigênio puro. Coeficientes cinéticos e fatores de correlação.** Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Fiocruz, Rio de Janeiro, 2003.

BELGIORNO, V. et al. Energy from gasification of solid wastes. **Waste Management,** v. 23, n. 1, p. 1-15, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X02001496>>. Acesso em: 10 jul. 2015.

BLEY JR., C. **Biogás: a energia invisível.** 2ª ed. 2015, 178 p. Disponível em: <<https://www.ambienteenergia.com.br/index.php/2015/03/livro-biogas-energia-invisivel-esta-disponivel-para-download/25698>>. Acesso em: 27 jul. 2015.

BOHRZ, G. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos.** 2010. 152 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

BORBA, S. M. P. **Análises de modelos de geração de gases em aterros sanitários: estudos de caso Rio de Janeiro.** 2006. 134 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Disponível em: <[http://www.getres.ufrj.br/pdf/BORBA\\_SMP\\_06\\_t\\_M\\_int.pdf](http://www.getres.ufrj.br/pdf/BORBA_SMP_06_t_M_int.pdf)>. Acesso em: 10 jul. 2015.

BORGES, A. C. **Influência da estratégia de alimentação no desempenho do reator anaeróbio em batelada sequencial contendo biomassa imobilizada.** 2003. 170 p.

Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-04042005-174049/pt-br.php>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

BOUALLAGUI, H.; et al. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. **Bioresource Technology**. V. 86, p.85 – 89. 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852402000974>>. Acesso em: 20 dez. 2015.

BRAMBILLA, M. et al. Monitoring of the startup phase of one continuous anaerobic digester at pilot scale level. **Biomass and Bioenergy**. v. 36, p. 439- 446, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953411005976>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

BRASIL. **Decreto n. 86.955**, de 18/02/1982. Regulamenta a Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, alterada pela Lei nº 6.934, de 13 de julho de 1981, que dispõe sobre a inspeção e a fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes destinados à agricultura, e pelo Decreto-lei nº 1.899, de 1981, que institui taxas relativas às atividades do Ministério da Agricultura. Disponível em: <[legis.senado.gov.br/legislacao/ListaNormas.action?numero=86955&tipo\\_norma=DEC&data=19820218&link=s](http://legis.senado.gov.br/legislacao/ListaNormas.action?numero=86955&tipo_norma=DEC&data=19820218&link=s)>. Acesso em: 10 ago. 2016.

BRASIL. **Decreto n. 4.954**, de 14/01/2004 - Altera o Anexo ao Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004, que aprova o Regulamento da Lei n. 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas destinados à agricultura. Disponível em: <[www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2004/decreto/d4954.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d4954.htm)>. Acesso em: 20 jul. 2016.

BRASIL. **Lei n. 11.445**, de 05/01/2007 - Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm)>. Acesso em: 20 jul. 2016.

BRASIL. **Lei n. 12.305**, de 02/08/2010 – Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm)>. Acesso em: 20 jul. 2015.

CARAMELO, A. D. **Uso da fração orgânica de lixo urbano como substrato de biodigestor e como matéria-prima para a formação de mudas de quaresmeira (*Tibouchina granulosa*) com duas lâminas de irrigação**. 2010. 53 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Disponível em: <[http://base.repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/88288/caramelo\\_ad\\_me\\_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://base.repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/88288/caramelo_ad_me_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 10 jun. 2015.

CARDOSO FILHO, G. T. **Avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos na cidade de Parintins/AM: desafios e oportunidades à luz da política nacional de resíduos sólidos –**

**PNRS**. 2014. 110 p. Dissertação (Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia) Universidade Federal da Amazônia, Manaus. Disponível em: <<http://www.ppgcasa.ufam.edu.br/pdf/dissertacoes/2014/Gerson%20Filho.pdf>>. Acesso em: 08 jul. 2015.

CASSINI, S. T. Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. In: ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; CHERNICHARO, C. A. **Secagem e higienização de lodos com aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap. 5, p. 121-165.

CASTANHO, D. S.; ARRUDA, H. J. Biodigestores. IN: VI SEMANA DE TECNOLOGIA EM ALIMENTOS. V. 02, n. 21, Ponta Grossa. **Anais...** Ponta Grossa: EMBRAPA, 2008. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/chines1\\_000g7gph0mm02wx5ok0wtedt3q5rn9mk.pdf](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/chines1_000g7gph0mm02wx5ok0wtedt3q5rn9mk.pdf)>. Acesso em: 20 jul. 2015.

CAVALEIRO, A. J., PEREIRA, M. A., ALVES, M. Enhancement of methane production from long chain fatty acid based effluents. **Bioresource Technology**. V. 99, Issue 10, July, p. 4086–4095, 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852407007456>>. Acesso em: 20 nov. 2015.

CHERNICHARO C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: biodigestores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, v.5, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

COELHO, S. T. et al. **Estado da arte do biogás**. Relatório de acompanhamento. CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa. São Paulo, 2001.

COLLIS, J.; HUSSEY, R. **Pesquisa em Administração**: um guia prático para alunos de graduação e pós-graduação. Tradução Lucia Simonini. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2005, 349 p.

COMASTRI FILHO, J. A. Biogás independência energética do pantanal mato-grossense. **Circular Técnica**, EMBRAPA, UEPAE, Corumbá, MT, n. 9, out. 1981, 53p. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/CT09.pdf>>. Acesso em: 11 jun. 2012.

COSTA, E, S. G. M. **Tratamento de resíduos sólidos em reator anaeróbio de duplo estágio visando a obtenção de bioenergia e créditos de carbono**: estudo de caso CEASAMINAS. 2011. 108 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerias. Disponível em: <[http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/ENGD-8NNMHA/disserta\\_\\_o\\_eduardo\\_martins\\_da\\_costa\\_\\_\\_no\\_429\\_\\_\\_vers\\_o\\_final.pdf?sequence=1](http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/ENGD-8NNMHA/disserta__o_eduardo_martins_da_costa___no_429___vers_o_final.pdf?sequence=1)>. Acesso em abr. 2016.

CRAVEIRO, A. M.; LA IGLESIA, M. R. de; HIRATA, Y. S. **Manual de biodigestores rurais**. São Paulo: Ipt, 1982. 61 p.

DE GIOANNIS, G. Two-phase anaerobic digestion within a solid waste/wastewater integrated management system. **Waste Management**. V. 28. 2008. p. 1801–1808. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18191559>>. Acesso em: 19 jul. 2015.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources**. Weinheim: Wiley, 550p. 2008. Disponível em: <[http://projects.pixel-online.org/chemistry/files/ed\\_pack/04/further03/Deublein%20D.%20Steinhauser%20A.-Biogas%20from%20Waste%20and%20Renewable%20Resources.pdf](http://projects.pixel-online.org/chemistry/files/ed_pack/04/further03/Deublein%20D.%20Steinhauser%20A.-Biogas%20from%20Waste%20and%20Renewable%20Resources.pdf)>. Acesso em: 10 jul. 2015.

DHANYA, M. S.; GUPTA, N; JOSHI, H. C. Biogas Potentiality of Agro-wastes Jatropha Fruit Coat. World Academy of Science, Engineering and Technology International. **Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering**. V. 3, Nº 3, 2009. Disponível em: <<http://waset.org/publications/11537/biogas-potentiality-of-agro-wastes-jatropha-fruit-coat>>. Acesso em: 25 jul. 2015.

DORS, G. **Hidrólise enzimática e biodigestão de efluentes da indústria de produtos avícolas**. 2006. 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Disponível em:<<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/88705/232030.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 24 jul. 2015.

EIGENHEER, E. M. **A história do lixo**. São Paulo: Editora Elsevier/Campus, 2009.

ELBESHISHY, E.; NAKHLA, G.; HAFEZ, H. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. (Report). **Bioresource Technology**. V. 110, p. 18, 2012. ISSN 0960-8524. Disponível em:<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412000314>>. Acesso em: 24 abr. 2016.

EL-MASHAD, H. M.; et al. Effect of temperature and temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure. **Bioresource Technology**. V. 95, p. 191–201. 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852404000574>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

ESTOPPEY, N. Evaluation of small-scale biogas systems for the treatment of faeces and kitchen waste. **Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology** (Eawag), Dübendorf, Switzerland. 2010. Disponível em: <[http://www.build-a-biogas-plant.com/PDF/evaluation\\_biogasSouthIndia2010.pdf](http://www.build-a-biogas-plant.com/PDF/evaluation_biogasSouthIndia2010.pdf)>. Acesso em: 30 dez. 2015.

EVANS, G. M., FURLONG, J. C. **Environmental biotechnology: Theory and Application**. John Wiley & Sons, England, 2003. 302 p. Disponível em: <<http://brteam.ir/phocadownload/environmental%20biotechnology.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

FARIA, F. S. (2002). **Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 401 p. Disponível em: <[http://www.getres.ufrj.br/pdf/FARIA\\_FS\\_02\\_t\\_M\\_int.pdf](http://www.getres.ufrj.br/pdf/FARIA_FS_02_t_M_int.pdf)>. Acesso em: 16 jul. 2015.

FERREIRA, J. A.; ANJOS, L. A. Aspectos de saúde coletiva e ocupacional associados à gestão dos resíduos sólidos municipais. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 17, p. 689-96, 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/csp/v17n3/4651.pdf>> Acesso em: 02 mar. 2015.

FERREIRA, M.; MARQUES, I. P.; MALICO, I. Biogas in Portugal: Status and public policies in a European context. **Energy Policy**, v. 43, n. 0, p. 267-274, 4// 2012. ISSN 0301-4215. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421512000067>>. Acesso em: 12 jul. 2015.

FIRMO, A. L. B. **Análise Comportamental de parâmetros físico-químicos e geração de gás numa célula experimental no Aterro da Muribeca-PE**. 2006. 79 f. Monografia (Engenharia Química) Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. Disponível em: <[http://www.deq.ufpe.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=300:monografias-2006&catid=1&lang=en&Itemid=0](http://www.deq.ufpe.br/index.php?option=com_content&view=article&id=300:monografias-2006&catid=1&lang=en&Itemid=0)>. Acesso em: 09 jul. 2015.

FONSECA, M. M.; TEIXEIRA, J. A. Reactores Biológicos fundamentos e aplicações. Editora: Lidel, p. 520, 2007.

FRARE, L. M.; GIMENES, M. L.; PEREIRA, N. C. Processo para remoção de ácido sulfídrico de biogás. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, 2009.v.14, n. 2, p. 167-172.

FRY, L. J. **Practical building of methane power plants for rural energy independence**. D. A. Knox, Andover, Hampshire, USA. 1975. 96 p.

GADELHA, E. P. **Avaliação de inóculos metanogênicos na aceleração do processo de degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. 2005. 111 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2005. Disponível em: <<http://livros01.livrosgratis.com.br/cp095915.pdf>>. Acesso em: 15 nov. 2015.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de biodigestor em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo, PR**, 2003. 106 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2003.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. USA: John Wiley & Sons, New Jersey, Canada. 2003. 188 p.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 5 ed. São Paulo: Atlas, 2010. 200 p.

GOMES, L. P. **Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários**. 1989. 166 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1989.

GOLUEKE, C. G. Biological processing: Composting and hydrolysis solid waste management. V.N. Reinholds Company, 1977, 225 p.

GÜNTHER, H. Pesquisa qualitativa *versus* pesquisa quantitativa: esta é a questão? **Psicologia: Teoria e Pesquisa**. Brasília, v. 22, n. 2, p. 201-210, maio-ago. 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ptp/v22n2/a10v22n2.pdf>>. Acesso em: 18 jun. 2014.

GYALPO, T. **Anaerobic digestion of canteen waste at a secondary school in Dar es Salaam, Tanzania**. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland. 2010. Disponível em: <[https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/Anaerobic\\_Digestion/Gyalpo\\_2010.pdf](https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/Anaerobic_Digestion/Gyalpo_2010.pdf)>. Acesso em: 30 dez. 2015.

HENRARD, A. S. A. **Produção e purificação de biogás utilizando microalga *Spirulina* sp.** 2013. 187 f. Tese (Doutorado em Engenharia e Ciência de Alimentos) Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, 2013.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**. v. 100, 5478–5484, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852408011012>>. Acesso em: 30 dez. 2014.

HOUSE, H. Alternative energy sources – biogas production. In: LONDON SWINE CONFERENCE – Today’s Challenges. Tomorrow’s Opportunities. V. 3- 4. 2007, Londres. **Anais...** Londres, 2007. Disponível em: <[http://www.londonswineconference.ca/proceedings/2007/LSC2007\\_HHouse.pdf](http://www.londonswineconference.ca/proceedings/2007/LSC2007_HHouse.pdf)>. Acesso em: 20 jul. 2015.

INOUE, K. R. A. Produção de biogás, caracterização e aproveitamento agrícola do fertilizante na digestão da manipueira. 2008, 76 p. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Agrícola). Viçosa, Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.ufv.br/dea/ambiagro/gallery/publica%C3%A7%C3%B5es/tesekelesms.pdf>>. Acesso em: 15 jul. 2015.

IZUMI, K. et al. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International Biodeterioration & Biodegradation**. V. 64, 2010, p. 601 - 608. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964830510001344>>. Acesso em: 12 jul. 2015.

JAIN, S.; et al. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 142–154, 2015. Disponível em: <<http://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>>. Acesso em: 17 ago. 2015.

JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos. **Caderno Didático**. V. 1, 2004. Disponível em: <<http://lqa.iqm.unicamp.br/cadernos/caderno1.pdf>>. Acesso em: out. 2015.

JUCÁ, J. F. T. Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas In: 10º SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2002, Braga, Portugal. **Anais ...Portugal: ABES, 2002**. Disponível em:

<<http://www.resol.com.br/textos/Juca-Dest%20Final%20no%20Brasil.pdf>>. Acesso em: 09 jun. 2015.

KAPARAJU, P. L. N.; RINTALA, J. A. Effects of temperature on post-methanation of degassed dairy cow manure in a farm scale biogas concept. **Environmental Technology**. v. 24 (10), p. 1315-1321, 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14669812>>. Acesso em: out. 2015.

KAPDI, S. S., et al. Biogas scrubbing, compression and storage: perspective and prospectus in Indian context. **Renewable Energy**. V. 30, p. 1195-1202, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148104003830>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

KHALID, A. et al. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**. V. 31, 2011, p. 1737–1744. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X11001668>>. Acesso em: 19 jul. 2015.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronomica Ceres. 1985. 492 p.

KRICH, K. et al. **Biomethane from dairy waste a sourcebook for the production and use of renewable natural gas in California**. 2005. Disponível em: <[http://www.calstart.org/Libraries/Publications/Biomethane\\_from\\_Dairy\\_Waste\\_Full\\_Report.sflb.ashx](http://www.calstart.org/Libraries/Publications/Biomethane_from_Dairy_Waste_Full_Report.sflb.ashx)>. Acesso em: 16 set. 2015.

LASTELLA, G.; et al. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogás production and its purification. **Energy and Management**. V. 43, p. 63-75, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890401000115>>. Acesso em: 20 abr. 2016.

LEITE, V. D.; et al. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** V. 13, n.2, 2009. p.190–196. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v13n2/v13n02a13.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2016.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; PRASAD, S. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. V. 5, n.1, p.119-123, 2001. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1415-43662001000100022](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662001000100022)>. Acesso em: 10 abr. 2015.

LEITE, V. D.; POVINELLI, J. Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. V. 3, 1999, n.2, p.229-232. Disponível em: <<http://agriambi.com.br/revista/v3n2/229.pdf>>. Acesso em: 23 jul. 2015.

LI, Y.; PARK, S.Y.; ZHU J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. V. 15, 2011. p. 821 – 826. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032110002224>>. Acesso em: 07 jul. 2015.

LIMA, L. M. Q. **Lixo tratamento e biorremediação**. 3ª Ed. São Paulo: Hemus Editora Ltda; 268 p. 2004.

LINO, F. A. M.; et al. Energy impact of waste recyclable in a Brazilian metropolitan. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 54, p. 916–22.2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344910000285>>. Acesso em: 23 jul. 2015.

LINO, F. A. M.; ISMAIL, K. A. R. Alternative treatments for the municipal solid waste and domestic sewage in Campinas, Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 81, p. 24-30, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344913001882>>. Acesso em: 02 jun. 2015.

LINS, C. M. M. et al. **Resíduos Sólidos: projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários: guia do profissional em treinamento: nível 2**. Salvador, BA: ReCESA: 113 p. 2008. Disponível em: <[http://www.unipacvaleodoaco.com.br/ArquivosDiversos/projeto\\_operacao\\_e\\_monitoramento\\_de\\_aterros\\_sanitarios.pdf](http://www.unipacvaleodoaco.com.br/ArquivosDiversos/projeto_operacao_e_monitoramento_de_aterros_sanitarios.pdf)>. Acesso em: 10 jul. 2015.

LIU, C.; et al. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**. V. 99, p. 882–888, 2008. Disponível em: <[http://ac.els-cdn.com/S0960852407000910/1-s2.0-S0960852407000910-main.pdf?\\_tid=33c830d6-4508-11e5-864e-00000aacb360&acdnat=1439833903\\_fe5f066be4dafcfa091a0d562975f652](http://ac.els-cdn.com/S0960852407000910/1-s2.0-S0960852407000910-main.pdf?_tid=33c830d6-4508-11e5-864e-00000aacb360&acdnat=1439833903_fe5f066be4dafcfa091a0d562975f652)>. Acesso em: 17 ago. 2015

LOPES, A. A. **Estudo da gestão e do gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos do município de São Carlos**. 2003. 194 p. Dissertação (Dissertação de Mestrado Escola de Engenharia da USP) - São Carlos, 2003.

LOPES, W. S.; et al. Influência da umidade na digestão anaeróbia de resíduos sólidos. **XXVIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental**, Cancun, Mexico, 2002. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/iv-041.pdf>>. Acesso em: 18 jul. 2015.

MACEDO, J. A. B.; **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. Belo Horizonte: Macêdo, 2003, p. 172-181.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. 2003. 173 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MARAGNO, E. S.; TROMBIM, D. F.; VIANA, E. O. O uso da serragem no processo de minicompostagem. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, V. 1, n. 14, out/dez., 355 – 360, 2007. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522007000400001](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522007000400001)>. Acesso em: 02 jul. 2015.

MARCHESAN DE OLIVEIRA, M. **Estudo da inclusão de compartimentos em biodigestores modelo canadense**. 2012. 119 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2012.

MAYER, M. C. **Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. 2013. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental) Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande. Disponível em: <[http://pos-graduacao.uepb.edu.br/ppgcta/download/dissertacoes-defendidas/disserta%C3%A7%C3%B5es\\_2013/dissertacao%2065%20mateus.pdf](http://pos-graduacao.uepb.edu.br/ppgcta/download/dissertacoes-defendidas/disserta%C3%A7%C3%B5es_2013/dissertacao%2065%20mateus.pdf)>. Acesso em: 18 dez. 2014.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 2003. 127 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco. Recife. Disponível em: <<http://www.liber.ufpe.br/teses/arquivo/20031120163453.pdf>>. Acesso em: 14 jul. 2015.

MERCADO, A. G. **Remoção de sulfeto de hidrogênio de biogás em instalação piloto com óxido de ferro**. 2010. 124 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Florianópolis. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/94108/286857.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Singapore: McGraw-Hill, 1991. 1334p.

MEYNELL, P. J. **Methane: planing a digester**. S. D. Pris. Press, serie 2, 1976. 150 p.

MONTEIRO, J. H. P. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM. 2001. 200 p. Disponível em: <<http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf>>. Acesso em: 09 jul. 2015.

MONTEIRO, V. E. D. 2003, 232 f. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca**. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife. Disponível em: <[http://www.repositorio.ufpe.br/bitstream/handle/123456789/5391/arquivo6674\\_1.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://www.repositorio.ufpe.br/bitstream/handle/123456789/5391/arquivo6674_1.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 13 jul. 2015.

MORAES, D. R.; SANTOS, P. M. **Avaliação do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos do município de Santana/AP e identificação de impactos socioambientais**. 2014. 68 f. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais), Universidade Federal do Amapá, Macapá, Disponível em: <<http://www2.unifap.br/cambientais/files/2014/08/AVALIA%C3%87%C3%83O-DO-GERENCIAMENTO-DOS-RES%C3%8DDUOS-S%C3%93LIDOS-URBANOS-DO-MUNIC%C3%8DPIO-DE-SANTANA-AP-E-IDENTIFICA%C3%87%C3%83O-DE-IMPACTOS-SOCIOAMBIENTAIS.pdf>>. Acesso em: 02 jun. 2015.

MORIARTY, K. **Feasibility Study of anaerobic digestion of food waste in ST Bernard, Louisiana**. National Renewable Energy Laboratory - Technical Report. 2013. 48 p. Disponível em: <<http://www.nrel.gov/docs/fy13osti/57082.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

NETO, E. A. T. **Biofertilizantes:** caracterização química, qualidade sanitária e eficiência em diferentes concentrações na cultura da alface. 2006, 52 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006. Disponível em: <[http://www.iapar.br/arquivos/File/zip\\_pdf/biofert\\_net0\\_darolt06.pdf](http://www.iapar.br/arquivos/File/zip_pdf/biofert_net0_darolt06.pdf)>. Acesso em: 20 jul. 2016.

NETO, P. N. **Resíduos sólidos urbanos:** perspectivas de gestão intermunicipal em regiões metropolitanas. São Paulo: Editora Atlas, 2013, 224 p.

NEVES, J. L. Pesquisa qualitativa: características, usos e possibilidades. **Caderno de pesquisas em administração.** São Paulo, v. 01, n. 03, 2º sem., 1996. Disponível em: <<http://www.ead.fea.usp.br/cad-pesq/arquivos/C03-art06.pdf>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão:** a alternativa energética. Editora Nobel, 1ª ed., São Paulo. 1986. 93p.

OKAMURA, L. A. **Avaliação e melhoria do poder calorífico de biogás proveniente de resíduos sólidos urbanos.** 2013. 109 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013. Disponível em: <[http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/637/1/CT\\_PPGCTA\\_M\\_Okamura,%20Layssa%20Aline\\_2013.pdf](http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/637/1/CT_PPGCTA_M_Okamura,%20Layssa%20Aline_2013.pdf)>. Acesso em: 10 jul. 2015.

OMER, A. M.; FADALLA, Y. Biogas technology in Sudan. **Renewable Energy.** V. 28, p. 499-507, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148102000538>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – Estudo de Caso.** 2006. 152 p. Dissertação (Dissertação de Mestrado em Energias). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2006.

PEREIRA NETO, J. T. **Quanto vale nosso lixo:** projeto verde vale. Viçosa: MG: UNICEF, 1999. 70 p.

PERSSON, M., JÖNSSON, O., WELLINGER, A., 2006. **Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection.** IEA Bioenergy, Task 37 – Energy from Biogas and Landfill Gas.

PHILIPPI, JR. A, AGUIAR, A. **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável.** Barueri: SP. Manole, 2005, 842 p.

PHILIPPI, JR. A; de OLIVEIRA e AGUIAR, A. O. Resíduos Sólidos: características e gerenciamento In: PHILIPPI, JR., A. (Org.). **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável.** Barueri: SP. Manole, 2005, p. 267-321.

PHILLIPI JR., A. MALHEIROS, F. Resíduos Sólidos: Características e Gerenciamento In: PHILLIPI JR. (Org.). **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável.** Barueri-SP. Manole, 2005.

PICANÇO, A. P. et al. Digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em sistemas de batelada uma e duas fases. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Carlos-SP, 2004. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsAIDIS/PuertoRico29/arrigo.pdf>>. Acesso em: 18 jul. 2015.

PIEROBON, L. R. P. Sistema de Geração de Baixo Custo Utilizando Biogás Proveniente de Aterro Sanitário. 2007. 154 f. Tese (Doutorado Universidade Federal do Rio Grande do Sul), Porto Alegre. Disponível em: <[http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/10867/000602082.pdf?sequence=1&locale=pt\\_BR](http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/10867/000602082.pdf?sequence=1&locale=pt_BR)>. Acesso em: 18 jul. 2015.

PINHEIRO, S. BARRETO, S. B. “**MB – 4**”: agricultura sustentável, trofobiose e biofertilizantes. Florianópolis: Fundação Juquira candiru, Mibasa, 1996. 273 p.

PINHO, P. M. **Avaliação dos planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos na Amazônia brasileira**. 2011. 249 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/90/90131/tde-0212012-132128>>. Acesso em: 06 jul. 2015.

PINTO, R. O. **Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e lixiviado**. 2006. 173f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/89180/235699.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 20 jul. 2015.

POESCHL, M.; WARD, S.; OWENDE, P. Prospects for expanded utilization of biogas in Germany. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. V. 14, 1782–1797, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032110001218>>. Acesso em: 30 dez. 2014.

PORTAL RESÍDUOS SÓLIDOS. **Tratamento dos Resíduos Sólidos**. 2013. Disponível em: <<http://www.portalresiduossolidos.com/tratamento-de-residuos-solidos/>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

PROENÇA, L. C. **Avaliação de digestores anaeróbios para o tratamento de resíduos orgânicos urbanos com aproveitamento energético do biogás em Florianópolis, SC**. 2010. 21 f. Monografia (Monografia apresentada ao Eco\_Lógicas: Concurso Mercosul de Monografias sobre Energias Renováveis e Eficiência Energética), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2011.

PUYUELO B, et al. A. Determining C/N ratios for typical organic wastes using bio degradable fractions. **Chemosphere**. 2011. V. 85. p. 653–659. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21821275>>. Acesso em: 07 jul. 2015.

RANI, R. U. et al. Low temperature thermo-chemical pretreatment of dairy waste activated sludge for anaerobic digestion process. **Bioresource Technology**. V. 103, p. 415–424, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085241101412X>>. Acesso em: 10 jun. 2015.

- RAO, P. V.; BARAL, S. S. Attribute based specification, comparison and selection of feed stock for anaerobic digestion using MADM approach. **Journal of Hazardous Materials**. V. 186, p. 2009–2016, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389410016882>>. Acesso em: 10 jun. 2015.
- RAO, M. S.; SINGH, S. P. Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield–organic loading relationships for process optimization. **Bioresource Technology**. V. 95, p. 173 – 185, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852404000537>>. Acesso em: 12 abr. 2016.
- RAPOSO, F.; et al. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yield and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. V. 16, 2011, p. 861–877. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032111004588>>. Acesso em: 19 jul. 2015.
- RAUPP, F. M.; BEUREN, I. Metodologia da pesquisa aplicáveis às ciências sociais. IN: LONGARAY, A. A.; et al. **Como elaborar trabalhos monográficos em contabilidade: teoria e prática**. São Paulo: Atlas, 3 d. 2006, cap. 3, p.01 – 22.
- REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012. 63 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Pernambuco, Recife. Disponível em: <<https://www.ufpe.br/ppgecam/images/documentos/2013/dt1alexandro.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2015.
- REN, N. Q.; WANG, A. J., 2004. The Method and Technology of Anaerobic Digestion. Chemical industry Press, p. 30–31.
- RIBEIRO, N. J. M. S. **Estudo Dinâmico do Processo de Digestão anaeróbia com vista ao desenvolvimento de um sistema inteligente de supervisão baseado em conhecimento**. 1999. 99 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia do Ambiente) - Universidade do Minho, Minho. Disponível em: <[https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/3541/1/tese\\_nuno.pdf](https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/3541/1/tese_nuno.pdf)>. Acesso em 03 dez. 2014.
- RIBEIRO, T. F.; LIMA, S. C. Coleta seletiva de lixo domiciliar - Estudo de casos. **Caminhos de Geografia**, v. 1, p. 50-69, dez/2000. Disponível em <<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/viewFile/15253/8554> > Acesso em 03 dez. 2014.
- RIGO, E. **Aplicação de lipases como auxiliar no pré-tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos**. 2004. 95 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechin. Disponível em: <[http://www.uricer.edu.br/cursos/arq\\_trabalhos\\_usuario/558.pdf](http://www.uricer.edu.br/cursos/arq_trabalhos_usuario/558.pdf)>. Acesso em: 24 jul. 2015.

RODRIGUES, J. P. **Efeito da adição de óleo e lipase sobre a digestão anaeróbia de dejetos suínos**. 2012. 52 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados. Disponível em: <<http://www.ufgd.edu.br/fca/mestrado-zootecnia/dissertacoes/efeito-da-adicao-de-oleo-e-lipase-sobre-a-biodigestao-anaerobia-de-dejetos-suinos-2013-joao-paulo-rodrigues-2013-2011-2012>>. Acesso em: 24 jul. 2015.

RYCKEBOSCH, E.; DROUILLON, M.; VERVAEREN, H. Techniques for transformation of biogas to biomethane. **Biomass and Bioenergy**. V.35, 1633-1645, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953411001085>>. Acesso em: 30 dez. 2014.

SALOMON, K. R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade**. 2007. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2013. 424 p.

SANTOS, A. C. V. dos. Efeitos nutricionais e fitossanitários do biofertilizante líquido a nível de campo. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v.13, n4, 1991. p. 275 – 279.

SCHAMPHELAIRE, L.; VERSTRAETE, W. Revival of the Biological Sunlight-to-Biogas Energy Conversion System. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 103, 2009.

SCHMIDELL, W. Tratamento biológico de águas residuárias. Gráfica Paper Print, Florianópolis, 2007.p. 720.

SCHOLZ, V.; ELLNER, J. Use of Biogas in Fuel Cells - Current R&D. **Journal of Sustainable Energy & Environment**, p. 11-15, 2011.

SEADON, J. K. Integrated waste management-looking beyond de the solid waste horizon. **Waste Management**, 2006: 26: 1327-1336. Disponível em: <[http://ac.els-cdn.com/S0956053X06001279/1-s2.0-S0956053X06001279-main.pdf?\\_tid=ac5e16f2-2e80-11e6-85d2-00000aab0f6c&acdnat=1465504266\\_e9048e60eb035f8ac0d4995bb3c79df5](http://ac.els-cdn.com/S0956053X06001279/1-s2.0-S0956053X06001279-main.pdf?_tid=ac5e16f2-2e80-11e6-85d2-00000aab0f6c&acdnat=1465504266_e9048e60eb035f8ac0d4995bb3c79df5)>. Acesso em: 10 jul. 2015.

SGANZERLA, E. **Biodigestores: uma solução**. Porto Alegre: Agropecuária, 1983. 88 p.

SHARMA, V. K.; et al. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: Review. **Energy Conversion and Management**, v. 38, n. 5, p. 453-478, 3// 1997. ISSN 0196-8904. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890496000684>>. Acesso em: 10 jul. 2015.

SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. 2009. 159 f. Tese (Doutorado em Química), Universidade Federal da Paraíba.

SILVA, M. C. P. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovino como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares**. 2014. 115 p. Dissertação

(Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1085M.PDF>>. Acesso em: 10 set. 2015.

SIMÕES, G. F. **Modelo para avaliação de recalques em aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2000. 136 f. Tese (Doutorado em Ciências de Engenharia Civil), Universidade Católica do Rio de Janeiro. Disponível em: <[http://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/Busca\\_etds.php?strSecao=especifico&nrSeq=2036@1](http://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/Busca_etds.php?strSecao=especifico&nrSeq=2036@1)>. Acesso em: 14 jul. 2015.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (SINIR). **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Disponível em: <<http://www.sinir.gov.br/web/guest/plano-nacional-de-residuos-solidos>>. Acesso em: 20 jul. 2016.

SITTIJUNDA, S.; REUNGSANG, A.; O-THONG, S. Biohydrogen production from dual digestion pretreatment of poul trys laughter house sludge by anaerobic self fermentation. **International Journal of hydrogen energy**, V. 35, p. 1 3 4 2 7 – 1 3 4 3 4, 2010.

SIVAKUMAR, P.; BHAGIYALAKSHMI, M.; ANBARASU, K. Anaerobic treatment of spoiled milk from milk processing industry for energy recovery – A laboratory to pilot scale study. **Fuel**, 2012. V. 96, p. 482 – 486. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236112000853>>. Acesso em: 10 jun. 2015.

SOARES, H. M. Tratamento de efluentes. **Apostila**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

UNIÃO EUROPEIA. **Diretiva 98/2008/CE do Parlamento e do Conselho Europeu, de 19 de novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas**. Diário Oficial da União Europeia. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:es:PDF>>. Acesso em: 15 ago. 2015.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para países de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. p. 208.

VIANA, E. **Resíduos alimentícios do lixo domiciliar: caracterização, processamento e avaliação do uso como um ingrediente para ração de frangos de corte**. 1999. 164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

VILLAS BÔAS, D. M. F. **Estudo da microbiota anaeróbia hidrolítica fermentativa em aterro sanitário**. 1990. 156 p. Dissertação de Mestrado (Escola de Engenharia de São Carlos) Universidade de São Carlos, São Carlos, 1990.

ZACHOW, C. R. Biogás. DeTec – Departamento de Tecnologia, UNIJUI – Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Panambi, 2000. 12 p.

ZANETTE, A. L. **Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil**. 2009. 97 p. Dissertação (Mestrado Planejamento Energético) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio

de Janeiro. Disponível em: <[http://ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/zanette\\_luiz.pdf](http://ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/zanette_luiz.pdf)>. Acesso em: 13 jul. 2015.

ZHANG, R.; et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**. V. 98, p. 929–935, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852406000940>>. Acesso em: 17 mai. 2016.

ZHANG, C.; et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. V. 38, p. 383–392. 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032114003633>>. Acesso em: 08 jul. 2015.