

EDWARD SEABRA JÚNIOR

ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS PROVENIENTE DA MISTURA
DE BIOMASSA DA SUINOCULTURA COM BAGAÇO DE CANA DE
AÇÚCAR EM DIFERENTES GRANULOMETRIAS

CASCVEL
PARANÁ - BRASIL
SETEMBRO – 2017

EDWARD SEABRA JÚNIOR

**ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS PROVENIENTE DA MISTURA
DE BIOMASSA DA SUINOCULTURA COM BAGAÇO DE CANA EM
DIFERENTES GRANULOMETRIAS**

Defesa final de dissertação apresentada à
Universidade Estadual do Oeste do Paraná,
como parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Engenharia de Energia na
Agricultura, para obtenção do título de Mestre.
ORIENTADOR (a): Prof. Dra. Maritane Prior
COORIENTADOR: Prof. Dr. Jair Antonio Cruz
Siqueira

CASCADEL
PARANÁ - BRASIL
SETEMBRO – 2017

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha catalográfica elaborada por Marci Lucia Nicodem Fischborn CRB

9/1219

S5438a Seabra Júnior, Edward

Análise da produção de biogás proveniente da mistura de biomassa da suinocultura com bagaço de cana em diferentes granulometrias. / Edward Seabra Júnior. - Cascavel, PR: UNIOESTE, 2017.

xi, 88 p. : il. ; 30 cm

Orientador: Prof. Dr. Armin Feiden

Coorientador: Prof. Dr. Jair Antonio Cruz Siqueira

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Programa de Pós-graduação em Engenharia de Energia na Agricultura 2017.

Bibliografia.

1. Energia renovável. 2. Biodigestores. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná II. Título.

CDD 22 ed.


333.794

FOLHA DE APROVAÇÃO

EDWARD SEABRA JÚNIOR

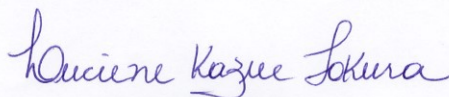
Análise da produção de biogás proveniente da mistura de biomassa da suinocultura com bagaço de cana de açúcar em diferentes granulométricas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Energia na Agricultura, área de concentração Agroenergia, linha de pesquisa Biocombustíveis, APROVADO pela seguinte banca examinadora:



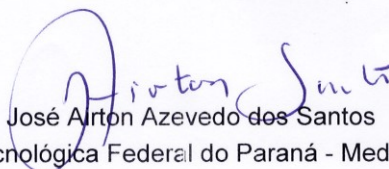
Orientador(a) - Maritane Prior

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Luciene Kazue Tokura

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



José Airton Azevedo dos Santos

Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Medianeira (UTFPR)

“Preocupe-se mais com a sua consciência do que com sua reputação. Porque sua consciência é o que você é, e a sua reputação é o que os outros pensam de você.

E o que os outros pensam, é problema deles. ”

(Bob Marley).

AGRADECIMENTOS

À Deus por ter me concedido a oportunidade, maturidade e conhecimentos necessários para elaborar este trabalho.

Aos meus familiares pelo apoio incondicional e participação plena em todos os momentos de minha vida, em especial, avó Anésia, mãe Rosemary, minha tia Raquel, irmã Natália, tios René, Regina, Dimir e Rui. A participação de cada um de vocês foi singular no processo de formação de minha personalidade e caráter.

Ao técnico de laboratório da UTFPR e amigo, Daniel Marcos Dal Pozzo, pela amizade e bom grado em auxiliar com competência, excelência e afincos sempre que solicitado.

Ao amigo Felipe Moritz, pela boa vontade e por ter fornecido todo o suporte técnico para a realização das análises de cromatografia.

Ao bolsista do PGEAGRI Maico Chiarelotto, por contribuir com as análises preliminares de caracterização da biomassa.

Ao professor Dr. Armin Feiden e professora Dra Maritane Prior que me orientaram com sabedoria e experiência.

Ao professor Dr. Jair Antonio Cruz Siqueira pelos ensinamentos e por ter contribuído para aprimorar a pesquisa.

Ao Professor Dr. Reginaldo Ferreira Santos, pelas ideias, apoio e motivação transmitidos durante todo o tempo.

Às professoras Dra. Maria Hermínia Ferreira Tavares, Dra. Luciene Kazue Tokura e Dra. Carla Schmidt, pelas valiosas sugestões para aprimoramento do trabalho.

Aos revezes e obstáculos da vida, pois são deles que tiro forças e motivação para seguir.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná, por ter permitido a utilização de sua estrutura de laboratórios.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná e ao Programa de Pós-Graduação stricto sensu em Engenharia de Energia na Agricultura, por ter proporcionado a estrutura necessária para minha formação.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fluxograma do processo de digestão anaeróbia	27
Figura 2: Biodigestor chinês.....	29
Figura 3: Biodigestor indiano.....	30
Figura 4: Biodigestor anaeróbio tubular.	31
Figura 5: Representação reator UASB.....	32
Figura 6: Biodigestor modelo canadense.	33
Figura 7: Biodigestor bioköler.....	34
Figura 8: Biodigestor batelada.....	35
Figura 9: Poder calorífico em função do percentual de metano.	40
Figura 10: Diagrama de blocos cromatógrafo gasoso.....	44
Figura 11: Diferentes detectores para cromatógrafo gasoso.	46
Figura 12: Biodigestores batelada.....	47
Figura 13: Estufa de ventilação forçada.	48
Figura 14: Tratamento com as peneiras e centrifuga.	48
Figura 15: Bagaço de cana após tratamento mecânico no moinho.....	49
Figura 16: Esquema do reator batelada.	49
Figura 17: Pesagem e inserção dos biodigestores na estufa.....	50
Figura 18: Manômetro diferencial.....	50
Figura 19: Cromatógrafo utilizado para leitura dos componentes do biogás.....	52
Figura 20: processo de remoção do biogás com seringa.....	53
Figura 21: Amostras para ensaio de série de sólidos e equipamentos utilizados.	55
Figura 22: Comportamento do volume de cada experimento ao longo dos dias.....	63
Figura 23: Derivada do volume com relação ao tempo.	64
Figura 24: Volume acumulado de cada experimento.	65
Figura 25: Percentual de gases do experimento controle.	66
Figura 26: Percentual de gases do experimento T2.....	67
Figura 27: Percentual de gases do experimento T3.....	67

Figura 28: Percentual de gases do experimento T4.....	68
Figura 29: Rendimento do biogás com relação a sólidos totais e voláteis.	70
Figura 30: Remoção de sólidos totais e voláteis.	70
Figura 31: Percentual de sólidos totais, voláteis e fixos.	71
Figura 32: Produção total de metano com relação a sólidos totais e voláteis.	72
Figura 33: Produção total de metano de cada experimento.	72

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: Cálculo do volume do biogás	50
Equação 2: Derivada do volume com relação ao tempo	51
Equação 3: Densidade	53
Equação 4: Quantidade de água	54
Equação 5: Percentual de umidade	54
Equação 6: Sólidos totais	56
Equação 7: Percentual de sólidos totais	56
Equação 8: Sólidos fixos	56
Equação 9: Percentual de sólidos fixos.....	56
Equação 10: Sólidos voláteis	57
Equação 11: Percentual de sólidos voláteis.....	57
Equação 12: Remoção de sólidos totais	57
Equação 13: Percentual de remoção de sólidos totais.....	58
Equação 14: Rendimento do biogás com relação a sólidos totais	58
Equação 15: Remoção de sólidos voláteis.....	59
Equação 16: Percentual de remoção de sólidos voláteis	59
Equação 17: Rendimento do biogás com relação a sólidos voláteis.....	59
Equação 18: Produção diária de metano (CH ₄)	60
Equação 19: Produção total de metano (CH ₄)	60
Equação 20: Massa da matéria natural.....	60
Equação 21: Sólidos totais contidos na carga total diária do biodigestor	60
Equação 22: Rendimento do metano (CH ₄) com relação a sólidos totais	61
Equação 23: Sólidos voláteis contidos na carga total diária do biodigestor	61
Equação 24: Rendimento do metano com relação a sólidos voláteis	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Quantitativo da produção de dejetos em cada fase.....	6
Tabela 2: Composição química aproximada do bagaço de cana	9
Tabela 3: Concentração base de micronutrientes dentro do reator.....	17
Tabela 4: Vantagens e desvantagens da utilização do sistema UASB	32
Tabela 5: Comparação entre os modelos de biodigestores	36
Tabela 6: Composição básica do biogás.....	38
Tabela 7: Equivalência do m ³ de biogás com outras fontes de energia.	39
Tabela 8: Peso específico e poder calorífico inferior em relação a quantidade de metano presente	40
Tabela 9: Composição do gás padrão para calibração do cromatógrafo	52
Tabela 10: Análise de variância com o volume acumulado dos 4 tratamentos com relação aos dias	66
Tabela 11: Valores médios da análise fatorial do percentual de gases em cada tratamento aos 45, 80 e 101 dias de análise.....	68
Tabela 12: Valores médios da análise de variância do percentual de gases em cada tratamento aos 45, 80 e 101 dias de análise.....	69
Tabela 13: Análise de variância para parâmetros de percentual de sólidos totais, fixos e voláteis, remoção de sólidos totais e voláteis	71

RESUMO

JÚNIOR, Me Edward Seabra, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, setembro de 2017. **Análise da produção de biogás proveniente da mistura de biomassa da suinocultura com bagaço de cana de açúcar em diferentes granulometrias.**

Orientador (a): Prof. Dra. Maritane Prior, Coorientador: Prof. Dr. Jair Antonio Cruz Siqueira.

Diante o esgotamento de recursos naturais aumenta-se as discussões envolvendo questões energéticas buscando aproveitamento sustentável e consciente dos insumos energéticos. No Brasil cerca de 30 % da energia utilizada é proveniente de fontes renováveis (hidroelétrica ou da biomassa). O uso da biomassa como fonte renovável desonera a matriz energética e representa alternativa de baixo custo com alto potencial energético. Esse trabalho apresentará um teste de bancada para mensuração da produção do volume do biogás e de seus componentes, por meio do teste BMP – Biochemical Potential Methane. Utilizou-se um *blend* de biomassas, bagaço de cana na proporção em peso de 70 % variando sua granulometria em três tipos de peneiras, e dejetos de suinocultura a 30 %, inoculados em biodigestores batelada. O estudo foi realizado com 4 tratamentos e 3 repetições, objetivando verificar em qual dos tratamentos ocorreu o maior volume de produção do biogás, observando as características inerentes aos gases presentes (CH_4 , CO_2 , H_2S), além de estimar parâmetros como percentual de sólidos fixos, voláteis, totais, remoção de sólidos totais, fixos e voláteis, rendimento do biogás com relação a sólidos totais e voláteis, produção total de metano com relação a sólidos totais e voláteis e produção total de metano. A hipótese deste estudo é que a maior produção de biogás ocorra no tratamento com menor tamanho de partícula do bagaço de cana, em função do aumento da superfície de contato favorecendo assim o ataque das bactérias. Os resultados dos parâmetros avaliados, mostraram que o experimento com menor tamanho de partícula T4 obteve desempenho superior aos demais. Concluiu-se assim, que no tratamento com menor tamanho de partículas do bagaço de cana ocorreu maior produção de biogás.

Palavras Chave: Energias renováveis; potencial bioquímico de metano; reatores batelada.

ABSTRACT

JÚNIOR, Me Edward Seabra, State University of Western Paraná, September, 2017.
Analysis of biogas production from biomass mixture of suinoculture with sugar cane bags in differes granulometries. Advisor: Prof. Dra. Maritane Prior. Co advisor: Prof. Dr. Jair Antonio Cruz Siqueira.

In the face of the depletion of natural resources, the discussions involving energy issues are seeking a sustainable and conscious use of energy inputs. In Brazil about 30 % of the energy used comes from renewable sources (hydroelectric or biomass). The use of biomass as a renewable source degrades the energy matrix and represents a low cost alternative with high energy potential. This work will present a bench test to measure the production of the biogas volume and its components, through the BMP - Biochemical Potential Methane test. A blend of biomass, sugarcane bagasse in the proportion by weight of 70 % was used, varying its granulometry in three types of sieves, and 30 % swine manure, inoculated in batch biodigesters. The study was carried out with 4 treatments and 3 replicates, aiming to verify in which of the treatments the largest volume of biogas production occurred, observing the inherent characteristics of the gases present (CH₄, CO₂, H₂S), besides estimating parameters as percentage of fixed solids , volatiles, totals, removal of total, fixed and volatile solids, biogas yield in relation to total and volatile solids, total methane production in relation to total and volatile solids and total methane production. The hypothesis of this study is that the higher biogas production occurs in the treatment with smaller particle size of the sugarcane bagasse, due to the increase of the contact surface favoring the attack of the bacteria. The results of the evaluated parameters, showed that the experiment with smaller T4 particle size obtained superior performance to the others. It was concluded that, in the treatment with smaller particle size of sugarcane bagasse, greater biogas production occurred.

Key Words: Renewable energy; biochemical potential of methane; batch reactors.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	v
LISTA DE EQUAÇÕES.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	vii
1.INTRODUÇÃO	1
2.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. Biomassa.....	4
2.1.1. Aproveitamento da biomassa	5
2.1.2. Caracterização das biomassas	5
2.1.2.1. Biomassa da suinocultura	5
2.1.2.2. Composição dos dejetos	6
2.1.2.3. Quantitativo dos dejetos	6
2.1.3. Biomassa residual	7
2.1.3.1. Biomassa lignocelulósica	7
2.1.3.2. Cana de açúcar	7
2.1.3.3. O bagaço de cana	8
2.1.3.4. Características do bagaço de cana	8
2.1.4. Pré tratamento de biomassas ligno-celulósicas	9
2.1.5. Tratamentos na biomassa	11
2.1.5. Tratamento mecânico.....	11
2.1.5.1. Tratamento bioquímico.....	11
2.1.5.2. Tratamento térmico	11
2.1.5.3. Tratamento pela compostagem.....	12
2.1.6. Características físico-químicas das biomassas	12
2.1.7. Influência granulométrica	13
2.2. O processo de biodigestão anaeróbia	14
2.2.1. Condições do meio.....	15
2.2.2. Parâmetros operacionais.....	15
2.2.2.1. Impermeabilidade do ar	15
2.2.2.2. Potencial hidrogeniônico - pH.....	16
2.2.2.3. Alcalinidade	16
2.2.2.4. Teor de água	16

2.2.2.5. Nutrientes	16
2.2.2.5. Temperatura	17
2.2.2.6. Composição dos resíduos	18
2.2.2.7. Relação C/N	18
2.2.2.8. Sulfetos	18
2.2.2.8. Potencial redox – eh.....	19
2.2.2.9. Sólidos totais - ST	20
2.2.2.9.1. Sólidos voláteis – SV	20
2.2.2.9.2. Sólidos fixos – SF	20
2.2.2.9.3. Sólidos sedimentares	20
2.2.2.9.4. Demanda química de oxigênio – DQO	21
2.2.2.9.5. Demanda bioquímica de oxigênio – DBO.....	21
2.2.2.9.6. Relação DBO/DQO	22
2.2.2.9.7. Tempo de retenção hídrica -TRH	22
2.2.2.9.8. Carbono orgânico total - COT	22
2.2.3. Etapas microbiológicas.....	23
2.2.3.1. Bactérias hidrolíticas fermentativas	23
2.2.3.2. Bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio.....	23
2.2.3.3. Bactérias homoacetogênicas	24
2.2.3.3. Árqueas metanogênicas.....	24
2.2.3.4. Bactérias sulfetogênicas.....	24
2.3.4. Etapas da biodigestão anaeróbia	25
2.3.4.1. Hidrólise	25
2.3.4.2. Acidogênese.....	25
2.3.4.3. Acetogênese	26
2.3.4.4. Metanogênese.....	26
2.3. Biodigestores.....	28
2.3.1. Modelos de biodigestores.....	28
2.3.1.1. Biodigestor chinês	28
2.3.1.2. Biodigestor indiano	29
2.3.1.3. Biodigestor tubular de polietileno	30
2.3.1.4. Biodigestor UASB.....	31
2.3.1.5. Biodigestor canadense	33
2.3.1.6. Biodigestor bioköler	33

2.3.1.7. Biodigestor batelada.....	34
2.4. Ensaio BMP – biochemical methane potential	36
2.5. O biogás	37
2.5.1. Composição do biogás	38
2.5.2. Formas de purificação	41
2.5.2.1. Remoção de CO ₂	41
2.5.2.2. Remoção do H ₂ S com hidróxido de sódio, potássio, cálcio.....	42
2.5.2.3. Purificação com óxido de ferro	42
2.5.2.4. Remoção de umidade	42
2.5.3. Formas de utilização do biogás.....	43
2.6. Metodologia de análise do biogás	43
2.7. Cromatografia gasosa	43
2.7.1. Detectores	44
3.MATERIAL E MÉTODOS	46
3.1. Caracterização dos locais de realização do experimento.....	46
3.2. Amostragem e tratamento preliminar	47
3.2.1. A granulometria do bagaço de cana.....	47
3.2.2. Caracterização do efluente e do afluente	49
3.2.3. Cálculo do volume do biogás – V	50
3.2.4. Análise dos dados	51
3.2.5. Análise dos componentes do biogás - cromatografia	51
3.2.6. Densidade – d	53
3.2.7. Umidade – U (%).....	53
3.3. Série de sólidos	54
3.3.1. Determinação de sólidos totais – ST (%)	55
3.3.2. Determinação sólidos fixos (cinzas) – SF (%).....	56
3.3.3. Determinação de voláteis – SV (%).....	57
3.4. Remoção de sólidos totais por biodigestor – RST (%).....	57
3.5. Rendimento do biogás em relação a sólidos totais – RB/ST.....	58
3.6. Remoção de sólidos voláteis por biodigestor- RSV (%).....	58
3.7. Rendimento do biogás em relação a sólidos voláteis – RB/SV	59
3.8. Produção total de metano por biodigestor – PT (CH ₄)	59
3.9. Rendimento do metano com relação a sólidos totais – R (CH ₄) /ST	60
3.9.1. Rendimento de metano em relação a sólidos voláteis – R (CH ₄) /SV	61

4.RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	62
5.CONCLUSÃO.....	73
REFERÊNCIAS.....	74

1. INTRODUÇÃO

Frente ao esgotamento de recursos naturais são crescentes as discussões envolvendo a questão energética. Devido à escassez do petróleo e mudanças climáticas, provocadas pela queima de combustíveis fósseis e derivados, surgem pesquisas e estudos técnicos de impacto socioeconômicos e ambientais de iniciativas para obtenção de energias alternativas utilizando como insumo a matéria orgânica de origem animal ou vegetal também chamada de biomassa (PACHECO, 2006).

Segundo a Copel (2016), sabe-se que no Brasil cerca de 30 % da energia consumida vem de fontes renováveis como a hidroeletricidade e a biomassa. O biogás é uma das formas de aproveitamento da biomassa, que representa alternativa de baixo custo e bom potencial energético. Pode ser obtido de resíduos agrícolas e até mesmo de excrementos de animais e humanos.

O uso da biomassa como fonte renovável e sustentável de energia através da utilização dos resíduos provenientes da atividade rural, efluentes industriais e urbanos favorece a diversificação da matriz energética do país. A biomassa é renovável e não representa risco de acúmulo de dióxido de carbono na atmosfera terrestre, ao contrário da energia produzida através dos combustíveis fósseis (PECORA, 2006).

A produção de bioenergia e biofertilizantes através de sistemas de digestão anaeróbia são processos antigos. Países como Índia e China iniciaram a implantação desses sistemas na década de 90, mas de acordo com Kanokwan et al., (2010), esses programas enfrentaram algumas dificuldades devido à falta de uma infraestrutura de monitoramento e controle eficiente desses equipamentos como pré-requisito para o controle dos processos anaeróbicos.

Os parâmetros de monitoramento biológico devem ser rigorosamente mantidos constantes pelo operador da usina pois essas falhas provocam desvios do estado ideal, que precisam ser detectados de modo que a causa possa ser identificada e o problema sanado (ROHSTOFFE, 2013).

Um exemplo de biomassa comum de ser encontrada no cenário brasileiro é originária da criação de suínos, provenientes dos dejetos desses animais. Esse resíduo apresenta grande abundância devido a atividade ser muito explorada em

algumas regiões do país, como por exemplo no oeste paranaense. Essa biomassa pode representar um grande passivo ambiental se não tratada adequadamente antes de ser disposta no meio ambiente.

A atividade de suinocultura apresenta um número elevado de animais confinados com capacidade de grande geração de dejetos. Segundo Brasil (2012), o montante anual é de 20.379.732 t/ano e isso equivale a um potencial energético de 1,291 MW/ ano. Desse modo se torna interessante para o tratamento com o biodigestor, no intuito de produzir biogás e biofertilizante, buscando reduzir a agressão ao meio ambiente além de favorecer a produção de uma energia renovável (CERVI, 2009).

Devido à preocupação com a poluição ambiental provocada pelo despejo inadequado dos dejetos da suinocultura, as legislações ambientais exigem o tratamento, tornando-se inviável a criação dos animais sem um cuidado com o manejo dos dejetos. Diante disso, os produtores sentem a necessidade de buscar novas atitudes para o manejo dos efluentes e da gestão ambiental de suas propriedades.

Outra biomassa de participação considerável na cadeia produtiva brasileira é o bagaço de cana. Resíduo originado nos processos de moagem de cana de açúcar para retirada do caldo ou produção de etanol. De acordo com Brasil (2012) essa biomassa é produzida na escala de 201.418.487 t/ano e equivale a um potencial energético de 16.464 MW/ano. Assim como a biomassa da suinocultura esse passivo deve ser tratado corretamente de modo a evitar problemas ambientais ligados ao seu manejo inadequado.

Segundo Brito (2011), a cana de açúcar é cultivada desde a época da colonização e constitui um dos principais produtos agrícolas do Brasil. Sua importância pode ser atribuída a sua versatilidade no uso. É possível empregá-la no uso in natura, sob forma de forragem, na alimentação animal ou como insumo para produção de produtos alimentícios para consumo humano, como rapadura, melado, aguardente, açúcar e álcool.

Como opção para tratamento dos resíduos tem-se a biodigestão anaeróbia como alternativa que além de contribuir para o saneamento ambiental dá origem ao biofertilizante e o biogás cuja disponibilidade contribui para o abate dos custos da tecnologia empregada para instalação do sistema (MIRANDA, 1991).

Análises no intuito de potencializar a biodegradação dos resíduos sólidos orgânicos putrescíveis utilizando a digestão anaeróbia como estratégia, são realizadas com frequência buscando reduzir o tempo de retenção. A granulometria e os sólidos totais são parâmetros importantes que precisam ser acompanhados com a finalidade de reduzir esse tempo.

A granulometria do substrato interfere na oxigenação da massa em tratamentos como a compostagem (RUSSO, 2003). Além disso, segundo Lima et al., (2004), ela interfere em parâmetros além da oxigenação, como umidade e temperatura.

Tomando como base a hipótese de que o aumento da superfície de contato entre a biomassa e os microrganismos, provocado pela redução mecânica no tamanho das partículas do bagaço de cana, poderá favorecer a decomposição e por conseguinte ocasionar a maior produção de biogás nos tratamentos com menores granulometrias, o trabalho objetivou identificar o parâmetro mais favorável para a produção do biogás em biodigestores batelada, com uma mistura de biomassa de bagaço de cana a 70 % de concentração (em 3 granulometrias diferentes) e dejetos de suinocultura a 30 %. Avaliando parâmetros de volume do biogás; percentual de sólidos fixos; totais e voláteis; produção total de metano; produção total de metano em relação a sólidos totais e voláteis; percentual de metano (CH_4) dióxido de carbono (CO_2) e gás sulfídrico (H_2S); remoção de sólidos totais e voláteis; rendimento do biogás com relação a sólidos totais e voláteis. O estudo se justifica pela necessidade de fomentar a utilização do biogás como fonte confiável de energia, assim como, difundir o tratamento dos resíduos originados nas atividades de suinocultura e do processamento industrial da cana de açúcar, por meio da biodigestão anaeróbia.

Apesar de, no Brasil, a prática de misturar tipos diferentes de biomassas para gerar biogás seja incipiente, há estudos em andamento acerca do tema, buscando encontrar mais alternativas para um maior aproveitamento energético das biomassas existentes.

Portanto esse conhecimento auxiliará na consolidação de uma rota tecnológica para o tratamento e aproveitamento energético dos resíduos dos produtores rurais ou de empresas que trabalhem em conjunto com a criação de suínos e com a exploração industrial da cultura de cana de açúcar.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os resíduos orgânicos representam metade dos resíduos urbanos gerados no Brasil e podem ser tratados tanto em escala doméstica quanto em grande escala para a produção de fertilizante orgânico. Eles são constituídos basicamente por restos de animais ou vegetais. Podem ter diversas origens, como doméstica ou urbana (restos de alimentos e podas), agrícola ou industrial (resíduos de agroindústria alimentícia, indústria madeireira, frigoríficos), de saneamento básico (lodos de estações de tratamento de esgotos), entre outras (BRASIL, 2008).

São resíduos que, em ambientes naturais equilibrados, se degradam espontaneamente e reciclam os nutrientes nos processos da natureza. Mas quando derivados de atividades humanas, especialmente em ambientes urbanos, podem se constituir em um sério problema ambiental, pelo grande volume gerado e pelos locais inadequados em que são armazenados ou dispostos (BRASIL, 2012).

2.1. Biomassa

Segundo Brasil (2012), biomassa é definida como toda matéria orgânica não fóssil, de origem animal ou vegetal, que pode ser utilizada na produção de calor, seja para uso térmico industrial, seja para geração de eletricidade e/ou que pode ser transformada em outras formas de energias sólidas (carvão vegetal, briquetes), líquidas (etanol, biodiesel) e gasosas (biogás de lixo).

Pode-se designar que biomassa é qualquer material capaz de ser decomposto por ação biológica. É um recurso renovável que provém da massa total de matéria-orgânica que se acumula em um espaço, pertencendo a ela todas as plantas, animais e resíduos. A biomassa pode ser encontrada de diversas formas onde as mais conhecidas são a lenha e os resíduos gerados pelas culturas agrícolas, agroindústrias, criação animal, florestas energéticas e resíduos sólidos municipais (FERNANDES, 2011).

2.1.1. Aproveitamento da biomassa

A biomassa através de uma série de processos biotecnológicos pode auxiliar na produção de combustíveis líquidos e gasosos que são potenciais fontes de energia. O uso dos resíduos de esgoto, por exemplo, a partir da digestão anaeróbia e do tratamento do gás produzido geram o biogás (biometano) que pode ser então aproveitado para a geração de energia elétrica. Assim é possível realizar o manejo desses resíduos de forma inteligente para minimizar seus impactos ambientais e garantir a disponibilidade dos recursos naturais para uso futuro (AQUINO, 2013).

Segundo o Senai (2016), nos últimos anos a tecnologia do biogás vem ganhando força no Brasil. Fato motivado pelo interesse em se obter energia de formas sustentáveis, pela necessidade de diversificação da matriz energética, pelo grande potencial para geração de biogás no país, entre outros fatores. Apesar de pouco difundida no Brasil, a tecnologia do biogás tem evoluído e já conta com alguns casos de sucesso no país.

2.1.2. Caracterização das biomassas

2.1.2.1. Biomassa da suinocultura

A suinocultura no Brasil é uma atividade de forte impacto social, uma vez que está presente em 46,5 % das 5,8 milhões de propriedades rurais. Destas, em torno de 80 % utilizam mão-de-obra familiar, o que constitui em uma fonte de renda representativa e estável. O plantel de suínos no Brasil é estimado em 32,0 milhões de cabeças e a produção de carne em 2.872,0 mil toneladas por ano. A distribuição do plantel por região é assim constituída: Região Sul, e 42,6 %; Região Nordeste, 22,2 %; Região Sudeste, 18,1 %; Região Norte, 6,8 %; Região Centro-Oeste, 10,4 % (BRASIL, 2008).

A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Utilizando-se o equivalente populacional um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (DIESEL et al., 2002, OLIVEIRA et al., 1993). Embora tenha potencial poluidor considerável, o poder energético dos dejetos é atraente como fonte de biomassa e precisa ser levado em conta, pois 1m³ produz em torno de 0,5 m³ de biogás (TOLEDO; LUCAS JR, 1997).

2.1.2.2. Composição dos dejetos

Os dejetos suínos, em geral, são compostos por fezes, urina, restos de alimentos, água, pelos, poeiras entre outros e que esse esterco é constituído especificamente pela matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, cálcio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos que por ventura estão inclusos na alimentação (DIESEL et al., 2002).

Segundo Oliveira (1993) as características físico-químicas dos dejetos suínos apresenta relação direta com o sistema de manejo e aos aspectos alimentares (qualidade e quantidade das rações) aplicados aos animais, que podem apresentar grandes variações na concentração dos seus elementos entre diferentes produtores.

Desse modo a composição dos dejetos vão variar em função da quantidade de água utilizada nas instalações, tipos de alimentos, faixa etária dos animais. A composição mais completa dos resíduos líquidos é encontrada na fase de crescimento e terminação (TOBIAS, 2002).

2.1.2.3. Quantitativo dos dejetos

Oliveira et al., (2000), ainda acrescenta que a quantidade dos resíduos tem relação direta como volume de água gasto na limpeza das baias, ou seja, pode variar de produtor para produtor e de um mesmo produtor, em função das características empregadas na limpeza do local onde estão os animais e os dejetos. Isto é, se na higienização é utilizada grande quantidade de água, por conseguinte irá aumentar o volume do efluente. A Tabela 1 mostra o quantitativo da produção dejetos de acordo com a fase de criação

TABELA 1: QUANTITATIVO DA PRODUÇÃO DE DEJETOS EM CADA FASE

Categoria	Esterco (kg/dia)	Esterco + Urina (kg/dia)	Dejetos Líquidos (L/dia)
Suínos 25 a 100 kg	2,30	4,900	7,00
Porcas Gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas Lactação + leitões	6,40	18,00	27,00
Cachaço	3,00	6,00	9,000
Leitões Creche	0,35	0,95	1,400
Média	3,13	8,17	12,08

Fonte: Oliveira et al., (1993).

2.1.3. Biomassa residual

Segundo Castilho Junior (2000), são classificadas como biomassa residual os restos de vegetais que não são aproveitados para o consumo ou plantio de grãos, sementes, palhas, resíduos sólidos e líquidos oriundos da produção pecuária que possam ser degradados biologicamente como dejetos, estercos.

As características físico-químicas da biomassa residual serão determinantes para as características dos subprodutos gerados na biodigestão anaeróbia, ou seja, as características do biogás e do biofertilizante (VITOR, 2010).

2.1.3.1. Biomassa lignocelulósica

A biomassa lignocelulósica são as culturas energéticas, resíduos agrícolas, florestais e a parte orgânica dos resíduos sólidos urbanos, apresentam grande percentual de lignina em sua composição (MONTONERI et al., 2009).

A lignina é um polímero que possui grande peso molecular. É considerada indigestível e inibidor do processo de digestibilidade da parede celular de plantas como forrageiras (TRUGILHO; LIMA e MENDES, 1996; FUKUSHIMA et, 2001).

Existe uma barreira nos processos de geração de energia que utilizam microorganismos, que seria a dificuldade na degradabilidade desses elementos, uma vez que demandam pré tratamentos termoquímicos e de sacarificação enzimática, que apresentam custos elevados para o produtor rural (DA COSTA SOUSA et al., 2009; DERERIE; TROBRO e MOMENI 2011).

2.1.3.2. Cana de açúcar

Dados da CONAB (2016), apontam que a produção de cana de açúcar nos anos de 2015-16 foram de 665,6 milhões de toneladas, crescimento de 4,9% se comparada a safra anterior.

Brito (2011) afirma que o cenário brasileiro vem passando por um desenvolvimento crescente do sistema agroindustrial da cana de açúcar, objetivando a produção do álcool como combustível. Com esse aumento na produção do etanol, as usinas começam a se preocupar com o reaproveitamento dos resíduos sólidos

gerados que são gerados no mesmo ritmo. Esses resíduos possuem grande potencial energético o que torna seu aproveitamento vantajoso para as usinas.

2.1.3.3. O bagaço de cana

Silva (2006), afirma que o bagaço de cana constitui o resíduo agroindustrial gerado em maior quantidade no Brasil, representando aproximadamente 280 kg/tonelada de cana moída valor semelhante ao apontado por Scaramucci et al., (2006), onde cita cerca de 270 kg de bagaço pelo processamento de 1 tonelada de cana.

Apesar de o bagaço de cana possuir outros destinos como a produção de ração animal, adubo, produção de celulose e aglomerados, nas indústrias canavieiras, a principal utilização tem sido na queima em caldeiras para geração de energia elétrica através do processo de co-geração (CETESB, 2002).

De acordo com Paoliello (2008), o aproveitamento do bagaço de cana não é prática recente, a co-geração é utilizada pelas usinas e outros setores industriais, buscando principalmente suprir a necessidade da própria usina com relação a energia.

2.1.3.4. Características do bagaço de cana

Segundo Bartolomeu et al., (2001) os bagaços gerados nas moendas apresentam teor reduzido de açúcar e uma umidade em torno de 50 %. No que se refere a composição química, os constituintes do bagaço se assemelham aos da própria cana, no entanto com percentuais distintos, menores quantidades de sólidos solúveis e teor de açúcar reduzido.

Silva, Gomes e Alcina (2007), afirmam que a composição química do bagaço pode variar em função do plantio, técnicas de colheita e manejo. Entretanto, admite-se uma composição média característica do bagaço como 46 % de fibras, 50 % de umidade, 2 % de brix (sólidos solúveis em água) e 2 % de minerais. O percentual de fibras por sua vez, pode variar: celulose (26,6 % a 54,3 %), hemiceluloses (14,3 % a 24,4 %) e lignina (22,7 % a 29,7 %). Na composição dos elementos químicos admite-se: carbono (37,9 % a 49 %), oxigênio (40 % a 46 %), hidrogênio (5,5 % a 7,4 %), nitrogênio e cinzas (0 a 0.3%).

A composição basicamente orgânica do bagaço possibilita que ele seja uma fonte potencial para a geração de energia. Essa característica aliada ao fato de esse material ser produzido em grande escala nas usinas de açúcar e álcool proporciona ampliar sua aplicabilidade para essa finalidade (SCHAEFFER et al., 2005). A Tabela 2 apresenta a composição química do bagaço de cana.

TABELA 2: COMPOSIÇÃO QUÍMICA APROXIMADA DO BAGAÇO DE CANA

Composição química média	
Umidade	50%
Fibras	46%
Sólidos solúveis	2%
Impurezas minerais	2%
Composição média das fibras	
Celulose	26,6 – 54,3%
Hemicelulose	14,3 – 24,4%
Lignina	22,7 – 29,7%
Composição química elementar média	
Carbono	39,7 – 49%
Oxigênio	40 – 46%
Hidrogênio	5,5 – 7,4%
Nitrogênio e cinzas	0 – 0,3%

Fonte: Adaptado de Silva, Gomes e Alcina (2007),

2.1.4. Pré tratamento de biomassas ligno celulósicas

De acordo com Rabelo (2010), os materiais ligno celulósicos possuem estrutura complexa e compacta, assim é necessário aplicar a esta biomassa um tratamento prévio físico e/ou químico.

O intuito de qualquer tratamento prévio de materiais ligno celulósicos, é alterar ou remover barreiras estruturais à hidrólise, provocando a quebra da estrutura da lignina e desfazendo a estrutura cristalina da celulose, assim permite melhorar o rendimento da produção de açúcares fermentáveis provenientes da celulose e da hemicelulose (BALAT e OZ, 2008).

Os métodos de pré tratamento dos materiais ligno celulósicos, basicamente buscam a solubilização e separação de um ou mais de um dos componentes presentes na biomassa ligno celulósica (hemicelulose, celulose, lignina e extrativos), deixando assim mais acessível a biomassa sólida aos tratamentos químicos, físicos ou biológicos (DEMIRBAS, 2009).

A caracterização da biomassa deve ser baseada em sua utilização, fornecendo informações sobre as propriedades principais inerentes a cada aplicação. Os processos específicos para utilização de biomassa para fins

energéticos requerem, domínio pleno do conhecimento das propriedades físicas e químicas do biocombustível (NASCIMENTO, 2012).

2.1.4.1. Tipos de pré tratamento

2.1.4.2. Pré tratamento com hidróxido de cálcio (cal)

Segundo Kaar e Holtzaple (2000), o efeito principal do pré-tratamento com hidróxido de cálcio é a remoção da lignina da biomassa, aumentando a reatividade dos polissacarídeos restantes. Além do mais essa técnica retira o acetil e as diversas substituições dos ácidos urônicos na hemicelulose que dificultam o acesso das enzimas a superfície da hemicelulose e da celulose. A insuflação de ar (O_2) na mistura reacional facilita a deslignificação da biomassa em especial para materiais com alta taxa de lignificação como a madeira.

2.1.4.3. Pré tratamento com peróxido de hidrogênio

O Peróxido de hidrogênio alcalino é um agente efetivo na deslignificação e solubilização da hemicelulose. Isso ocorre devido a formação do ânion hidroperóxido (HOO^-) formando em pH alcalino, que representa principal elemento ativo no peróxido. Em contrapartida o peróxido de hidrogênio é instável em meio alcalino e decompõe-se em radicais de hidroxil (OH) e superóxido (O_2^-). Esses radicais provocam a oxidação da estrutura da lignina que alcança os grupos hidrofílicos (carboxil), quebrando-os em algumas ligações e ocasionando a dissolução da lignina e hemicelulose (FAN et al., 2006; PAN; BOLTON e LEARY, 1998; SUN et al., 2004).

Gould (1984) constatou que cerca de metade da lignina e boa parte da hemicelulose presentes em resíduos agrícolas como palha de trigo e resíduos da colheita de milho foram solubilizados ao tratar 1 g desses resíduos com 50 mL de água e solução alcalina de 1 % de (w/v) de peróxido de hidrogênio utilizando a temperatura de 25 °C por um período de 18 a 24 horas.

2.1.5. Tratamentos na biomassa

De acordo com Machado (2013), as formas mais comuns para o tratamento dos resíduos são:

2.1.5. Tratamento mecânico

Embasado em processos físicos que tem o objetivo de separar (usinas de triagem) ou alterar (reciclagem) o tamanho das partículas dos resíduos. O processo é isento de reações químicas entre os componentes, como ocorre em casos particulares do tratamento térmico. Os maiores exemplos de tratamento mecânico de resíduos são encontrados no setor de reciclagem e construção civil.

2.1.5.1. Tratamento bioquímico

Ocorre pela intervenção de micro-organismos como bactérias e fungos, também chamados de organismos metanogênicos, se alimentarem da matéria orgânica provocando a quebra de suas moléculas grandes transformando-as em uma mistura de substâncias e moléculas menores. Dependendo de fatores como a temperatura, pressão e acidez dessa mistura de substâncias (moléculas), pode ocorrer reação química entre elas, caracterizando assim o processo bioquímico. Em alguns casos só ocorre o processo biológico, em outros somente o químico. Isso vai depender da tecnologia e metodologia utilizada. Os processos de tratamento bioquímico mais tradicionais são a biodigestão anaeróbia, que realiza a decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigênio nos chamados biodigestores ou centrais de biogás e a compostagem que ao contrário do processo anterior decompõe a matéria orgânica na presença de oxigênio.

2.1.5.2. Tratamento térmico

Adiciona-se aos resíduos uma quantidade expressiva de energia na forma de calor a uma temperatura mínima que varia de acordo com a tecnologia aplicada (Temperatura de reação) durante uma certa quantidade de tempo (Tempo de reação), provocando como resultado uma mudança nas suas características como

por exemplo a redução de volume, devido a diversos processos físico-químicos que acontecem durante o processo.

2.1.5.3. Tratamento pela compostagem

O tratamento se baseia na mistura dos dejetos brutos oriundos das edificações convencionais de produção de suínos, em plantas de compostagem constituídas por leitos formados por maravalha serragem ou palha.

Segundo Oliveira (2003), os resíduos são lançados de forma fracionada na unidade de compostagem até a saturação líquida do substrato utilizado. A mistura permanece dentro da unidade por um período de 2 a 3 meses, até sua maturação total (relação C/N < 20).

O produto final gerado na planta de compostagem, constitui-se de composto orgânico de excelente qualidade, não é exigido equipamento especial para o manejo desse composto nas lavouras (OLIVEIRA, 2003; DAL PRÁ, 2006).

2.1.6. Características físico-químicas das biomassas

De acordo com Feiden (2010), essas características vão depender dos tipos de substratos que dão origem a matéria orgânica, conferindo certa particularidade. Há diversos tipos de substratos entre os quais se podem citar:

- Sacarinos: Substratos com açúcares predominantes. Geralmente são muito solúveis e se acidificam com grande rapidez. São provenientes de indústrias de alimentos, indústrias de conservas, bebidas, dentre outros.
- Amiláceos: Os amidos, cadeias de açúcares simples, caracterizam-se esse substrato. Este amido é hidrolisado facilmente por meio de agentes químicos, térmicos ou enzimas e se acidificam com rapidez.
- Protéicos: provenientes de indústrias de matadouros e frigoríficos e são ricos em proteínas. É comum esses substratos produzirem maiores quantidades de gás sulfídrico, devido à presença de sangue na biomassa residual.

- Ligno-Celulósicos: São substratos que apresentam baixa solubilidade e baixa degradabilidade, quando não quebrados em partículas muito finas. A degradabilidade do substrato é determinada pela relação entre a celulose, hemicelulose e a lignina.

2.1.7. Influência granulométrica

Segundo Viriato (2013), a granulometria dos resíduos sólidos orgânicos é um indicador importante, pois pode interferir na biostabilização do insumo orgânico alimentado no biodigestor.

O tamanho das partículas dos resíduos sólidos é proporcional ao contato com os microorganismos, sendo assim, quanto maior a área superficial específica, maior a interação entre o ataque dos organismos ao substrato, permitindo acelerar o processo de degradação biológica (ALCÂNTRA, 2007).

Na visão de Sanders e Dukats (1992) a diminuição na granulometria dos resíduos é salutar para a hidrólise, como consequência, favorece as etapas seguintes da digestão anaeróbia, fenômeno que pode ser parcialmente atrelado ao aumento da área superficial de contato disponível do substrato, na qual, os microorganismos se ligam, proporcionando aumento na decomposição do insumo orgânico.

A granulometria também pode afetar contribuindo com a redução do tempo de retenção dos sólidos no interior do biodigestor (MSHANDETE et al., 2006).

Conforme aponta os estudos de Izuma et al., (2010) a redução granulométrica do substrato provocou na degradação cerca de 30 % de DQO_{total} e aumentou a produção de metano em 28 %. Embora menciona-se também que a redução excessiva da granulometria do substrato pode provocar acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV), ocasionando em elevada carga orgânica. Logo os efeitos da diminuição do tamanho das partículas do substrato nos processos de digestão anaeróbia devem ser acompanhados para evitar que ocorra sobrecarga orgânica no sistema.

2.2. O processo de biodigestão anaeróbia

O tratamento anaeróbico nada mais é do que o uso de processos biológicos no intuito de degradar a matéria orgânica (na ausência de oxigênio), e transforma-la em biogás constituído predominantemente por metano e dióxido de carbono (CARREAS, 2013).

A digestão anaeróbia ou biodigestão é uma tecnologia que permite aprimorar o aproveitamento energético tradicional da biomassa e que permite um manejo sustentável dos resíduos orgânicos, transformando-os em recurso para gerar biogás e biofertilizante. Os resultados do processo de digestão produzem uma série de benefícios tais como: transformar o metano capturado em uma fonte de energia renovável, reduzir as emissões de gases de efeito estufa, a contaminação de águas residuais e odores, e utilizar o resíduo que saem do processo como um potente adubo orgânico rico em nutrientes (ARCHER; KIRSOP, 1990, POWERS et al., 1999 e USEPA, 2004).

A degradação biológica de compostos orgânicos complexos ocorre em estágios bioquímicos consecutivos (reações em cadeia), cada estágio é realizado por diferentes grupos de microrganismos específicos. Produtos intermediários são gerados de forma contínua e imediatamente processados, surgindo a necessidade dos estágios ocorrerem na mesma velocidade no intuito de evitar distúrbios, como o acúmulo de ácidos, que pode provocar falência do reator. Isso também pode ocorrer caso não haja monitoramento de variáveis importantes para o controle da digestão anaeróbia como, por exemplo, temperatura, pH, nutrientes, taxa de carregamento orgânico e produção de metano por microrganismos (RAJESHWARI et al., 2000).

Segundo Craveiro, La Iglesia e Hirata (1982), a biodigestão é um processo fermentativo que é realizado por bactérias que se multiplicam em ambientes anaeróbios, como ocorre no processo de digestão de matéria orgânica. As bactérias que realizam a digestão estão presentes na natureza, em sedimentos de lagos, aterros sanitários, trato digestório de animais (principalmente de ruminantes) e esterco.

2.2.1. Condições do meio

De acordo com Kunz, Perdomo, e Oliveira, (2004), o sucesso da biodigestão depende do balanceamento entre as bactérias que produzem gás metano (CH_4) a partir dos ácidos orgânicos e este, é dado pela carga diária (sólidos voláteis), alcalinidade, pH, temperatura e qualidade do material orgânico, assim qualquer variação entre esses indicadores pode comprometer o processo. A inserção de antibióticos, inseticidas e desinfetantes no biodigestor também pode provocar inibição da atividade biológica, diminuindo sensivelmente a capacidade do sistema em produzir biogás.

Ramires (2005) aponta que vários fatores podem influenciar o processo de digestão anaeróbia, auxiliando, intensificando ou inibindo o processo. Sendo eles: a velocidade de crescimento e declínio dos microorganismos, utilização de substrato, produção e biogás entre outros.

A presença de substâncias tóxicas como detergentes e outros produtos químicos deve ser evitada, pois eles podem provocar intoxicação e morte dos microorganismos, prejudicando a geração de biogás (OLIVEIRA, 2004).

2.2.2. Parâmetros operacionais

Os parâmetros convencionais utilizados no monitoramento do tratamento biológico são: pH, alcalinidade, DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), Sólidos totais, Sólidos voláteis. Todavia esses parâmetros não evitam problema no funcionamento microbiológico dentro do reator, logo, há a necessidade de monitorar os biosólidos no reator com análise de sólidos voláteis (SILVEIRA et al., 2000).

2.2.2.1. Impermeabilidade do ar

Segundo Pecora (2006), as bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbias se houver a presença do oxigênio na decomposição provocará a produção de CO_2 apenas.

2.2.2.2. Potencial hidrogeniônico - pH

Quanto ao Potencial Hidrogeniônico (pH), Liu, Yuan e Zeng, (2008) afirma que os microrganismos anaeróbios são frágeis às condições ácidas e pode ocorrer inibição caso não estejam em sua faixa ótima entre 6,5 e 7,5.

2.2.2.3. Alcalinidade

A alcalinidade segundo Bohn et al., (2014), é de grande importância como parâmetro de controle operacional para desenvolver estudos experimentais, assim como, o uso da relação alcalinidade e acidez. É aconselhável utilizar valores de pH entre 5,75 a 6,00. Para garantir um pH próximo da neutralidade, evitando alterações bruscas é indicado uma faixa de concentração de 3000 a 5000 mg/L de CaCO_3 (METCALF; EDDY, 2003).

2.2.2.4. Teor de água

O teor de água varia entre 60 % a 90 % do peso do conteúdo total no interior do biodigestor (PECORA, 2006).

2.2.2.5. Nutrientes

Quanto aos nutrientes, segundo Schmitt, Weschenfelder e Vidi (2006), são considerados como essenciais para o processo biológico o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Outros nutrientes considerados de extrema importância são o enxofre (S) essencial para a metanogênese, se destaca também o ferro, cobalto, níquel e zinco como micronutrientes.

Segundo Souza (1984), quando os resíduos não possuem quantidades de nutrientes essenciais suficientes é preciso suplementá-los. As relações de nutrientes para concentrações de carbono devem ficar em Carbono/Nitrogênio ≤ 20 e Carbono/Fósforo ≤ 10 .

De acordo com Preibler (2009), a concentração adequada dos micronutrientes no reator é de crucial importância. Na Tabela 3 são apresentadas as faixas de concentração de micronutrientes dentro do reator.

TABELA 3: CONCENTRAÇÃO BASE DE MICRONUTRIENTES DENTRO DO REATOR

Nutrientes	Faixa de concentração [mg/L] Conformidade
Co	0,003-10
Ni	0,005-15
Se	0,08-0,2
Mo	0,005-0,2
Mn	0,005-0,5
Fe	0,1-10

Fonte: Adaptado de Preibler (2009).

2.2.2.5. Temperatura

A temperatura é destacada por Schmitt, Weschenfelder e Vidi (2006), como um dos fatores ambientais mais importantes na digestão anaeróbia, por ela influenciar de várias maneiras os processos biológicos. Os principais efeitos da temperatura são a interferência no equilíbrio iônico, na velocidade do metabolismo dos microrganismos, e na solubilidade dos substratos, especialmente nos lipídios.

Basicamente duas faixas de temperatura interferem na produção de biogás. A faixa mesofílica onde a temperatura ótima deve estar entre 30 °C a 35 °C e a faixa termofílica que deve ser mantida entre 50 °C a 60°C (SINGH E ANAND 1994).

Existe também a faixa psicrófila, mas segundo Collins et al. (2003), essa faixa é importante ser observada para efluentes produzidos em baixas temperaturas, que não é caso da biomassa residual produzida no Brasil.

Ainda de acordo com Bouallagui et al. (2004), a digestão anaeróbia em processos termofílicos produz cerca de 41 % mais biogás que os processos mesofílicos e 144 % mais que em processo psicofílicos.

Segundo Rohstoffe (2013), existem duas maneiras de combater a inibição provocada pelo aumento da temperatura em função do autoaquecimento: por meio do resfriamento do processo ou através da migração da temperatura do processo.

2.2.2.6. Composição dos resíduos

Como aponta Pecora, (2006) quanto maior quantidade de material orgânico no resíduo maior será o potencial de geração de CH₄ e vazão do biogás. Os nutrientes principais que o substrato deve conter para os microrganismos são carbonos, nitrogênio e sais orgânicos.

2.2.2.7. Relação C/N

Segundo Rodrigues (2005), a relação carbono/nitrogênio (C/N) ótima é de 25:1, logo, essa relação deve ser mantida entre 20:1 e 30:1. Quando houver baixa relação C/N irá ocorrer acúmulo de amônia na biodigestão elevando o pH para 8,5, provocando inibição dos microrganismos metanogênicos. Já quando essa relação for muito elevada haverá consumo excessivo de nitrogênio pelas bactérias provocando a redução na produção do biogás.

2.2.2.8. Sulfetos

Segundo Lagrange (1979), as bactérias convertem o enxofre em gás sulfídrico. O Sulfeto é a fonte principal de enxofre para as bactérias metanogênicas e pode ser absorvido pelas células bacterianas como sulfeto de hidrogênio (H₂S), forma não ionizada (GERARDI, 2003).

Outra fonte de enxofre pode ser a degradação dos aminoácidos, entretanto altas concentrações de sulfetos podem provocar problemas na operação no digestor, como toxicidade e precipitação de metais fundamentais para o desenvolvimento das células (BELLI FILHO, 1995; GERARDI, 2003).

Assim A relação DQO: SO₄²⁻ exerce muita influência sobre essa dinâmica, quando inferior a 7 pode ocorrer uma inibição acentuada da metanogênese, quando a razão é superior a 10 grande parte do sulfeto gerado será removido da fase líquida, diminuindo seus efeitos tóxicos sobre a microbiota (CHERNICHARO, 2007).

Em parâmetros de aterro, a concentração de H₂S presente no biogás será dependente da composição da matéria orgânica, variando de 100 a 1000ppm. (TIPPAYAWONG; THANOMPONGCHART, 2010).

Segundo Rohstoffe (2013), a inibição por sulfeto de hidrogênio em usinas agrícolas é rara, essa inibição ocorrerá quando o substrato apresentar altos teores de enxofre, assim as usinas geralmente usam matéria orgânica com teor baixo de enxofre. Ainda segundo o autor, para combater a inibição por sulfeto de hidrogênio, pode-se adotar medidas como: adicionar sais de ferro para fazer o sulfeto precipitar, reduzir a fração do substrato em enxofre, dissolver em água.

2.2.2.8. Potencial redox – eh

O Potencial redox é sensível a presença ou ausência de oxigênio no meio, é medido em milivolts (mV) (ATLAS; BARTHA, 1993). Segundo Gerardi (2003), pode ser utilizado um aparelho medidor de pH para medir o potencial redox.

Valores positivos do potencial redox resultam em condições favoráveis para oxidação, já valores negativos apresentam reações de redução (ATLAS; BARTHA, 1993). Para Henn (2005), o ambiente de redução é ideal para a digestão anaeróbia apresentando assim valores de Eh negativos.

Valores maiores que + 50 mV indicam que moléculas de oxigênio estão disponíveis permitindo que sejam utilizadas pelas bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, provocando a degradação dos compostos orgânicos em condições oxidantes (GERARDI, 2003).

Ainda segundo o autor valores entre +50 e -50 mV indicam que possui oxigênio presente, no entanto apresentam também íons de nitrato (NO_3) e nitrito (NO_2), que indicam que está ocorrendo a degradação anaeróbia dos compostos em condições anóxicas (desnitrificação). Quando os valores do redox são menores que -50 mV, íons de nitrito e nitrato estão presentes, entretanto os íons de sulfatos também e provocam a degradação dos compostos orgânicos, realizando a redução do sulfato e formação do gás sulfídrico juntamente com uma variedade de ácidos e álcoois. Para uma carga rica em matéria orgânica os valores do redox chegam a -450 Mv (ATLAS, BARTHA, 1993).

Valores em torno de -500 mV indicam estado elevado de anaerobiose e capacidade redutora do meio. Valores elevados em torno de -300 mV a fase ácida é predominante nos biodigestores, o que indica anaerobiose e ocorrência de substâncias não reduzidas completamente com ácidos voláteis (OLIVEIRA et al., 1993).

Gerardi (2003) afirma que em valores de potencial redox menores que -300 mV, ocorre a degradação anaeróbia dos compostos orgânicos e produção de metano.

2.2.2.9. Sólidos totais - ST

Sólidos totais (ST) é um parâmetro a parcela sólida da amostra que permanece após secagem a determinada temperatura. Segundo Oliveira (2005) o ideal para esse parâmetro é estar entre 8 % e 10 % de concentração, uma vez que acima dessa faixa pode ocasionar entupimentos nas tubulações do biodigestor.

2.2.2.9.1. Sólidos voláteis – SV

Os sólidos voláteis são caracterizados pela matéria biodegradável presente. O potencial de produção de biogás é diretamente proporcional a quantidade de matéria orgânica presente (LABIOGAS, 2013).

Os sólidos voláteis (SV) existentes indicam o bom funcionamento do biodigestor com relação a produção de biogás, sendo que quanto maior a concentração de SV na alimentação (kg/m^3) maior será o potencial de produção do biogás (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006).

De acordo com Oliveira (2005), recomenda-se que a carga diária de Sólidos Voláteis permaneça entre 55 e 65 $\text{kg SV/m}^3\cdot\text{dia}$.

2.2.2.9.2. Sólidos fixos – SF

Segundo Apha (1998), as concentrações dos sólidos fixos são determinadas pela diferença entre sólidos totais e sólidos voláteis. Eles representam a matéria inorgânica e mineral presente (VON SPERLING, 2005).

2.2.2.9.3. Sólidos sedimentares

Os sólidos grosseiros são chamados sólidos sedimentáveis, eles podem acumular nos transportadores de dejetos e na parte interna do biodigestor,

interferindo na capacidade volumétrica e reduzindo o tempo de retenção hidráulica (BLEY JR et al., 2003).

2.2.2.9.4. Demanda química de oxigênio – DQO

A DQO é uma referência utilizada como indicador de quantidade de material orgânico de águas residuárias superficiais, é utilizada para o monitoramento de estações de tratamento de efluentes líquidos (CHERNICHARO, 2007).

Para Mees (2006), define-se a DQO como a quantidade de oxigênio demandada para oxidar a matéria orgânica presente no efluente, através de um agente químico. É comum os valores de DQO serem superior ao de DBO, devido a condições de oxidação química serem mais intensas que as provocadas por microrganismos.

Nuvolari (2003) afirma que, o teste tem objetivo de medir de forma indireta o teor de matéria orgânica. A vantagem de utilizar a DQO é o tempo rápido de resposta quando comparado a outros testes, em torno de 2 horas, com a utilização do método do dicromato (JORDÃO; PESSOA, 2009). Chernicharro (2007), aponta que o parâmetro geralmente utilizado é: DQO:N:P = 350:5:1.

2.2.2.9.5. Demanda bioquímica de oxigênio – DBO

A demanda Bioquímica de oxigênio (DBO), mostra a demanda de oxigênio necessária para neutralizar biologicamente a matéria orgânica, sendo assim os microrganismos precisam ter uma disponibilidade mínima de oxigênio (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; MACÊDO, 2002).

Segundo Von Sperling (2005), estima-se a DBO de forma indireta através da concentração de matéria orgânica biodegradável.

Para determinar a DBO, realiza-se o teste a 20 °C por cinco dias (DBO_5^{20}), assim a DBO_5 é equivalente a concentração da carga orgânica biodegradável removida pela ação dos microrganismos no período de 5 dias. Ramalho (1983) aponta que para a maioria dos resíduos orgânicos, de 80 % a 90 % da demanda de oxigênio por compostos carbonáceos é satisfeita até o quinto dia.

2.2.2.9.6. Relação DBO/DQO

Segundo Macêdo (2002), através da relação DBO/DQO pode-se definir o processo de tratamento a ser utilizado. Essa relação está ligada a biodegradabilidade da matéria orgânica, dessa forma, quanto mais próximo de 1 estiver essa relação, maior será a biodegradabilidade da matéria orgânica na possibilidade de tratamento biológico. Logo, quando a relação é igual a 1, entende-se que não existe material inerte para ação dos microorganismos. Tendo assim os seguintes parâmetros:

- Relação DBO/DQO > 0,6: Tratamento por processo biológico.
- Relação $0,2 < \text{DBO/DQO} < 0,6$: Tratamento biológico possível.
- Relação DBO/DQO < 0,2: Tratamento biológico muito difícil.

2.2.2.9.7. Tempo de retenção hídrica -TRH

De acordo com Salomon e Lora (2009), o TRH é entendido como o tempo no qual o volume de líquido que fica retido no digestor. Esse valor vai ser influenciado pelo tipo do substrato utilizado, tipo de digestor, entre outros e pode variar em algumas horas ou até mesmo em dias.

2.2.2.9.8. Carbono orgânico total - COT

O carbono orgânico total (COT) determina toda a matéria orgânica contida em uma amostra aquosa. Pode-se mensurar também o potencial poluente do efluente através dessa análise, pois o carbono reage com o oxigênio, quanto maior o teor de carbono maior é o potencial poluidor do efluente (NOLASCO; GUERRINE; BENEDETTI 2005).

Segundo Cassini (2008), a concentração de carbono é estimada convertendo-se o carbono existente em CO_2 . Através dessa análise, a matéria orgânica que apresenta carbono é oxidada a CO_2 por meio do aquecimento. Realizando a diferença de concentração entre o CO_2 antes e depois da oxidação é determinado o COT.

2.2.3. Etapas microbiológicas

2.2.3.1. Bactérias hidrolíticas fermentativas

Nos reatores anaeróbios é comum encontrar organismos como: *Clostridium sp*, *Peptococcus anaerobus*, *Bifidobacterium sp*, *Desulphovibrio sp*, *Corynebacterium sp*, *Lactobacillus*, *Actinomyces*, *Staphylococcus* e *Escherichia coli*. Esses organismos se tratam de bactérias anaeróbias facultativas ou obrigatórias, responsáveis pela fermentação e hidrólise (METCALF; EDDY, 2003).

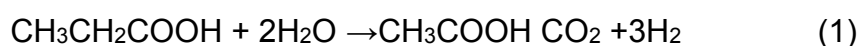
Eles são responsáveis pela solubilização da matéria orgânica através de uma quebra dos polímeros transformando-os em compostos menores (monômeros simples). A partir dessa quebra da cadeia as proteínas dão origem aos aminoácidos e por sua vez os carboidratos complexos formam monômeros de açúcar e gorduras, ácidos graxos de cadeia longa. A superfície de contato entre substrato e enzimas liberadas pelas bactérias (amilases, celulase, protease, lipase) controla a velocidade das reações (FILHO, 1981; METCALF; EDDY, 2003).

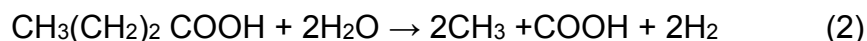
Após contribuírem na hidrólise, as bactérias atuam na fermentação dos produtos obtidos, provocando a formação de compostos orgânicos de moléculas menores como o ácido fórmico, acético, propionico, butírico, valérico, etanol, amônia CO₂ e H₂ (SOUZA, 1984; SACHS; RYS; FEITKENHAUER, 2003; SOLERA; SOLERA; ROMERO; SALES, 2002; VITORATTO, 2004).

Segundo Oliveira, (2009), essa fase é limitante da velocidade global do processo, quando o resíduo é constituído de matéria orgânica não dissolvida como gorduras, celulose e proteínas.

2.2.3.2. Bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio

Nessa etapa, ocorre a formação de acetato e hidrogênio por meio do metabolismo das substâncias produzidas pelas bactérias hidrolíticas fermentativas como mostram as reações 1 e 2. Nessa fase, produtos da fase anterior como o etanol, propionato, butirato, valerato e lactato, em baixa pressão do gás hidrogênio, são oxidados a acetato, provocando formação de CO₂ e H₂. Os produtos formados pelas bactérias acetogênicas são adequados para as arqueas metanogênicas (VITORATTO, 2004; METCALF; EDDY, 2003).





2.2.3.3. Bactérias homoacetogênicas

Segundo Vitoratto (2004), essas bactérias produzem acetato utilizando o dióxido de carbono e demandam oxigênio, representando um processo contrário ao das bactérias acetogênicas.

2.2.3.3. Árqueas metanogênicas

Esses organismos agem sobre o CO_2 , H_2 e acetatos convertendo-os em CH_4 . As árqueas são divididas em dois subgrupos, em função do substrato que utilizam como fonte de energia, as *hidrogenotróficas* e as *acetoclásticas*. A fase metanogênica é a mais sensível a variação de fatores que interferem na digestão anaeróbia, como por exemplo a quantidade de matéria seca (MS), concentração de nutrientes, pH, temperatura interna do sistema, tempo de retenção hídrica (TRH), concentração de sólidos voláteis (SV), presença de substâncias tóxicas e a relação C/N. (FILHO, 1981; METCALF, 2003)

Segundo Sachs, Rys e Feitkenhauer, (2003), as principais reações (3 e 4) de formação de metano são:



2.2.3.4. Bactérias sulfetogênicas

Segundo Metcalf e Eddy, (2003), dejetos como o de abatedouro (sangue e partes descartadas) apresentam altas concentrações de enxofre, desse modo, pode ser propício o aparecimento das bactérias sulfetogênicas no decorrer do processo de digestão.

Oliveira (2009) aponta que, essas bactérias concorrem com as bactérias metanogênicas pelo mesmo substrato, produzindo como subproduto o gás sulfídrico (H_2S). Dessa forma, deve-se acompanhar a operação do biodigestor quanto ao possível aparecimento de tais bactérias, uma vez que, a concentração de CH_4 na mistura acabará reduzindo drasticamente o rendimento e qualidade do biogás além disso a alta concentração de gás sulfídrico provoca oxidação e maior desgaste nos equipamentos.

2.3.4. Etapas da biodigestão anaeróbia

Para Kunz, Perdomo, e Oliveira, (2004), o processo de fermentação anaeróbio é um processo sensível e pode ser dividido em quatro fases como pode ser observado na representação esquemática pela Figura 1 e descrito como se segue:

2.3.4.1. Hidrólise

Nessa fase as enzimas liberadas por bactérias hidrolíticas que fazem a fermentação, provocam a hidrólise de polímeros (materiais particulados complexos) em materiais dissolvidos simples (CHERNICHARO, 2007). Segundo Souza (2010), é nessa etapa que ocorre a transformação de proteínas em aminoácidos, de carboidratos em açúcares solúveis e de lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina. A velocidade da hidrólise é apontada por Campos (1999), como fator determinante nas etapas seguintes do processo, dessa forma essa velocidade é o fator limitante para transformação do material orgânico em biogás.

2.3.4.2. Acidogênese

Chernicharo (2007), observa que é nesta fase que os elementos solúveis resultantes da etapa anterior são metabolizados no interior das células, devido ao metabolismo fermentativo, e são degradados em ácidos orgânicos principalmente.

Oliveira (2004), complementa que os elementos formados nessa etapa são os ácidos acético, propiônico, butírico, isobutírico, fórmico, o hidrogênio (H₂) e dióxido de carbono (CO₂). O processo de acidogênese não é essencialmente realizado por bactérias anaeróbias, se elas estiverem presentes é considerado uma vantagem para o processo, pois irá garantir um ambiente isento de oxigênio, muito favorável para as bactérias metanogênicas (NOGUEIRA, 1992).

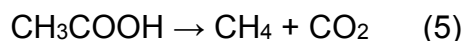
Ainda como aponta Rohstoffe (2013), nessa etapa são formadas pequenas quantidades extra de ácido láctico e álcoois, a concentração de hidrogênio intermediário vai influenciar assim os tipos de compostos formados nesse estágio.

2.3.4.3. Acetogênese

Nessa etapa ocorre o processo de formação de ácido acético, os compostos são transformados pela ação das bactérias acetogênicas em elementos precursores do biogás (ácido acético, hidrogênio e CO₂). Por razões energéticas, uma concentração de hidrogênio muito acima, inibe a conversão dos compostos gerados na acidogênese. Como consequência ocorre o acúmulo de ácidos orgânicos que dificultam o processo de metanogênese (ácido propiônico, ácido isobutírico, ácido isovalérico e ácido capróico). Devido a isso as bactérias acetogênicas que produzem hidrogênio devem estar ligadas às arqueas metanogênicas, para que durante a formação do metano as arqueas consumam o hidrogênio e o dióxido de carbono, permitindo o meio ótimo para as bactérias acetogênicas (ROSTHOFF, 2013).

2.3.4.4. Metanogênese

Como aponta Chernicharo (2007), nesse processo, ocorre a ação dos microrganismos metanogênicos, que atuam fazendo a transformação de compostos orgânicos em metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Essa etapa ocorre partindo de duas reações catabólicas. A reação 5 na qual o metano é produzido a partir de ácido acético (metanogênese acetolástica), é responsável pela produção de 60 % a 70 % da produção de metano. É formado a partir da seguinte reação:



Ainda segundo o autor, na segunda reação catabólica (metanogênese hidrogenotrófica), o metano é produzido pela reação do gás carbônico com o hidrogênio ocorrendo grande desprendimento de energia como mostra a reação 6:



De acordo com Chile (2011), a metanogênese é a etapa final do processo de digestão anaeróbica e é nessa fase que ocorre a formação de metano e a remoção da maioria dos componentes gerados nas etapas anteriores (hidrólise, acidogênese e acetogênese).

As bactérias metanogênicas apresentam uma sensibilidade enorme às variações do ambiente e a diversos outros fatores. Por esse motivo, torna-se necessário considerar alguns cuidados em relação ao abastecimento e estrutura dos biodigestores, de forma a garantir que o biogás produzido tenha a maior quantidade de gás metano possível, já que este é o componente que será efetivamente utilizado para obtenção de energia (BARTHOLOMEU, 2007).

Os compostos de nitrogênio orgânico, ácidos e alcoóis que não são degradados durante a fase metanogênica, se acumulam no digestor, desequilibrando o sistema e provocando mudanças na composição do biogás, alterando as quantidades de metano, dióxido de carbono, hidrogênio e outros componentes (MAFACIOLLI, 2012).

A Figura 1 mostra um esquema de como ocorre o processo de biodigestão anaeróbia.

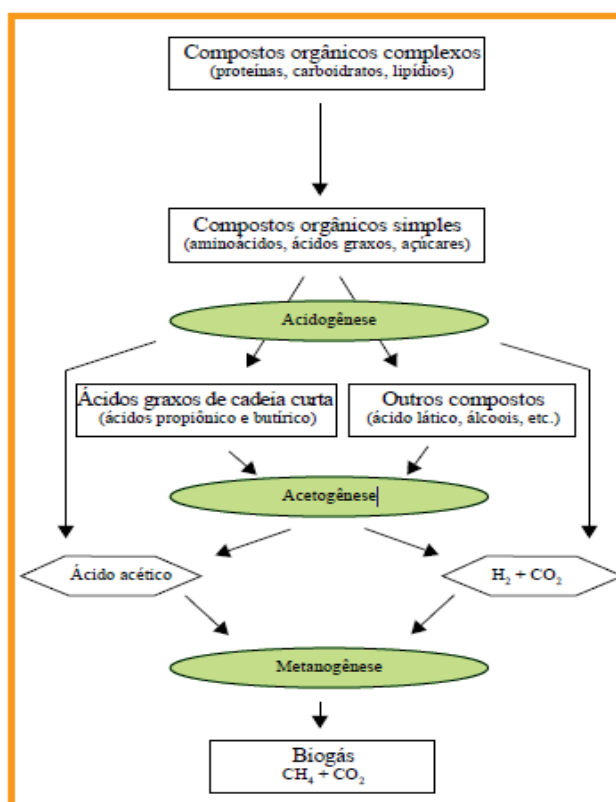


FIGURA 1:FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA
Fonte: Adaptado de Rohstoffe, (2013).

Segundo Nogueira (1992), 70 % do metano formado tem sua origem do acetato e o restante do dióxido de carbono e hidrogênio.

2.3. Biodigestores

Segundo Chernicharo (2007), são os biodigestores no Brasil, comuns em vários modelos hidráulicos, que podem pertencer a 2 tipos: os biodigestores de fluxo hidráulico descontínuo (biodigestor de batelada), e o outro grupo o dos biodigestores com fluxo hidráulico contínuo.

Os digestores tipos contínuos necessitam ser alimentados uma vez com a primeira carga e deve ser mantida regularmente. A biomassa a ser utilizada necessita estar misturada com água (a mistura deve ocorrer fora do digestor antes da alimentação). Já o de batelada tem como característica um único abastecimento de forma e descarregar-se uma vez concluído o processo de digestão (CARREAS, 2013).

2.3.1. Modelos de biodigestores

2.3.1.1. Biodigestor chinês

O biodigestor chinês é fabricado de alvenaria; esse tipo de biodigestor foi concebido para ser uma opção de baixo custo e que ocupasse pequenos espaço, por esse motivo ele é construído enterrado no solo (DEGANUTTI, 2002).

De acordo com Neves (2010), esse modelo é constituído por uma câmara de fermentação no formato cilíndrica fabricada de alvenaria, apresenta teto impermeável para abrigar o biogás, o funcionamento ocorre através do aumento da pressão interior, que direciona o gás para a caixa de saída, como mostra a Figura 2.

Segundo Ocwieja (2010), quando os processos microbiológicos se iniciam, os sólidos voláteis são consumidos e se produz o biogás (metano e dióxido de carbono), que é armazenado no interior do digestor, provocando um aumento gradual da pressão. A medida em que a pressão do gás aumenta mais do que o ponto de equilíbrio, ocorre deslocamento do lodo digerido da parte inferior ao tubo de saída do digestor e ao depósito de coleta. A massa de lodo, acumula-se no depósito de coleta que deve ser esvaziado sempre que estiver cheio.

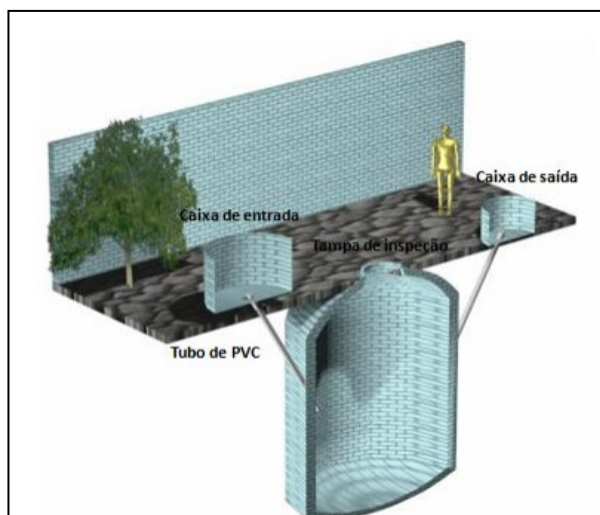


FIGURA 2: BIODIGESTOR CHINÊS.
Fonte: Adaptado de Deganutti (2002).

As principais vantagens do modelo chinês são: a ausência de partes móveis, os custos relativamente baixos, ainda que superiores a outras tecnologias e a vida útil em média 20 anos. As desvantagens desse modelo são: a necessidade de vedações especiais, exigência de altos conhecimentos técnicos para sua construção, as pressões de gás oscilam, o que torna complicado o uso do gás (GTZ, 1999).

Apesar de ser econômico, apresenta investimento elevado se comparado com outras tecnologias (fator que impediu sua generalização na América Latina) e a complexidade da operação, uma vez que não é possível ver a quantidade de gás presente no digestor, o que dificulta a compreensão da tecnologia a nível familiar (OĆWIEJA, 2010).

2.3.1.2. Biodigestor indiano

Benincasa, Ortolani e Júnior (1991), destacam que este modelo de biodigestor é abastecido de forma contínua. É construído no formato cilíndrico que possui uma parede que separa o tanque de fermentação em duas câmaras. O biodigestor indiano pode ser construído em alvenaria ou pedra possui um gasômetro flutuante fabricado em aço, o sistema funciona com uma pressão constante, possui uma caixa de entrada e caixa de saída conforme Figura 3.

Como o digestor modelo Chinês, a matéria orgânica flui pela a tubulação de entrada e chega à parte inferior do digestor. Há uma camada de biosólidos na parte inferior e outra de efluentes líquidos acima desse (ROWSE, 2011).

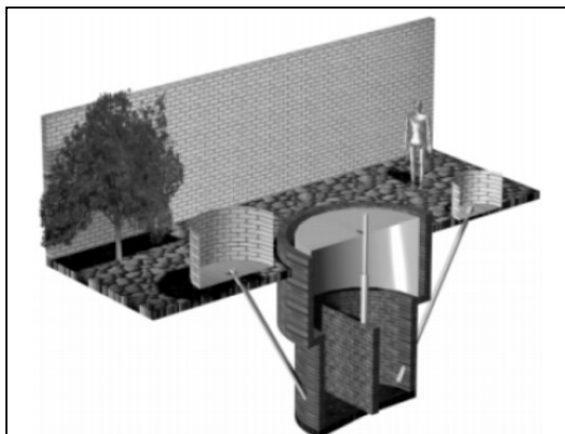


FIGURA 3: BIODIGESTOR INDIANO.
Fonte: Adaptado de Embrapa (1981).

Segundo Oćwieja (2010), uma das vantagens deste digestor quando comparado ao modelo chinês, é que o operador pode visualizar e compreender de forma simples como funciona o sistema, já que a cúpula se eleva e descende, respectivamente, com a maior ou menor pressão do gás. Além de ser de fácil operação a pressão é mais estável (GTZ/GIZ, 1999).

As desvantagens do biodigestor indiano são: O preço elevado do tambor de aço e custos com manutenção, a vida útil é de 5 a 15 anos (considerada baixa frente ao modelo Chinês), o tambor pode ficar preso na armação, o que exige manutenção (GTZ/GIZ, 1999), e segundo Oćwieja (2010), estes digestores são de difícil acesso, o que aumenta seu custo.

2.3.1.3. Biodigestor tubular de polietileno

A limitação econômica e o objetivo de reduzir custos iniciais foram o fomento para os engenheiros taiwaneses iniciarem pesquisas para construir digestores com materiais flexíveis, devido a estes materiais apresentarem um custo menor (FAO, 1992). Possíveis materiais para sua construção são o polietileno e o PVC (geomembrana), sendo o último mais resistente, mas também mais caro (PEDRAZA et al., 2002).

A construção do digestor anaeróbico tubular de polietileno, também conhecido como modelo taiwanês, apresenta baixos custos e fácil mão de obra, já

que os materiais são muito simples. Os componentes principais deste biodigestor são: uma bolsa de polietileno de espessura fina, normalmente com duas capas, que pode suportar as pressões normais de trabalho do biogás e na qual se armazena o resíduo misturado com água, logo sempre se deve deixar um volume disponível para armazenar o biogás (CARREAS, 2013).

Um digestor tubular é disposto em uma vala com uma inclinação de 2,5% para facilitar o fluxo por gravidade, como mostra a Figura 4. As águas residuais fluem através do tubo de polietileno (4-C) com fluxo semi contínuo. O lodo é alimentado no digestor por meio de um recipiente de carga (4-F) passando pela tubulação de entrada (4-A). Quando o digestor entra em equilíbrio, uma massa igual de líquido concentrado sai do sistema através da tubulação de saída (4-B) e é coletada em um recipiente de coleta (4-G). Deve-se observar se há acúmulo de biosólidos no digestor, se houver, estes devem ser esvaziados aos poucos. O gás se posiciona acima do lodo em digestão (4-D). Por fim, A tubulação de saída (4-E) expelle o biogás até o aproveitamento (GTZ/ENDEV, 2010).

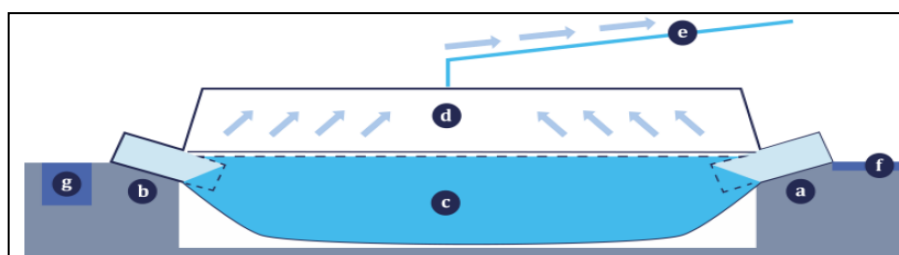


FIGURA 4: BIODIGESTOR ANAERÓBIO TUBULAR.
Fonte: Adaptado de Rhostofe (2013).

Apesar de apresentar como vantagem seu baixo custo e fácil construção e manutenção, como desvantagem seu baixo tempo de vida útil sendo de apenas 2 a 10 anos (GTZ/ENDEV, 2010).

2.3.1.4. Biodigestor UASB

De acordo com Jordão e Pessoa (2009), o reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor) ou reator RAFA (Reatores Anaeróbios de Fluxo ascendente) surgiu na Holanda no ano de 1970, na Universidade de Wageningen, como um modelo de reator anaeróbico, que tinha como característica a entrada de esgoto pelo fundo (Figura 5), em fluxo ascendente, e por dispor na parte superior do

reator um sistema de separação das fases líquida, sólida e gasosa, com lodo suspenso e formando flocos e grânulos.

O sistema UASB possui capacidade de reter grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, mesmo com baixos tempos de detenção hidráulica. Assim, os reatores compactos apresentam volumes reduzidos se comparados aos digestores anaeróbios convencionais, além de manterem alto grau de estabilização da matéria orgânica (COSTA, 2006).

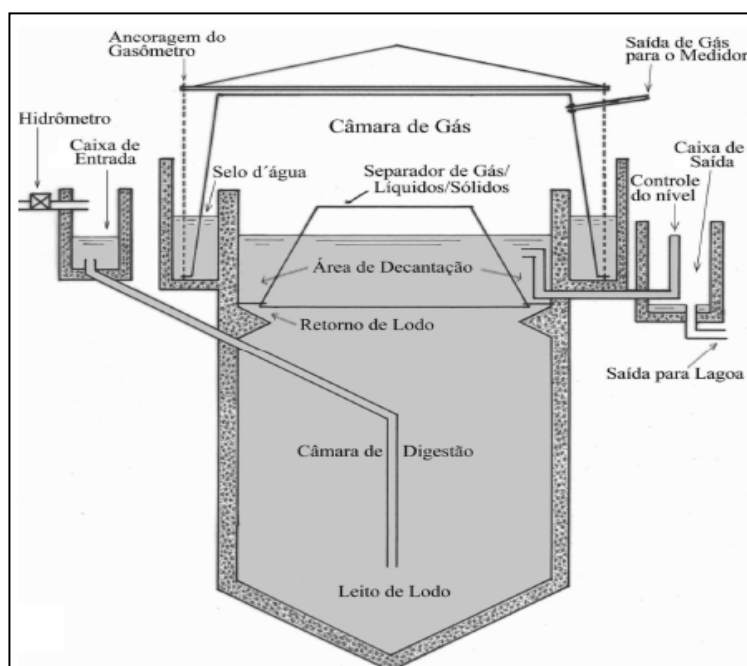


FIGURA 5: REPRESENTAÇÃO REATOR UASB.
Fonte: Adaptado de Feiden (2001).

Assim, Von Sperling (2005) destaca de forma resumida o comparativo entre as vantagens e desvantagens da utilização do sistema UASB na Tabela 4.

TABELA 4: VANTAGENS E DESVANTAGENS DA UTILIZAÇÃO DO SISTEMA UASB

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> Satisfatória eficiência na remoção de DBO_5 Baixos requisitos de área Baixos custos de implantação e operação Reduzido consumo de energia Não necessita de meio suporte Construção, operação e manutenção simples Baixíssima produção de lodo Estabilização do lodo no próprio reator Necessidade apenas da secagem e disposição final do lodo Rápido reinício após períodos de paralisação 	<ul style="list-style-type: none"> Dificuldade em satisfazer padrões de lançamento bem restritivos Possibilidade de efluentes com aspecto desagradável Remoção de nitrogênio e fósforo insatisfatória Possibilidade de maus odores (embora possam ser controlados) A partida do processo é geralmente lenta Relativamente sensível a variações de carga Usualmente necessita de pós-tratamento

Fonte: Adptado de Von Sperling (2005).

2.3.1.5. Biodigestor canadense

Esse modelo caracteriza-se por possuir uma base retangular fabricada em alvenaria, onde é depositado o substrato, e gasômetro é construído em manta flexível de Policloreto de Vinila (PVC) fixa sobre uma valeta coberta de água que circunda a base, como pode ser observado na Figura 6. É mais difundido em regiões quentes onde a temperatura ambiente ajuda a manter a temperatura no biodigestor em níveis adequados para a realização do processo de digestão anaeróbia (NISHIMURA, 2009).

A cobertura consiste em geomembrana sintética de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), que é fixada por um sistema de ancoragem ao redor do perímetro do biodigestor. O PEAD é um ótimo produto para grandes aplicações que exigem resistência contra radiação ultravioleta, ozônio e compostos químicos (AGCERT, 2005).

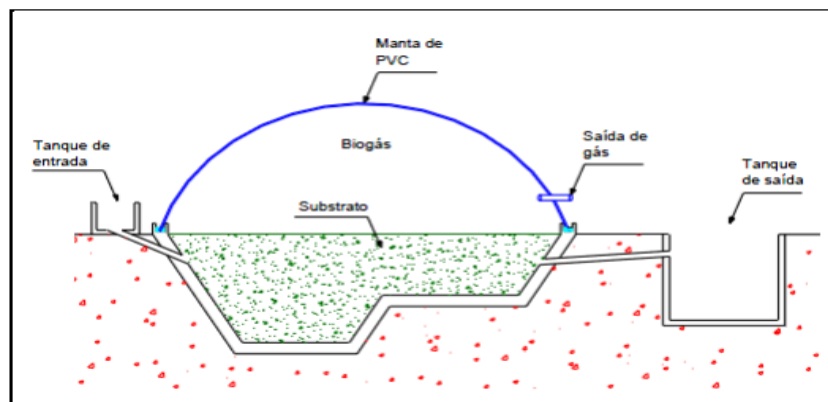


FIGURA 6: BIODIGESTOR MODELO CANADENSE.
Fonte: Nishimura (2009).

2.3.1.6. Biodigestor bioköler

De acordo com Souza (2010), o biodigestor Bioköler é desenvolvido por uma empresa brasileira. A Figura 7 representa uma ilustração do modelo. O local onde ocorre a fermentação é fabricado em fibra de vidro. Possui uma entrada de biomassa (Figura 7-1), fermentador (Figura 7-3), funil de separação (Figura 7-4), saída de biofertilizantes (Figura 7-5) e válvula de gás (Figura 7-2). Ele é construído no formato de barril, uma parte fica exposta a radiação solar para facilitar a

fermentação e a outra parte enterrada. O seu funcionamento segue o mesmo princípio dos modelos indiano e chinês no qual o insumo é inserido no fermentador em fluxo contínuo pela válvula de entrada (7-1). A reposição da carga orgânica faz com que o dejetos que foi tratado no fermentador (7-3) seja empurrado para parte de cima e desça pelo funil de separação (7-4) sendo expelido pela válvula de saída (7-5). Contudo o gás é canalizado para fora do tanque de fermentação por uma tubulação (7-2), diferentemente dos modelos chinês e indiano que movimentam a cúpula do fermentador para cima devido ao aumento de pressão do gás produzido. Esse modelo conta com um tanque de biomassa e biofertilizante anexo ao biodigestor.

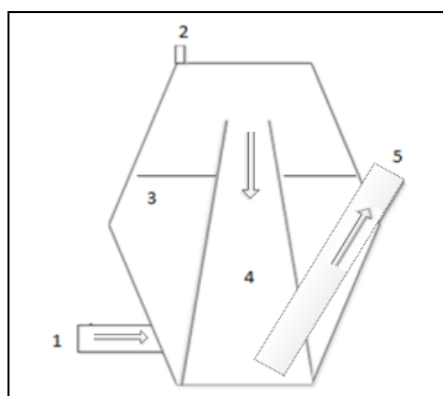


FIGURA 7: BIODIGESTOR BIOKÖLER.
Fonte: Adaptado de Souza (2010).

2.3.1.7. Biodigestor batelada

Segundo Deganutti (2002), esse modelo é um sistema simples e de pequena exigência operacional. Sua instalação pode ser constituída por um tanque anaeróbio ou vários tanques em série. Esse modelo é abastecido uma única vez, logo é um modelo contínuo, que se mantém em fermentação pelo período desejado. Após o término da produção de biogás o material orgânico é descarregado.

Ainda segundo o autor os modelos indiano e chinês são destinados a atender propriedades nas quais a biomassa é gerada em curtos períodos, como por exemplo a biomassa proveniente de gados que são levados a ordenha duas vezes ao dia, possibilitando uma coleta diária de biomassa a ser levada ao digestor. Já o modelo em batelada adapta-se melhor quando a disponibilidade de biomassa ocorre em períodos mais longos, como por exemplo a biomassa proveniente de granjas avícolas de corte, cuja biomassa só está disponível após venda dos animais e

limpeza do local. A Figura 8 mostra a vista frontal em corte do biodigestor em batelada, destacando os elementos principais para sua construção.

Em que:

D_i : diâmetro interno do digestor;

D_s : diâmetro interno da parede superior;

D_g : diâmetro do gasômetro;

H : altura do nível do substrato;

H_1 : altura ociosa do gasômetro;

H_2 : altura útil do gasômetro;

H_3 : altura útil para deslocamento do gasômetro;

b : altura da parede do digestor acima do nível do substrato;

c : altura do gasômetro acima da parede do digestor.

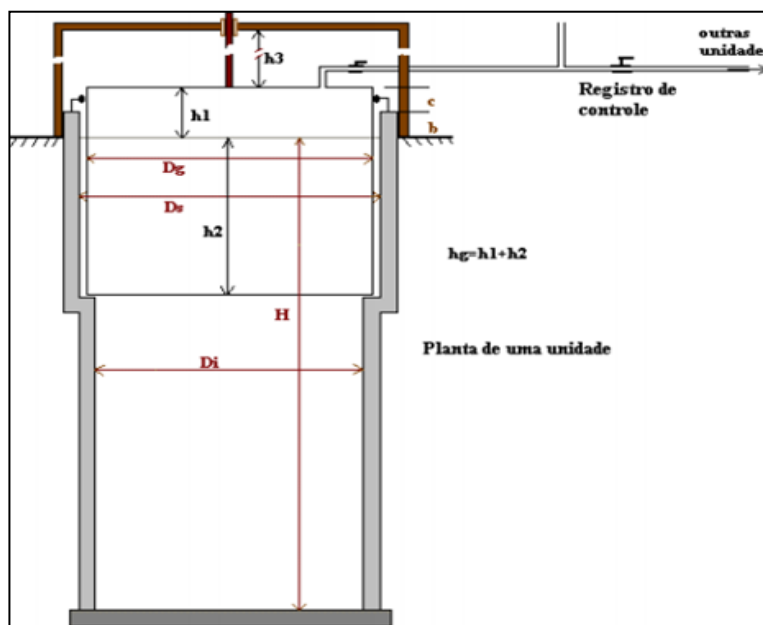


FIGURA 8: BIODIGESTOR BATELADA.
Fonte: Adaptado de Deganutti (2002).

A Tabela 5 mostra o comparativo entre os digestores conforme Souza (2010):

TABELA 5: COMPARAÇÃO ENTRE OS MODELOS DE BIODIGESTORES

Modelo	Fluxo de carregamento de biomassa	Principais elementos do biodigestor
Chinês	contínuo	Reservatório de biomassa Reservatório de biofertilizante Cúpula de gás Tanque de fermentação com divisão
Indiano	contínuo	Reservatório de biomassa Reservatório de biofertilizante Cúpula de gás Tanque de fermentação sem divisão
Canadense	contínuo	Lagoa de biomassa Lona para armazenamento de gás Reservatório de biofertilizante
Bioköhler	contínuo	Reservatório de biomassa Reservatório de biofertilizante Fermentador com funil de separação Balão de gás
Batelada	não-contínuo	Fermentador Reservatório de biofertilizante

Fonte: Adaptado de Souza (2010).

2.4. Ensaio BMP – biochemical methane potential

O ensaio BMP (Potencial Bioquímico de Metano), controla o volume que é gerado do biogás em uma porção de resíduos, mensurando a capacidade da degradação biológica dos resíduos de acordo com a produção total de CH₄. Os ensaios são controlados a partir de medições constantes de temperatura e pressão interna, além da pressão do ambiente (SILVA, 2016).

Segundo Henriques (2004), esse teste busca enriquecer os detalhes no que tange a transformação de resíduos sólidos em metano e dióxido de carbono utilizando o processo de decomposição anaeróbia. O teste simula o processo de biodigestão em condições ótimas.

Esse ensaio é baseado no controle da degradação biológica da matéria orgânica utilizada como insumo para biodigestão. Os métodos podem divergir entre si pelo uso de diferentes substratos ou presença de solução de nutrientes. É comum utilizar suplementos nutricionais como compostos nitrogenados, sódio, fosforo, solução de macronutrientes, o inóculo e uma solução de material biodegradável (substrato). É comum o experimento em laboratório ser realizado em triplicatas junto com um parâmetro controle, ou seja, deve-se incubar 3 frascos por tipo de substrato a ser degradado e um branco, no intuito de estabelecer um comparativo entre eles (MELO, 2010).

Estudos de Owen et al., (1979), nos quais se controla o pH e a remoção de oxigênio presente nos reatores de incubação. O substrato é incubado por 30 dias para substratos simples e por 120 quando se tratar de substratos lignocelulósicos,

apesar de a ASTM (1992), relatar que com 56 dias de incubação ou até que a produção do gás assumir estabilidade seja suficiente.

A temperatura de incubação para fase metanogênica fica, geralmente, no intervalo entre 30 °C-35 °C, de acordo com estudos de Chernicharo (2007) e Souza (2010), embora em estudos de Alves (2000) e Monteggia (2007) sugere-se utilizar no experimento na temperatura de 35 °C.

A evolução do processo é acompanhada através da medição de pressão com o método manométrico como referência. O aumento da pressão interna dos reatores indica que está havendo a produção do biogás. O método de aferição da pressão consiste na medição da pressão registrada pelo manômetro, o valor registrado é equivalente a pressão do mix de gases que compõem o biogás, ou seja, corresponde a soma da pressão do CO₂ e do CH₄ essencialmente (MELO, 2010).

Desse modo a análise via cromatografia gasosa utilizando um detector de condutividade térmica (TCD), se torna essencial para quantificar o conteúdo de cada componente isoladamente, uma vez que, o volume gerado é calculado multiplicando o volume do *headspace* pela quantidade percentual de metano presente, que será determinada na análise de cromatografia (ANGELIDAKI, 2009).

2.5. O biogás

O biogás é proveniente da decomposição de matéria orgânica (resíduos vegetais, dejetos animais, resíduos urbanos, resíduos industriais, entre outros) em meio anaeróbico. É grande o volume de resíduos provenientes das atividades agrícolas, esgotos domésticos, indústrias e lixo urbano. Como esses resíduos apresentam uma elevada carga poluente, faz-se necessária a criação de soluções que reduzam os impactos ambientais provocados por essa poluição, gastando o mínimo de energia possível durante o processo (BARTOLOMEU et al, 2001).

A crescente demanda de energia mundial e a necessidade de reduzir os impactos ambientais provocados pelos resíduos gerados nas atividades humanas são um dos principais desafios da atualidade. Diante deste cenário, a captura e posterior utilização do biogás produzido na degradação da matéria orgânica como fonte de energia se apresenta como uma alternativa (MIYAWAKI, 2014).

Devido ao seu alto potencial calorífico e por se tratar de um produto originado de fontes de biomassa renováveis, o biogás constitui um importante componente energético (MINAS E ENERGIA, 2016).

Por se tratar de uma mistura de gases, o biogás possui propriedades diferentes de acordo com a concentração de cada um desses constituintes. (FERNANDES, 2012).

2.5.1. Composição do biogás

O biogás é uma mistura gasosa composta principalmente por metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2), com traços de Hidrogênio (H), Nitrogênio (N) e gás Sulfídrico (H_2S) e outros gases de baixa representação (MIYAWAKI, 2014). O biogás se apresenta como um gás incolor, leve, não solúvel, geralmente isento de odor, insolúvel, leve e de baixa densidade. Sua composição específica depende da qualidade e do tipo de substrato utilizada no processo de produção (MAFACIOLLI, 2012).

Antes de utilizar o biogás como combustível, é necessário identificar sua composição química para que se possa determinar o real potencial de geração de energia, além de permitir também dimensionar os processos de pré-tratamento do biogás, com o objetivo de evitar danos nos equipamentos além de aumentar o seu poder calorífico (SILVA, 2006). A Tabela 6 apresenta a proporção média dos constituintes do biogás.

TABELA 6: COMPOSIÇÃO BÁSICA DO BIOGÁS

Composição	% do Volume
Metano (CH_4)	50 – 70 %
Dióxido de Carbono (CO_2)	25 – 50 %
Nitrogênio (N_2)	0 – 7 %
Gás Sulfídrico (H_2S)	0 – 3 %
Oxigênio (O_2)	0 – 2 %
Hidrogênio (H_2)	0 – 1 %
Amoníaco (NH_3)	0 – 1 %
Monóxido de Carbono (CO)	0 – 2 %
Outros Gases	0,01 – 06 %

Fonte: Adaptado de CETESB (2011).

Dentre os componentes do biogás, CO e o H₂S devem receber atenção especial. São considerados como principais fontes de problema em sua viabilidade de uso manuseio, armazenamento e aproveitamento energético. Eles interferem diretamente na qualidade do gás, dando origem a problemas como a corrosão no sistema de transporte do biogás até sua conversão em fonte de energia elétrica ou térmica, carecendo assim de tratamento para eliminação ou redução desses elementos (MAGALHÃES et al., 1986).

Segundo Oliveira (1993), a concentração aproximada do H₂S presente no biogás é de 10g/m³, logo, existe a necessidade de estar utilizando um filtro purificador para eliminar o seu poder de corrosão, mantendo a concentração de gás sulfídrico abaixo de 1,5 g/m³.

De acordo com Gaspar (2003), fatores como a quantidade e tipo de biomassa utilizada, dimensões e tipo de digestor, clima, entre outros, podem interferir na composição do biogás gerado. Porém, a composição básica não deve variar de forma significativa da composição.

A presença de vapor d'água, NH₃, CO₂ e H₂S no biogás o torna menos eficiente pois prejudica o processo de combustão e absorvem parte da energia gerada. Visto que é um gás tóxico e corrosivo, a presença de H₂S no biogás pode comprometer a vida útil do biodigestor e dos equipamentos que utilizam o biogás como combustível, além de reduzir a capacidade de geração de energia do mesmo (POSSA, 2013).

A Tabela 7 apresenta a comparação entre o m³ de biogás em comparação com outras fontes de energia.

TABELA 7: EQUIVALÊNCIA DO M³DE BIOGÁS COM OUTRAS FONTES DE ENERGIA.

Fonte de Energia	1m ³ de biogás
Gasolina	0,613 litro
Querosene	0,579 litro
Óleo Diesel	0,553 litro
Gás de Cozinha	0,454 litro
Lenha	1,536 quilo
Álcool Hidratado	0,790 litro
Eletricidade	1,428 kW

Fonte: Adaptado de Copel (2016).

Cardoso (2012), ressalta que o poder calorífico e peso específico inferior do biogás está diretamente ligado à quantidade de metano existente na mistura gasosa a Tabela 8 ilustra essa relação. Para aumentar o poder calorífico, o rendimento térmico e eliminar a característica corrosiva devido à presença de gás sulfídrico e água é preciso tratar e purificar o biogás produzido, a Tabela 8 mostra essa relação (OLIVEIRA; HIGARASHI 2006).

TABELA 8: PESO ESPECÍFICO E PODER CALORÍFICO INFERIOR EM RELAÇÃO A QUANTIDADE DE METANO PRESENTE

Composição Química	Peso Específico (kg/m ³)	Poder Calorífico Inferior (Kcal/Kg)
10 % de CH ₄ e 90 % CO ₂	1,8393	465,43
40 % de CH ₄ e 60 % CO ₂	1,46	2333,85
60 % de CH ₄ e 40 % CO ₂	1,2143	4229,98
65 % de CH ₄ e 35 % CO ₂	1,1518	4831,14
75 % de CH ₄ e 25 % CO ₂	1,0268	6253,01
95 % de CH ₄ e 05 % CO ₂	0,7768	10469,6
99 % de CH ₄ e 01 % CO ₂	0,7268	11661,02

Fonte: Adaptado de IANNICELLI (2008).

A Figura 9 mostra a relação entre o poder calorífico do biogás e a porcentagem em volume de metano presente no gás.

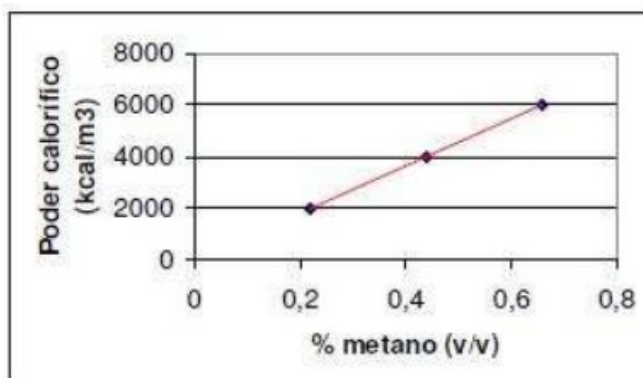


FIGURA 9: PODER CALORÍFICO EM FUNÇÃO DO PERCENTUAL DE METANO.
Fonte: Adaptado de ALVES (2000).

2.5.2. Formas de purificação

Segundo Oliveira (2005), para aumentar o poder calorífico, rendimento térmico e mitigar a ação corrosiva em função da presença de H_2S e água, é necessário tratar e purificar o biogás. A existência de elementos não combustíveis como água e CO_2 , atrapalha o processo de queima, pois quando estão presentes absorvem parte da energia gerada, assim, conforme aumenta-se a concentração dessas impurezas no biogás seu poder calorífico é reduzido, o que torna o biogás menos eficiente.

De acordo com Maia et al. (2015), os métodos de purificação do biogás podem ser divididos em duas categorias, as que envolvem fenômenos físico-químicos e as que envolvem processos biológicos.

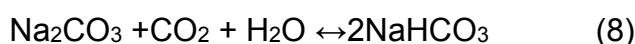
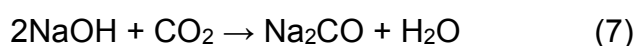
Conforme descrito por Zanette (2009), existem diversos mecanismos básicos para realizar a separação seletiva de componentes gasosos. Esses compostos podem incluir a absorção química ou física, a adsorção em superfície sólida, a separação por membranas, separação criogênica e a conversão química. Sendo que para o tratamento do biogás, os métodos de absorção física e química são geralmente os mais utilizados por serem mais econômicos, menos complicados e efetivos mesmo para as baixas vazões encontradas normalmente nas plantas de biogás.

2.5.2.1. Remoção de CO_2

Essa técnica consiste na lavagem do gás com água, processo simples de remover impurezas embora apresente consumo de grande quantidade de água além de depender de temperatura e pressão. Quando se opera com altas pressões grandes quantidades de CO_2 são removidas e com baixas pressões a remoção é menor. É importante destacar que a água em contato com o CO_2 torna-se muito ácida e corrosiva podendo apresentar um problema no momento do descarte (CRAVEIRO, LA IGLESIA E HIRATA, 1982).

2.5.2.2. Remoção do H₂S com hidróxido de sódio, potássio, cálcio

Segundo Craveiro, La Iglesia e Hirata (1982), ao entrar em contato com a solução de hidróxido de sódio, potássio ou cálcio ocorre a formação de bicarbonato por reação irreversível conforme as reações 7 e 8. Se o tempo for suficiente o H₂S será removido como mostra a reação 9. O mais barato entre eles é o hidróxido de cálcio, embora seja comum ocorrer uma problemática em sua utilização, a precipitação de carbonato de cálcio (CaCO₃), que pode provocar entupimento de bombas, dispositivos ou encanamentos.

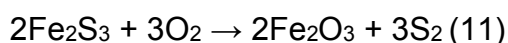


2.5.2.3. Purificação com óxido de ferro

Segundo Zicari (2003), essa técnica baseia-se em atravessar o biogás por uma torre com óxido de ferro Fe₂O₃ e madeira. O método também é conhecido como “esponja de ferro” pois materiais como palha de aço, cavacos e limalha são materiais comuns de se utilizar. O biogás é injetado pela parte inferior da torre e conforme circula por ela o H₂S vai se desprendendo de sua composição por meio da reação química com o óxido de ferro, a reação química é expressa pela reação 10.



Para recompor o óxido de ferro, basta insuflar oxigênio no processo, como descrito pela reação 11:



2.5.2.4. Remoção de Umidade

O grau de umidade do biogás será definido como aceitável ou não de acordo com sua utilização, que frequentemente é associado a seu ponto de orvalho, ou seja, a temperatura na qual o vapor de água presente se transforma em pequenas gotas por condensação. Esse procedimento pode ser feito utilizando-se glicóis, com

sílica gel ou qualquer outro elemento que consiga reter a umidade (CRAVEIRO, LA IGLESIA E HIRATA, 1982).

2.5.3. Formas de Utilização do Biogás

Após ser submetido a um processo de purificação, o biogás dá origem ao biometano, um gás que se equipara ao gás natural, podendo ser como gás combustível em substituição ao gás natural ou ao gás liquefeito de petróleo; na geração de energia elétrica, por meio de geradores; na geração de energia térmica; na indústria (como componente energético ou matéria prima); como combustível veicular, entre outras (MINAS E ENERGIA, 2016).

Segundo Coelho (2005), a conversão energética do biogás pode ser realizada de diversas maneiras. Porém o método de conversão mais utilizado consiste num processo de combustão controlada, onde a energia química contida no biogás é transformada em energia mecânica. Essa energia mecânica ativa um gerador que a converte em energia elétrica. Existe ainda a possibilidade do uso da queima direta do biogás em caldeiras para cogeração.

2.6. Metodologia de análise do biogás

2.7. Cromatografia gasosa

A cromatografia gasosa é uma técnica utilizada para separar e analisar e misturas através da interação entre seus elementos de uma fase estacionária e uma móvel. Geralmente essa técnica é aplicada para misturas nas quais tenham elementos voláteis que sejam estáveis tecnicamente (BRASIL, 2012).

Segundo Collins et al., (2003), uma corrente de gás atravessa de forma contínua uma coluna e quando a amostra passa pela coluna é vaporizada de forma rápida e arrastada pela coluna.

Os elementos quando são separados saem da coluna dissolvidos no gás de arraste e passam por um detector que gera sinal elétrico proporcional ao material aferido. Esse em função do tempo é chamado cromatograma, a partir de sua massa é consegue-se realizar análises quantitativas (LANÇAS, 1993, MENDHAM et al., 2002, SKOOG; NIEMAN; HOLLER, 2002).

A Figura 10 mostra um diagrama de blocos de um cromatógrafo a gás (SKOOG et al., 2002).

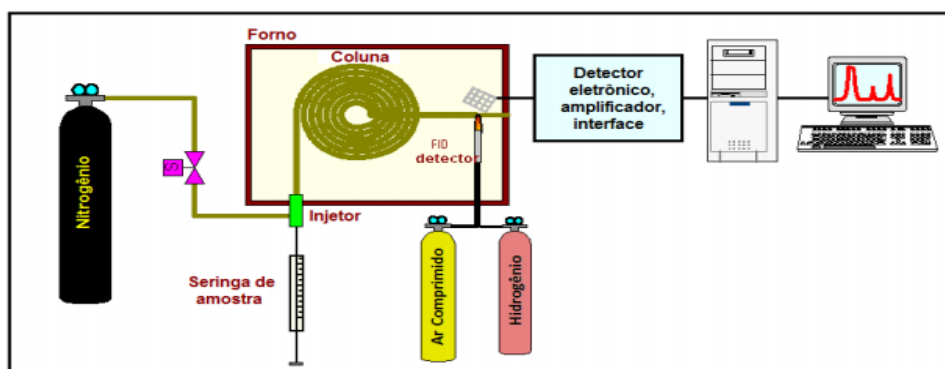


FIGURA 10: DIAGRAMA DE BLOCOS CROMATÓGRAFO GASOSO.
Fonte: Adaptado de Angelidaki. (2009).

2.7.1. Detectores

2.7.1.1. Detecção da cromatografia gasosa

Segundo Mastovska e Lehotay (2006), o sistema de detecção deve responder a analitos separados previamente em uma coluna cromatográfica e que atingem o detector com bandas discretas em fase gasosa. O detector monitora em poucos segundos a passagem dessas bandas e resulta num sinal transiente.

2.7.1.2. Detector de condutividade térmica – TCD

Segundo Augusto (2000), esse detector é considerado universal, que responde a concentração de soluto no gás de arraste. Os gases de arraste que são utilizados geralmente são o He ou H₂, eles apresentam condutividades térmicas muito elevadas, assim a condutividade térmica das misturas gás de arraste e soluto sempre serão menores quando comparadas com a condutividade térmica do gás de arraste, o que impede sinais negativos, no entanto ele é considerado pouco sensível para detecção.

Segundo o autor a detecção ocorre basicamente devido a passagem de corrente elétrica constante por um fio de metal muito fino, esse filamento pode ser de tungstênio, ouro, ou liga de tungstênio e rênio. Esse filamento metálico se encontra situado dentro de um orifício em um bloco metálico chamado de cela, esse bloco é onde o gás de arraste passa de forma contínua, o ambiente possui a

temperatura menor do que a temperatura do fio metálico essa variação de temperatura provoca oscilação na resistência elétrica do filamento que por sua vez provoca oscilação na voltagem que finalmente é coletada por um registrador que gera a cromatografia.

2.7.1.3. Detector de ionização de chama - FID

O detector de ionização de chama (FID) é útil para análises de amostras orgânicas. O funcionamento do FID ocorre devido ao contato do efluente da coluna misturado com hidrogênio e ar, que provoca uma chama com energia suficiente para ionizar as moléculas do composto que apresente potenciais de ionização mais baixos. Dessa forma os íons produzidos são coletados por eletrodos e a corrente iônica resultante é medida. Resumindo a detecção ocorre devido ao monitoramento da corrente produzida pela coleta desses portadores de carga. Assim o sinal que sai do detector vai para um registrador que confecciona o cromatograma (BRASIL, 2012).

2.7.1.4. Detector fotométrico de chama - FPD

O detector fotométrico de chama (FPD) é um tipo de detector utilizado no método de quimioluminescência. Esse método é o mais difundido para determinação de compostos sulfurados presentes no gás natural. O método consiste em reduzir através de vácuo a amostra, na presença de ar e hidrogênio no intuito de gerar monóxido de enxofre. Esse monóxido é levado para uma câmara de reação onde irá reagir com ozônio para gerar dióxido de enxofre e luz. Essa luz gerada é medida por um tubo fotomultiplicador sendo que esse sinal é linearmente proporcional a quantidade de enxofre presente (CRUZ; CAMPOS 2008).

A Figura 11 mostra os diferentes tipos de detectores utilizados na análise da cromatografia gasosa.

Detector	Seletividade	Limite de detecção	Faixa de concentração
Ionização de Chama (FID)	Compostos orgânicos	100 pg	10 ⁷
Condutividade Térmica (TCD)	Detector universal para compostos não orgânicos	1 ng	10 ⁷
Captura de elétrons (ECD)	Haletos, nitratos, nitritos, peróxidos, anidros, organometálicos	50 fg	10 ⁵
Nitrogênio-fósforo	Nitrogênio, fósforo	10 pg	10 ⁶
Fotometria de Chama (FPD)	Enxofre, fósforo, estanho, boro, arsênico, germânio, selênio, cromo	100 pg	10 ³
Fotoionização (PID)	Alifáticos, aromáticos, cetonas, ésteres, aldeídos, aminas, heterocíclicos, organosulfúricos, organometálicos	2 pg	10 ⁷
Espectrômetro de massa (MS)	Detector universal para compostos ionizáveis	fg levels	10 ⁷

FIGURA 11: DIFERENTES DETECTORES PARA CROMATÓGRAFO GASOSO.
Fonte: Adaptado de Brasil (2012).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização dos locais de realização do experimento

O estudo foi desenvolvido nos laboratórios de saneamento, física do solo, de resíduos sólidos e geotecnia da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste) no Município de Cascavel no Estado do Paraná. Na latitude: 24° 57' 21" S longitude: 53° 27' 19" W e altitude: 781 m. O início do experimento foi em 11-05-2017 e foi finalizado na data de 21-08-2017, totalizando 129 dias, quando identificada a queda no volume do biogás.

Foram realizados 4 (quatro) tratamentos com 3 (três) repetições, totalizando 12 reatores batelada com capacidade de volume de 250 mL cada, vedados com tampa de septo de borracha e identificados na parte superior, como mostra a Figura 12. Os tratamentos foram identificados de T1 a T4, com T variando de 1 a 3 (triplicata), sendo que dos 4 tratamentos, 1 deles foi classificado como controle (T1) utilizando o bagaço em estado natural. Os 3 tratamentos restantes variou-se a

granulometria do bagaço de cana e peneirou-se em peneira número 20 (T2), número 18 (T3) e número 16 (T4).

Fixou-se 200 mL como referência e preencheu-se cada biodigestor com a biomassa até essa marca, respeitando a proporção 70 % do volume em bagaço para 30 % do volume em dejetos de suinocultura.



FIGURA 12: BIODIGESTORES BATELADA.
Fonte: Arquivo pessoal.

3.2. Amostragem e tratamento preliminar

A biomassa utilizada foi composta por uma mistura de bagaço de cana a 70 % com dejetos da suinocultura a 30 % em volume e disponibilizada por um proprietário rural da cidade de Medianeira-PR. O material foi coletado todo de uma só vez e levado ao laboratório para diminuição na granulometria do bagaço e mistura com a biomassa da suinocultura.

Segundo Ogeda e Petri (2010), o pré tratamento de redução mecânica se baseia na diminuição do tamanho da partícula pela moagem, permitindo aumentar o desempenho das enzimas devido ao aumento da área superficial de contato e em alguns casos, pela diminuição do grau de polimerização e cristalinidade da celulose.

3.2.1. A granulometria do bagaço de cana

Secou-se a biomassa de bagaço de cana em estufa de ventilação forçada, marca *Nova Ética*, a temperatura de 105 °C por período de 24 horas (Figura 13). Na sequência, executou-se um tratamento mecânico em um moinho de bolas para redução de partículas do bagaço de cana, deixando-a em um recipiente plástico como mostra a Figura15. Na próxima etapa, realizou-se peneiramento utilizando peneiras de número 20, 18 e 16 (Figura 14).

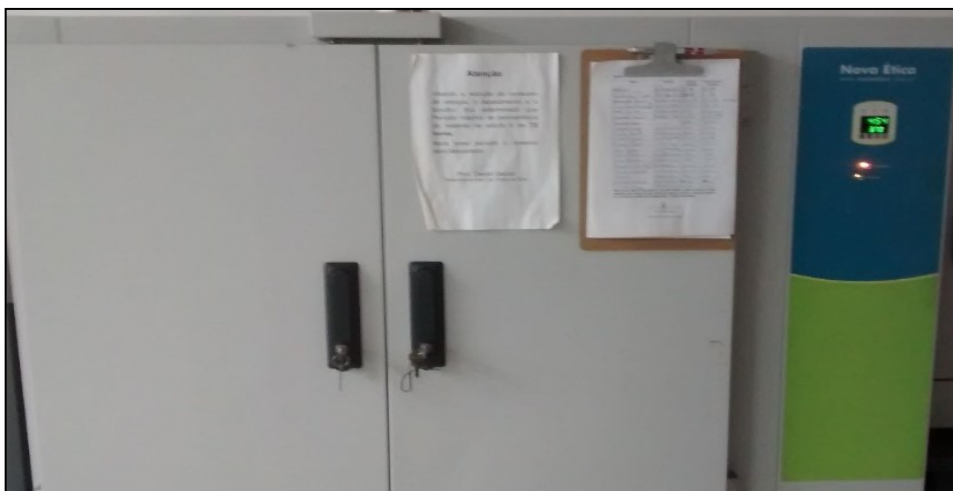


FIGURA 13: ESTUFA DE VENTILAÇÃO FORÇADA.
Fonte: Arquivo pessoal.



FIGURA 14: TRATAMENTO COM AS PENEIRAS E CENTRIFUGA.
Fonte: Arquivo pessoal.

Após o tratamento mecânico de redução das partículas e peneiramento, misturou-se o bagaço à biomassa da suinocultura para posterior caracterização de densidade, teor de umidade, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, do afluente e do efluente.



FIGURA 15: BAGAÇO DE CANA APÓS TRATAMENTO MECÂNICO NO MOINHO.
Fonte: Arquivo pessoal.

3.2.2. Caracterização do efluente e do afluente

Segundo Angelidaki (2009), o ensaio trata-se em inocular a biomassa em biodigestores bateladas, mantendo-se o experimento em temperatura controlada. Este procedimento permite acompanhar o volume de produção do biogás verificando a capacidade de biodigestão da biomassa. Acompanhou-se o ensaio por meio de constantes avaliações de pressão interna dos biodigestores. A Figura 16 ilustra um esquema de como funcionou o sistema.

Manteve-se o ambiente do frasco em condição anaeróbia e temperatura controlada a 37 °C em estufa da marca *Nova ética* e ao final pesou-se em balança de precisão pesando-se cada um dos biodigestores, conforme Figura 17.

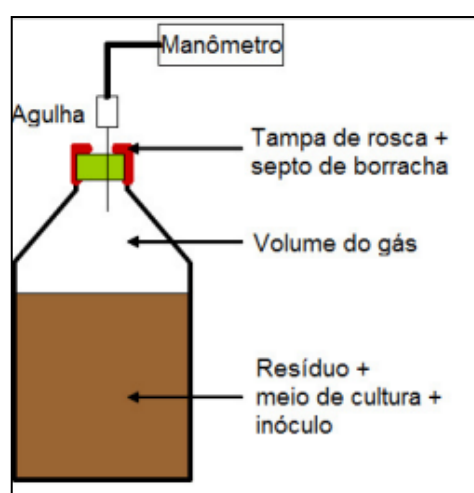


FIGURA 16: ESQUEMA DO REATOR BATELADA.
Fonte: Adaptado de Júnior (2006).



FIGURA 17: PESAGEM E INSERÇÃO DOS BIODIGESTORES NA ESTUFA.
Fonte: Arquivo pessoal.

3.2.3. Cálculo do volume do biogás – V

Aferiu-se semanalmente a pressão interna dos biodigestores por meio de um manômetro digital diferencial, da marca *ICEL* e modelo 82100, conforme mostra a Figura 18. Obtendo o valor de pressão com o manômetro e considerando as condições normais de temperatura e pressão, calculou-se o volume do biogás conforme a equação 1.



FIGURA 18: MANÔMETRO DIFERENCIAL.
Fonte: Arquivo pessoal.

EQUAÇÃO 1: CÁLCULO DO VOLUME DO BIOGÁS

$$\frac{P_1 \times V_1}{T_1} = \frac{P_2 \times V}{T_2} \quad (1)$$

Em que:

V = Volume do Biogás (m³);

V₁ = Volume do biodigestor (mL);

P₁ = Pressão do manômetro;

P₂ = P_{atm} = 1,013 x 10⁵ Pa;

T₁ = Temperatura da estufa em K;

T₂ = T_{ideal} = 273,15 K.

3.2.4. Análise dos dados

Realizou-se a análise de variância nos dados de **volume acumulado**, **percentual de ST, SF, SV, gases (CH₄, CO₂, H₂S)** nos 45, 80 e 101 dias, **remoção de sólidos totais e voláteis**. Fez-se a análise fatorial avaliando a interação entre dois fatores: **Tipo de tratamento** (T1, T2, T3 e T4) e **percentual de gases** (CH₄, CO₂, H₂S) em 45, 80 e 101 dias utilizando software Assistat 7.7 beta.

Avaliou-se o percentual de sólidos fixos, totais e voláteis, rendimento do biogás com relação a sólidos totais e voláteis, produção total de metano, produção total de metano em relação a sólidos totais e voláteis, em cada tratamento, plotados em gráficos utilizando o Software Microsoft Excel versão 2016.

Através da produção de biogás de cada experimento, e, por meio da derivada do volume com relação ao tempo, identificou-se os picos de produção máximo e mínimo de cada teste, conforme equação 2.

EQUAÇÃO 2: DERIVADA DO VOLUME COM RELAÇÃO AO TEMPO

$$\frac{\partial v}{\partial t} = \frac{V_2 - V_1}{T_2 - T_1} \quad (2)$$

Em que:

$\frac{\partial v}{\partial t}$ = derivada do volume em relação ao tempo;

V_2 = volume final;

V_1 = volume inicial;

T_2 = tempo final;

T_1 = tempo inicial.

3.2.5. Análise dos componentes do biogás - cromatografia

A análise da composição de biogás foi realizada por meio de cromatografia gasosa em um cromatógrafo com Detector de Condutividade Térmica (TCD) da marca *Perkin Elmer*, modelo *Clarus 680* (Figura 18), sendo identificadas as frações de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e sulfeto de hidrogênio (H₂S). Foi utilizada uma coluna empacotada Plot Q, utilizando-

se Hélio como gás de arraste a uma vazão de $30,0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ e uma rampa de aquecimento que permanece numa temperatura de 32°C nos 3,5 min iniciais, aumenta de 32°C até 100°C numa taxa de $20^\circ \text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, ao chegar em 100°C e permanece nesta temperatura por mais 2 min. Seringa para coletar o biogás e tubo a vácuo para coletar as amostras e evitar contato com o ambiente externo, conforme Figura 19.

Realizou-se análises com biogás padrão contendo as concentrações conhecidas dos gases metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S). A composição do biogás padrão está apresentada na Tabela 9.

Todas as análises foram realizadas em duplicatas. Foi injetado um volume de $200 \mu\text{L}$ de biogás em cada análise utilizando-se de uma seringa da marca Hamilton, modelo 1750RN SYR ($22/2''/2$ com capacidade de $500 \mu\text{L}$).

TABELA 9: COMPOSIÇÃO DO GÁS PADRÃO PARA CALIBRAÇÃO DO CROMATÓGRAFO

GÁS	CONCENTRAÇÃO (mol.mol ⁻¹)
CH_4	0,6507
CO_2	0,2994
H_2S	0,007



FIGURA 19: CROMATÓGRAFO UTILIZADO PARA LEITURA DOS COMPONENTES DO BIOGÁS.
Fonte: Arquivo pessoal.



FIGURA 20: PROCESSO DE REMOÇÃO DO BIOGÁS COM SERINGA.
Fonte: Arquivo Pessoal.

3.2.6. Densidade – d

Segundo Nogueira (2007), a densidade é característica fundamental, pois ela determina a logística de tratamento: o transporte e armazenamento.

Para tal, preencheu-se 25 mL de volume da proveta com a massa do substrato para avaliar sua densidade aparente (d).

A densidade aparente é definida como a razão da massa da biomassa sobre o volume da proveta conforme a equação 3:

EQUAÇÃO 3: DENSIDADE

$$d = \frac{m}{V} \quad (3)$$

Em que:

d = densidade da biomassa (g/m³);

m = massa da biomassa (g);

V = volume da proveta (m³).

3.2.7. Umidade – U (%)

Para obter o percentual de umidade realizou-se um ensaio de umidade inserindo as biomassas em cadinhos (Figura 20) e em seguida foram inseridos em uma mufla a temperatura de 105 °C por 45 minutos, deixando-a em estufa até a estabilização de peso por aproximadamente 12 horas. Após a secagem calculou-se a massa de água presente na amostra, encontrada pela diferença entre a massa da

amostra natural (M1) e massa da amostra seca (M2). Em seguida, realizou-se a razão entre a massa de água encontrada pela massa da amostra natural (M1'), obteve-se assim, o percentual de umidade da amostra, conforme as equações 4 e 5.

EQUAÇÃO 4: QUANTIDADE DE ÁGUA

$$H_2O = M1 - M2 \quad (4)$$

EQUAÇÃO 5: PERCENTUAL DE UMIDADE

$$U\% = \frac{H_2O}{M1'} \times 100 \quad (5)$$

Em que:

U% = umidade da amostra (%);

H₂O = massa de água contida na amostra (g);

M1 = massa da amostra natural com cadinho [cadinho + amostra natural] (g);

M1' = massa da amostra natural sem o cadinho [amostra natural - massa do cadinho] (g);

M2 = massa da amostra seca [cadinho + amostra seca] (g).

3.3. Série de sólidos

Para determinar a série de sólidos (sólidos totais, fixos e voláteis) inicialmente realizou-se um ensaio nos cadinhos, para eliminar todo tipo de resíduo contido neles. Esse ensaio consistiu em deixar os cadinhos a uma temperatura de 550 °C no interior de uma mufla por aproximadamente 60 minutos, em seguida pesou-se os cadinhos.

Triturou-se toda a biomassa em um mixer marca *Microton* modelo *MB 800* para manter toda a mistura homogênea, na sequência retirou-se 5 mL de amostra de cada biodigestor com uma seringa e inseriu-se esta amostra nos cadinhos em duplicatas, como mostra na Figura 21.

Na sequência, realizou-se um ensaio com a biomassa inserida na mufla a 105 °C por aproximadamente 45 minutos obtendo M2. Em seguida, manteve-se a biomassa a 550 °C por 2 horas obtendo M2'.

Em que:

M_2 = massa da amostra seca [cadinho + amostra seca] (g);

M_2' = cinzas [cinzas] (g).



FIGURA 21: AMOSTRAS PARA ENSAIO DE SÉRIE DE SÓLIDOS E EQUIPAMENTOS UTILIZADOS.
Fonte: Arquivo pessoal.

3.3.1. Determinação de sólidos totais – ST (%)

Para se obter o percentual de sólidos totais, primeiro, determinou-se os sólidos totais (ST) por meio da subtração entre a massa da amostra seca (M_2) e o peso do cadinho (P). Calculou-se a razão entre os sólidos totais e a massa da amostra natural (M_1'), conforme as equações 6 e 7:

EQUAÇÃO 6: SÓLIDOS TOTAIS

$$ST = M2 - P \quad (6)$$

EQUAÇÃO 7: PERCENTUAL DE SÓLIDOS TOTAIS

$$ST(\%) = \frac{ST}{M1'} \times 100 \quad (7)$$

Em que:

ST = sólidos totais (g);

ST % = sólidos totais (%);

M1' = massa da amostra natural [amostra natural – massa do cadinho] (g);

M2 = massa da amostra seca [cadinho + amostra seca] (g);

P = massa do cadinho (g).

3.3.2. Determinação sólidos fixos (cinzas) – SF (%)

Para se obter percentual de sólidos fixos, primeiro determinou-se os sólidos fixos (SF), por meio da subtração da massa da amostra calcinada (M2'), pela massa do cadinho vazio. Em seguida, dividiu-se o resultado encontrado pela massa da amostra natural (M1'), conforme as equações 8 e 9.

EQUAÇÃO 8: SÓLIDOS FIXOS

$$SF = M2' - P \quad (8)$$

EQUAÇÃO 9: PERCENTUAL DE SÓLIDOS FIXOS

$$SF\% = \frac{SF}{M1'} \times 100 \quad (9)$$

Em que:

SF = sólidos fixos (g);

SF %= sólidos fixos (%);

M2' = cinzas [cadinho + amostra seca] (g);

M1' = massa da amostra natural [amostra natural – massa do cadinho] (g);

P = massa do cadinho vazio (g).

3.3.3. Determinação de voláteis – SV (%)

Para se obter o percentual de sólidos voláteis, determinou-se os sólidos voláteis da amostra por meio da subtração da massa da amostra seca (M2) pela amostra calcinada (M2'). Na sequência, para obter o percentual de sólidos voláteis foi realizada a razão entre os sólidos voláteis (SV) e a massa da amostra natural (M1'), conforme as equações 10 e 11:

EQUAÇÃO 10: SÓLIDOS VOLÁTEIS

$$SV = M2 - M2' \quad (10)$$

EQUAÇÃO 11: PERCENTUAL DE SÓLIDOS VOLÁTEIS

$$SV\% = \frac{SV}{M1'} \times 100 \quad (11)$$

Em que:

SV = sólidos voláteis (g);

SV % = sólidos voláteis (%);

M1' = Massa da amostra úmida sem o cadinho [amostra natural tirando a massa do cadinho] (g);

M2 = Massa da amostra seca [cadinho + amostra seca] (g);

M2' = Massa da amostra calcinada [cadinho + amostra seca] (g).

3.4. Remoção de sólidos totais por biodigestor – RST (%)

Primeiro, calculou-se a remoção de sólidos totais por biodigestor, que é obtido pela subtração dos sólidos totais do afluente pelos sólidos totais do efluente. Em seguida dividiu-se o resultado pelos sólidos totais do Afluente, conforme as equações 12 e 13.

EQUAÇÃO 12: REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS

$$RST = STa - STe \quad (12)$$

EQUAÇÃO 13: PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS

$$RST\% = \frac{RST}{STa} \times 100 \quad (13)$$

Em que:

RST = remoção de sólidos totais (g);

RST % = remoção de sólidos totais (%);

STa = sólidos totais do afluente (g);

STe = sólidos totais do efluente (g).

3.5. Rendimento do biogás em relação a sólidos totais – RB/ST

Primeiro, efetuou-se a estimativa para o volume de produção do biogás, como mostrado na equação 1. Em seguida, encontrou-se o valor de remoção de sólidos totais, como mostra a equação (12). Logo após, realizou-se o quociente entre o valor do volume de produção de biogás pela remoção de sólidos totais, como demonstrado na equação 14:

EQUAÇÃO 14: RENDIMENTO DO BIOGÁS COM RELAÇÃO A SÓLIDOS TOTAIS

$$\frac{RB}{ST} = \frac{V}{RST} \quad (14)$$

Em que:

RB/ST = rendimento do biogás em relação a sólidos totais (m³/g);

V = volume do biogás (m³);

RST = remoção de sólidos totais (g).

3.6. Remoção de sólidos voláteis por biodigestor- RSV (%)

Primeiro, calculou-se a remoção de sólidos voláteis por biodigestor (RSV), que foi obtido pela subtração dos sólidos voláteis do afluente pelos sólidos totais do efluente. Em seguida, dividiu-se o resultado pelos sólidos voláteis do Afluente, conforme as equações 15 e 16.

EQUAÇÃO 15: REMOÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS

$$RSV = SVa - SVe \quad (15)$$

EQUAÇÃO 16: PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS

$$RSV \% = \frac{RSV}{SVa} \times 100 \quad (16)$$

Em que:

RSV = remoção de sólidos voláteis por biodigestor (g);

RSV % = remoção de sólidos voláteis por biodigestor (%);

SVa = sólidos voláteis do afluente (g);

SVe = sólidos totais do efluente (g).

3.7. Rendimento do biogás em relação a sólidos voláteis – RB/SV

Primeiro, efetuou-se a estimativa para o volume de produção do biogás, como mostrado na equação 1. Em seguida, é encontrado o valor de remoção de sólidos voláteis, como mostra a equação (15). Logo após, realizou-se o quociente entre o valor de produção de biogás pela remoção de sólidos totais, como demonstrado na equação 17:

EQUAÇÃO 17: RENDIMENTO DO BIOGÁS COM RELAÇÃO A SÓLIDOS VOLÁTEIS

$$\frac{RB}{SV} = \frac{V}{RSV} \quad (17)$$

Em que:

RB/SV = rendimento do biogás em relação a sólidos voláteis (m³/g);

V = volume do biogás (m³);

RSV = remoção de sólidos voláteis (g).

3.8. Produção total de metano por biodigestor – PT (CH₄)

Primeiro, calculou-se a produção diária de metano por m³ de biodigestor, que foi obtida pela razão da produção de biogás pelo volume do biodigestor. Em seguida, realizou-se o quociente entre o valor encontrado anteriormente e o

percentual de metano, multiplicando-se em seguida pelos dias que o experimento foi rodado, conforme mostra as equações 18 e 19.

EQUAÇÃO 18: PRODUÇÃO DIÁRIA DE METANO (CH₄)

$$P(\text{dia}) = \frac{V}{V_1} \quad (18)$$

EQUAÇÃO 19: PRODUÇÃO TOTAL DE METANO (CH₄)

$$PT(\text{CH}_4) = P(\text{dia}) \times \% \text{CH}_4 \quad (19)$$

Em que:

P(dia) = produção diária de biogás por m³ de biodigestor (m³biogás/m³ biodigestor);

PT (CH₄) = Produção total de metano (m³ de CH₄);

V = volume diário do biogás (m³);

V₁ = volume do biodigestor (m³);

% CH₄ = percentual de metano.

3.9. Rendimento do Metano com Relação a Sólidos Totais – R (CH₄) /ST

Primeiro, calculou-se a massa da matéria natural através da multiplicação do valor da vazão diária alimentada pela densidade do afluente, como mostra a equação 20. Em seguida, multiplicou-se o valor encontrado na equação 20 pelo percentual de sólidos totais, encontrados na equação 7. Na sequência, realizou-se o produto do valor obtido anteriormente pela produção diária de metano por biodigestor (encontrado na equação 19), e obteve-se por fim, o rendimento do metano com relação a sólidos totais, como descrito nas equações 20, 21 e 22.

EQUAÇÃO 20: MASSA DA MATÉRIA NATURAL

$$MN = Q \times da \quad (20)$$

EQUAÇÃO 21: SÓLIDOS TOTAIS CONTIDOS NA CARGA TOTAL DIÁRIA DO BIODIGESTOR

$$ST_{ct} = MN \times \%ST \quad (21)$$

EQUAÇÃO 22: RENDIMENTO DO METANO (CH₄) COM RELAÇÃO A SÓLIDOS TOTAIS

$$\frac{R_{CH_4}}{ST} = ST_{ct} \times PT(CH_4) \quad (22)$$

Em que:

MN = massa da matéria natural (g);

ST_{ct} = sólidos totais contidos na carga total diária do biodigestor (g);

R (CH₄)/ST = rendimento do Metano com Relação a Sólidos Totais;

Q = vazão diária da biomassa;

da = densidade do afluente;

% ST = sólidos totais (%);

PT (CH₄) = produção total de metano.

3.9.1. Rendimento de metano em relação a sólidos voláteis – R (CH₄) /SV

Primeiro, calculou-se a massa da matéria natural através da multiplicação do valor da vazão diária alimentada pela densidade do afluente, como mostra a equação 20. Em seguida, multiplicou-se o valor encontrado na equação 20 pelo percentual de sólidos voláteis, encontrados na equação 11. Na sequência, realizou-se o produto do valor obtido anteriormente pela produção diária de metano por biodigestor (encontrado na equação 18), e obtendo, por fim, o rendimento do metano com relação a sólidos voláteis, como descrito nas equações 23 e 24.

EQUAÇÃO 23: SÓLIDOS VOLÁTEIS CONTIDOS NA CARGA TOTAL DIÁRIA DO BIODIGESTOR

$$SV_{ct} = MN \times \%SV \quad (23)$$

EQUAÇÃO 24: RENDIMENTO DO METANO COM RELAÇÃO A SÓLIDOS VOLÁTEIS

$$\frac{R_{CH_4}}{SV} = SV_{ct} \times PT(CH_4) \quad (24)$$

Em que:

MN = massa da matéria natural (g);

SV_{ct} = sólidos voláteis contidos na carga total diária do biodigestor (g);

R (CH₄)/SV = rendimento do metano com relação a sólidos voláteis;

Q = vazão diária da biomassa;

da = densidade do afluente;

% ST = sólidos totais (%);

PT (CH₄) = produção total de metano.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir de 24 dias de teste, identificou-se produção de biogás em todos os tratamentos, como pode ser observado na Figura 22. O experimento controle (T1) no 24º dia, iniciou sua produção com 5,04 mL, manteve-se em escala decrescente até o 31º dia (4,16 mL). A seguir, percebeu-se aumento no volume até o 38º dia (5,04 mL). A partir daí, o comportamento permaneceu com sinais de queda até o 59º dia (3,58 mL). Doravante, ficou em decréscimo até o 115º dia, sinalizando nesta etapa um aumento de 1,39 mL para 1,75 mL. Ao final, seguiu em escala decrescente até a interrupção do experimento com 0,29 mL.

O tratamento T2 (20 mm) no 24º dia iniciou sua produção com 4,96 mL, mantendo-se em escala decrescente até o 31º dia (4,38 mL). Em seguida, notou-se aumento no volume até o 45º dia (7,59 mL). A partir daí, permaneceu em decréscimo até o 94º dia (3,28 mL). Doravante seguiu em decréscimo até a interrupção do experimento com 0,51 mL.

T3 (18 mm) no 24º dia iniciou sua produção com 5,84 mL, manteve-se em escala crescente até o 38º dia (6,71 mL). Em seguida, notou-se queda até o 52º dia (0,88 mL). A partir daí, ocorreu novamente aumento no volume que foi até o 59º dia (6,86 mL). Na sequência ficou em decréscimo até o 87º dia (5,69 mL), e, em seguida, entrou em escala decrescente até a interrupção do experimento com 0,73 mL.

Já T4 (16 mm) no 24º dia iniciou sua produção com 9,78 mL, manteve-se em escala crescente até o 45º dia (10,22 mL). Em seguida, observou-se queda até o 52º dia (4,09 mL). A partir daí, identificou-se novamente sinais de aumento de produção que ocorreu até o 94º dia (9,71 mL). Na sequência, ficou em decréscimo até o 87º dia (5,69 mL) e permaneceu em escala decrescente até a interrupção do experimento com 0,44 mL.

A oscilação do volume do biogás observada ao longo do processo se deve aos tempos de decomposição diferentes das duas biomassas. O dejetos suíno apresenta, por sua natureza, tempo de detenção hídrica mais rápido segundo Shih (1984) média de 15 a 30 dias, podendo levar mais ou menos dias, dependendo de

sua composição, química, viscosidade, nutrientes, quantidade de água, presente e temperatura. Ao passo que, o bagaço de cana, apresenta em sua composição um percentual de lignina elevado (22 % a 29 %). Segundo Rabelo (2010), a lignina apresenta estrutura complexa de ser quebrada pelas bactérias e sua presença na parede celular, portanto, dificulta a hidrólise enzimática dos carboidratos, tornando assim o tempo de decomposição do bagaço mais lento, variando de 80 a 150 dias.

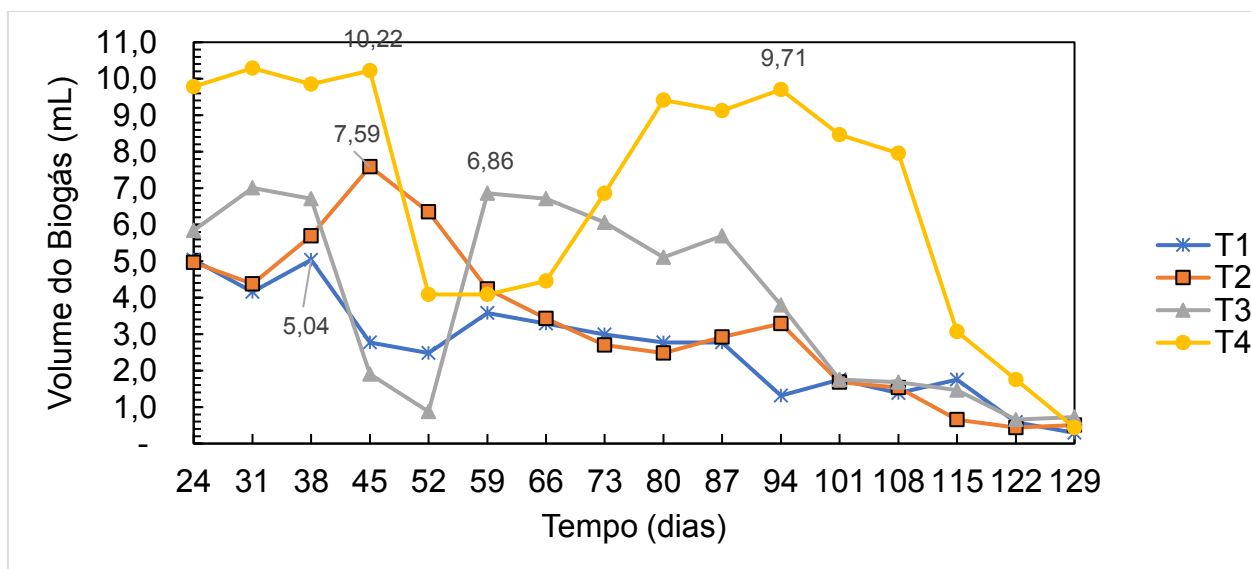


FIGURA 22: COMPORTAMENTO DO VOLUME DE CADA EXPERIMENTO AO LONGO DOS DIAS.

A relação fornecida pela derivada do volume pelo tempo, apresentou valores para produção de máxima e mínima do biogás em cada um dos testes, conforme Figura 23. Essa relação serviu como prova real, para verificar se, de fato, os dias que ocorreram os pontos de máximo volume coincidem com os dias apontados pelo acompanhamento semanal do experimento (Figura22).

O tratamento controle (T1) demonstrou que, ao longo do período analisado, os pontos de máxima produção de volume ocorreram no 38º dia com 0,32 mL, 52º dia com 0,15 mL, 87º dia com 0,21 mL e 115º dia, com 0,17 mL. Os pontos de produção mínima ocorreram nos dias 45, 80 e 122, com 0,04 mL, 0 mL, e 0,04 mL, respectivamente.

Já em T2 (20 mm), observou-se que, os pontos de máxima produção do volume ocorreram no 38º dia com 0,27 mL, 52º dia com 0,30 mL, 94º dia com 0,23 mL e 108º dia, com 0,13 mL. Os pontos de produção mínima ocorreram nos dias 45, 73 e 101, com 0,18 mL, 0,03 mL, e 0,02 mL, respectivamente.

Em T3 (18 mm) verificou-se que, os pontos de máxima produção de volume ocorreram no 38º dia com 0,69 mL, 52º dia com 0,85 mL, 94º dia com 0,29 mL e 115º dia, com 0,11 mL. Os pontos de produção mínima ocorreram nos dias 31, 59 e 122, com as produções de 0,15 mL, 0,08 mL, e 0,01 mL, respectivamente.

E em T4 (16 mm) constatou-se que, os pontos de máximo volume ocorreram no 45º dia com 0,88 mL, 73º dia com 0,36 mL e 108º dia com 0,70 mL. Os pontos de volume mínimo ocorreram nos dias 38, 52 e 80, com as produções de 0,05 mL, 0 mL, e 0,07 mL, respectivamente. Embora o gráfico de comportamento de volume ao longo dos dias (Figura 21) demonstrou o ponto de máximo volume ocorrendo no experimento T4 no dia 45 (10,22 mL) e 94 (9,71 mL), o gráfico da derivada do volume pelo tempo (que considera a variação do volume), mostrou que, na realidade, os dias de máximo volume ocorreram no 45º e 108º dia, como mostrado no gráfico do tratamento T4 na Figura 24.

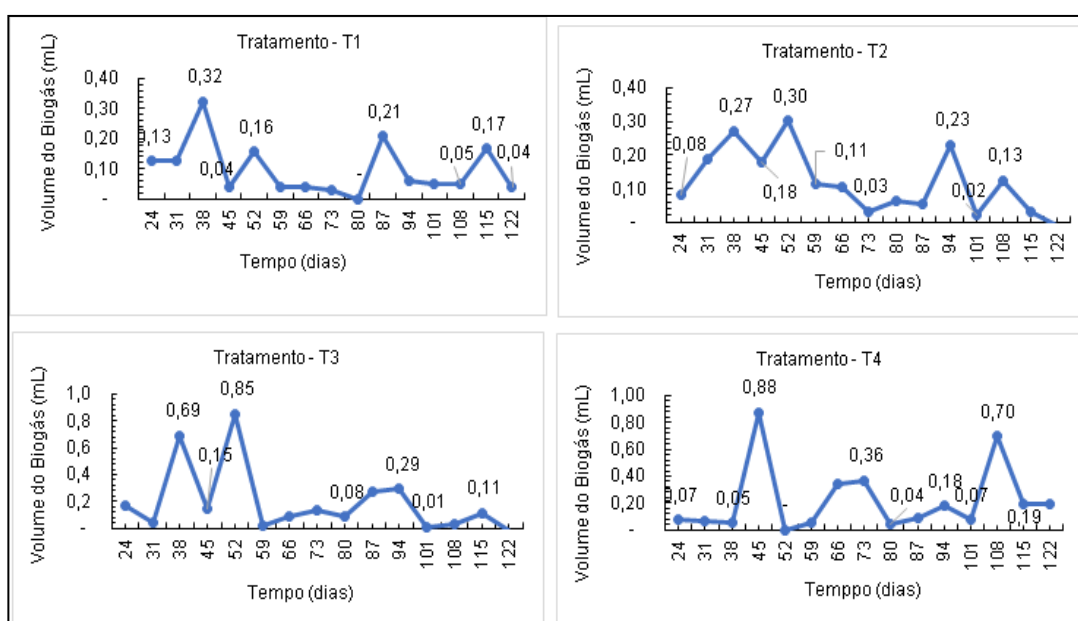


FIGURA 23: DERIVADA DO VOLUME COM RELAÇÃO AO TEMPO.

O gráfico da Figura 24, mostra a produção do volume acumulado dos 4 tratamentos ao longo de 129 dias de análise. Aos 38 dias T4 (16 mm) produziu 29,92 mL, seguido de T3 (18 mm) com 19,56 mL, T2 (20 mm) com 15,03 mL e T1 (controle) com 14,23 mL. Aos 45 dias T4 (16 mm) produziu 40,14 mL de seguido por T2 (20 mm) com 22,62 mL, em seguida T3 (18 mm) com 21,46 mL, e por fim, T1 (controle) com 17,0 mL.

Aos 52 dias T4 (16 mm) produziu 44,23 mL, seguido por T2 (18 mm) com 28,97 mL, em seguida, T3 (20 mm) com 22,33 mL, e por último T1 (controle) 19,49 mL. Aos 73 dias T4 (16 mm) produziu 59,63 mL, seguido por T3 (18 mm) com 41,96 mL, em seguida, T2 (20 mm) com 39,34 mL, e por fim, T1 (controle) com 29,34 mL. Aos 129 dias, T1 (controle) produziu um total de 41,96 mL, T2 (20 mm) 52,84 mL, T3 (18 mm) com 62,84 mL e T4 (16 mm) com 109,54 mL.

Resultados semelhantes foram observados por Gonzales et al., (2008), utilizando dejetos de suinocultura, a redução de partículas aumentou a biodegradabilidade e por conseguinte favoreceu a ação dos microorganismos anaeróbios.

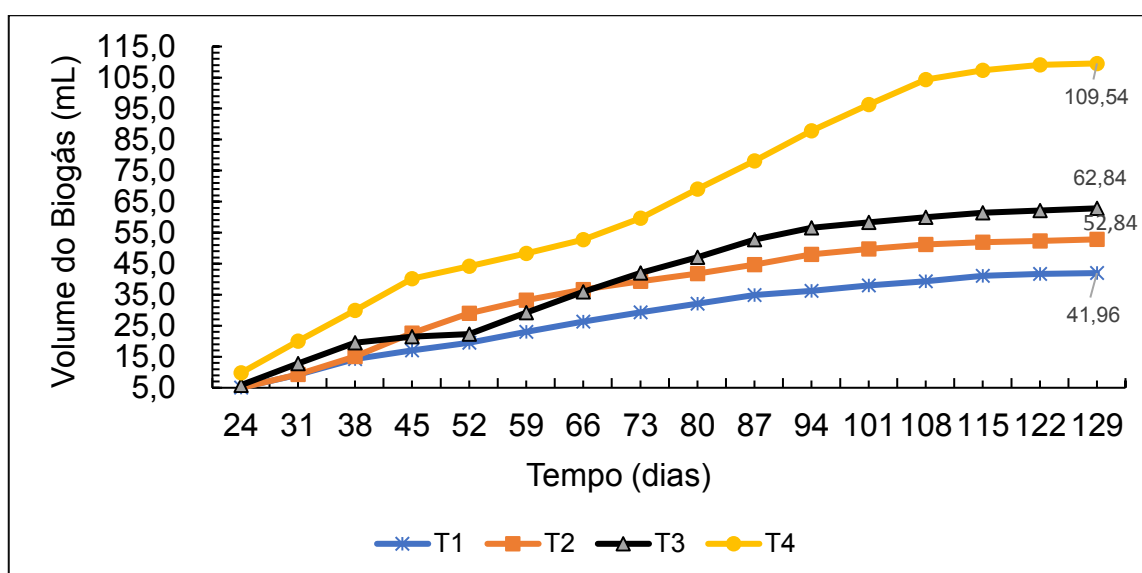


FIGURA 24: VOLUME ACUMULADO DE CADA EXPERIMENTO.

Aos 45 dias de observações, os números da análise de variância mostraram que não houve diferença significativa entre os tratamentos estudados. Os resultados das produções médias de biogás foram: T1 (controle) com 11,36 mL, T2 (20 mm) igual a 12,99 mL, T3 (18 mm) com 14,92 mL e T4 (16 mm) com 24,97 mL. Aos 73 dias corridos, não se observou diferença significativa entre a produção de biogás nos tratamentos T1 (24,55 mL), T2 (34,53 mL) e T3 (32,34 mL), no entanto, observa-se que T4 (51,23 mL) diferenciou-se dos demais em volume. Aos 101 dias todos os tratamentos demonstraram diferenças na produção de biogás, T1 (35,28 mL), T2 (46,06 mL), T3 (53,67 mL) e T4 (82,85 mL). Aos 129 dias, constatou-se diferença significativa entre os 4 tratamentos: T1 (41,01 mL), T2 (52,07 mL), T3 (53,67 mL) e

T4 (82,85 mL). Os valores das análises de variância estão apresentados na Tabela 10.

TABELA 10: ANÁLISE DE VARIÂNCIA COM O VOLUME ACUMULADO DOS 4 TRATAMENTOS COM RELAÇÃO AOS DIAS

DIAS	T1 (CONTROLE)	T2 (20 mm)	T3 (18 mm)	T4 (16 mm)
45	11,36672 a	12,990540 a	14,924520 a	24,97759 a
73	24,55795 b	34,538040 b	32,348620 b	45,32330 a
101	35,28609 c	46,06897 bc	53,677180 b	82,85115 a
129	41,96506 d	52,84161 c	62,845570 b	109,5433 a

Médias seguidas de mesma letra iguais e minúsculas na linha não apresentam diferença significativa a 5 % de probabilidade.

O tratamento T1 (controle) aos 45 dias de experimento, apresentou 3,15 % de metano (CH₄), 2,77 % de dióxido de carbono (CO₂), 1,36 % de gás sulfídrico (H₂S). Aos 80 dias corridos, 4,15 % de metano (CH₄), 3,77 % de dióxido de carbono (CO₂), 2 % de gás sulfídrico (H₂S). Aos 101 dias, 0,21 % de metano (CH₄), 0,91 % de dióxido de carbono (CO₂), 0,026 % de gás sulfídrico (H₂S), conforme Figura 25.

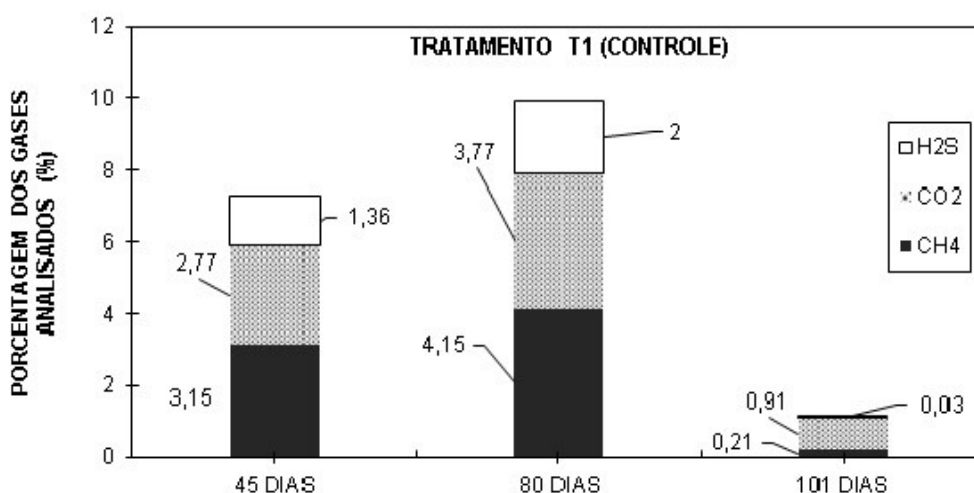


FIGURA 25: PERCENTUAL DE GASES DO EXPERIMENTO CONTROLE.

T2 (20 mm), aos 45 dias de experimento, apresentou 4,64 % de metano (CH₄), 0,12 % de dióxido de carbono (CO₂), 0,0148 % de gás sulfídrico (H₂S). Aos 80 dias corridos, 22,32 % de metano (CH₄), 16,10 % de dióxido de carbono (CO₂), 8,97 % de gás sulfídrico (H₂S). Aos 101 dias, 2,61 % de metano (CH₄), 1,76 % de dióxido de carbono (CO₂), 3,97 % de gás sulfídrico (H₂S), conforme Figura 26.

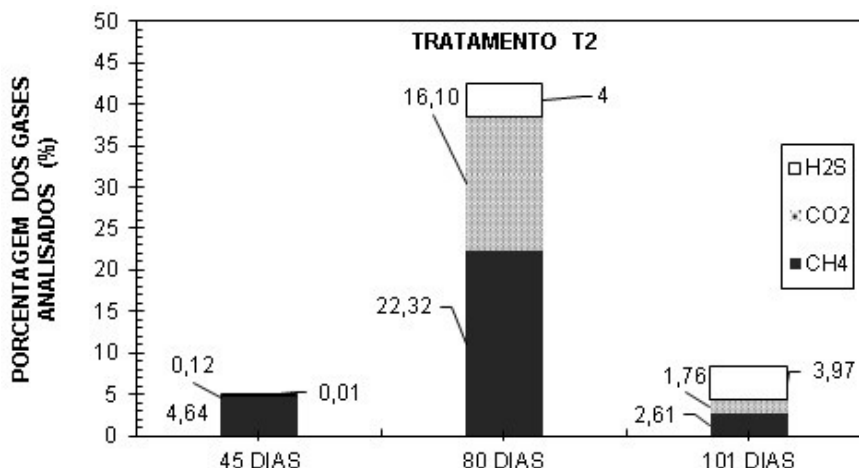


FIGURA 26: PERCENTUAL DE GASES DO EXPERIMENTO T2.

Já T3 (18 mm) aos 45 dias de experimento, apresentou 38,93 % de metano (CH₄), 11,82 % de dióxido de carbono (CO₂), 2,67 % de gás sulfídrico (H₂S). Aos 80 corridos, 0,46 % de metano (CH₄), 0,16 % de dióxido de carbono (CO₂), 2,02 % de gás sulfídrico (H₂S). Aos 101 dias, 2,43 % de metano (CH₄), 3,17 % de dióxido de carbono (CO₂), 2,02 % de gás sulfídrico (H₂S), conforme Figura 27.

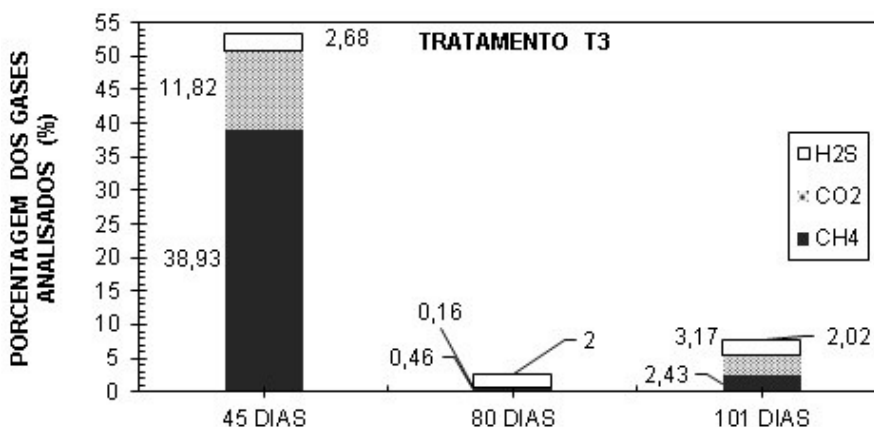


FIGURA 27: PERCENTUAL DE GASES DO EXPERIMENTO T3.

E T4 (16mm) aos 45 dias de experimento, apresentou 46,79 % de metano (CH₄), 26,09 % de dióxido de carbono (CO₂), 10,01 % de gás sulfídrico (H₂S). Aos 80 dias corridos 43,57 % de metano (CH₄), 12,38 % de dióxido de carbono (CO₂), 2,01 % de gás sulfídrico (H₂S). Aos 101 dias, 37,66 % de metano (CH₄), 16,10 % de dióxido de carbono (CO₂), 3,97 % de gás sulfídrico (H₂S), conforme Figura 28.

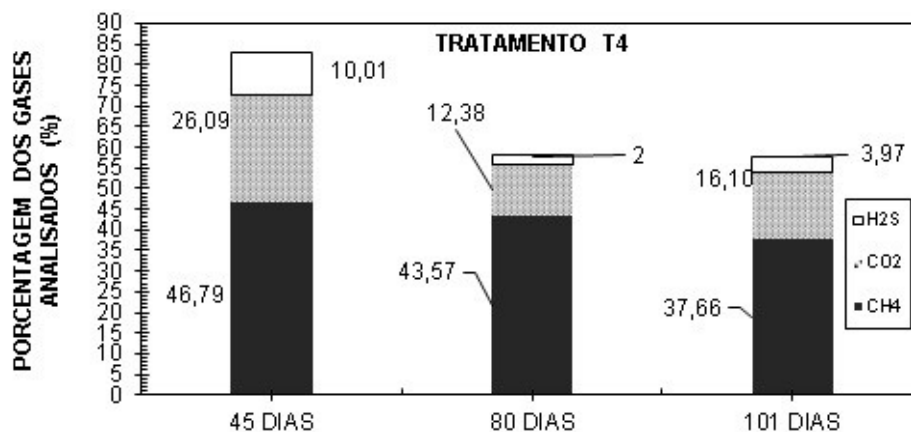


FIGURA 28: PERCENTUAL DE GASES DO EXPERIMENTO T4.

Aos 45, 80 e 101 dias, para os gases avaliados (CH_4 , CO_2 e H_2S) observou-se interação significativa entre os tratamentos, o que pode ser constatado através do valor de F sendo significativo em todos os casos, como mostra a Tabela 11, o que confirma os resultados obtidos através dos gráficos.

TABELA 11: VALORES MÉDIOS DA ANÁLISE FATORIAL DO PERCENTUAL DE GASES EM CADA TRATAMENTO AOS 45, 80 E 101 DIAS DE ANÁLISE

GASES	T1 (CONTROLE)	T2 (20 mm)	T3 (18 mm)	T4 (16 mm)
45 dias				
CH4	3,15000 cA	4,6450 cA	38,9290 bA	46,7850 aA
CO2	2,7790 cAB	0,1211 dB	11,8190 bB	26,0950 aB
H2S	1,36750 bcB	0,0125 cB	2,67910 bC	10,0600 aC
F	**	**	**	**
80 dias				
CH4	4,1550 cA	22,3210 bA	0,4800 cA	37,6650 aA
CO2	3,4900 bA	16,1050 aB	0,1650 bA	12,3850 aB
H2S	2,5750 bA	4,04500 aC	2,0600 bA	2,00500 bC
F	**	**	**	**
101 dias				
CH4	0,2150 cA	2,6170 bAB	2,4300 bA	37,0250 aA
CO2	0,9100 cA	1,76500 cB	3,1690 bA	16,1010 aB
H2S	0,0382 cA	3,97500 aA	2,0210 bA	3,97500 aC
F	**	**	**	**

Médias seguidas de mesma letra minúsculas e iguais na linha e maiúsculas e iguais na coluna, não se diferem a 1% de probabilidade

TABELA 12: VALORES MÉDIOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO PERCENTUAL DE GASES EM CADA TRATAMENTO AOS 45, 80 E 101 DIAS DE ANÁLISE

T	GASES	45 dias	80 dias	101 dias
T1	CH ₄	3,15900 b	4,1550 a	0,2100 c
	CO ₂	2,78500 b	3,7600 a	0,9150 c
	H ₂ S	1.13590 a	2,0050 a	0,0295 b
T2	CH ₄	4,64500 b	22,319 a	2,6110 b
	CO ₂	0,12500 b	16,690 a	1,7600 b
	H ₂ S	0,01110 b	3,9600 a	3,9690 a
T3	CH ₄	38,9311 a	0,4660 b	2,43100 c
	CO ₂	11.8210 a	0.1650 c	3,17210 b
	H ₂ S	2.68160 a	2.0050 a	2,02500 a
T4	CH ₄	46.7950 a	43.570 a	37,6650 b
	CO ₂	26.0950 a	12.385 c	16,1080 b
	H ₂ S	10.0110 a	2.0050 c	3,97500 b

Médias seguidas de mesma letra iguais e minúscula na mesma linha não apresentam diferença significativa a 5 % de probabilidade.

Resultados semelhantes foram observados por Zhen-Hu, Han-Ging, e Ren-Fa, (2005) quando estudaram sobre a degradação anaeróbia de resíduos celulósicos, utilizando a redução na granulometria do substrato, isso provocou aumento na taxa de hidrólise, acidogenese e um tempo de biodegradação menor. Isso é positivo, uma vez que, a hidrólise é considerada processo chave na digestão anaeróbia para converter biologicamente os resíduos.

A Figura 29, apresenta os parâmetros de rendimento do biogás com relação a cada grama de sólidos totais (RB/ST) e sólidos voláteis (RB/SV) adicionados ao biodigestor. No experimento T1 (controle) houve rendimento de $6,6 \times 10^{-7}$ m³ de biogás para cada grama de sólidos totais adicionado e de $6,5 \times 10^{-7}$ m³ de biogás para cada grama de sólidos voláteis adicionados. T2 (20 mm) produziu $5,3 \times 10^{-7}$ m³ de biogás para cada grama de sólidos totais adicionados e $5,2 \times 10^{-7}$ m³ de biogás para cada grama de sólidos voláteis adicionados. T3 (18 mm) obteve rendimento de $7,6 \times 10^{-7}$ m³ de biogás por sólidos totais e sólidos voláteis adicionados. E T4 (16 mm) obteve a produção de $1,4 \times 10^{-6}$ m³ de biogás para cada grama de sólidos totais e de sólidos voláteis adicionados.

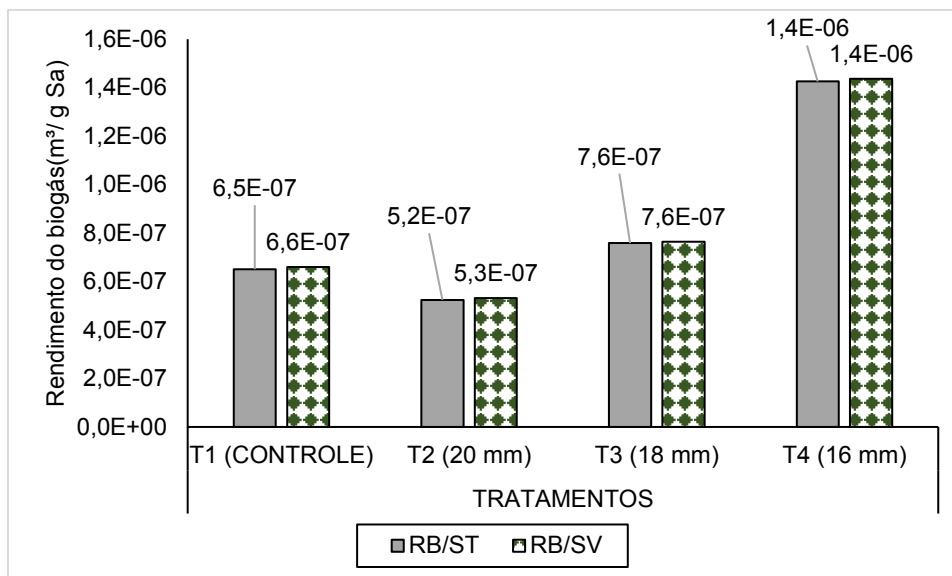


FIGURA 29: RENDIMENTO DO BIOGÁS COM RELAÇÃO A SÓLIDOS TOTAIS E VOLÁTEIS.

A Figura 30, apresenta os parâmetros de remoção de sólidos totais (RST) e remoção de sólidos voláteis (RSV) por biodigestor. O experimento T1 (controle), obteve remoção de 44,4 g de sólidos totais e 44,1 g de sólidos voláteis por biodigestor. Em T2 (20 mm) a remoção foi de 80,2 g de sólidos totais e 79,8 g de sólidos voláteis. T3 (18 mm) apresentou valores de 64,7 g de sólidos totais e de 78,5 g de sólidos voláteis. E em T4 (16 mm) a remoção foi de 82,3 g e de voláteis 62,2 g por biodigestor.

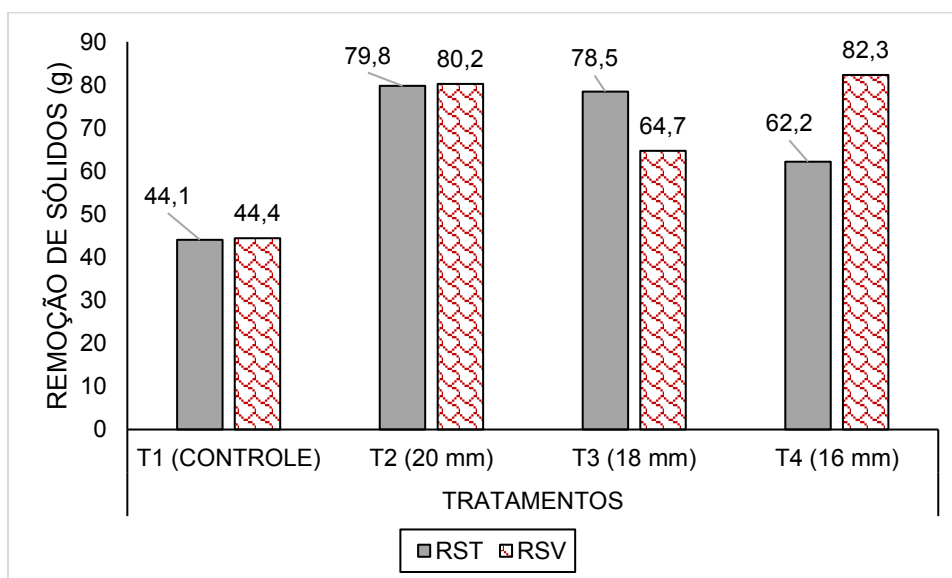


FIGURA 30: REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS E VOLÁTEIS.

A Figura 30, apresenta os resultados de percentual de sólidos totais (ST %), sólidos voláteis (SV %) e sólidos fixos (SF %). Para sólidos totais, T1 (controle) apresentou 9 %, T2 (20 mm) 7,7 %, em seguida T3 (18 mm) com 7,402 %, e T4 (16

mm) com 7,1 %. Para sólidos voláteis, T1 (controle) apresentou 93,7 %, T2 (20 mm) com 94 %, em seguida T3 (18 mm) com 97,9 %, e T4 (16 mm) com 94 %. Para sólidos fixos, T1 (controle) apresentou 6,3 %, T2 (20 mm) com 6 %, em seguida T3 (18 mm) com 2,1 %, e, T4 (16 mm) com 6 %.

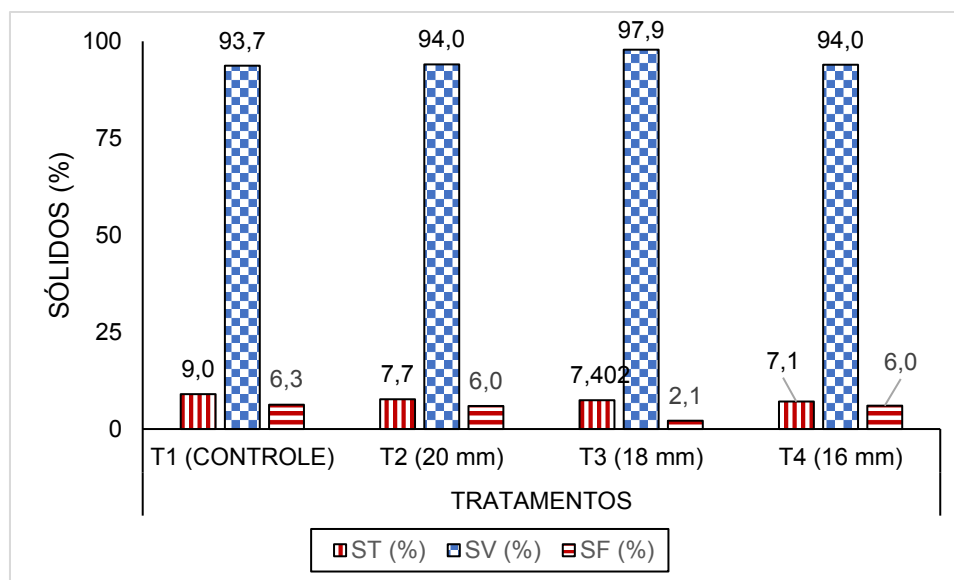


FIGURA 31: PERCENTUAL DE SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS.

TABELA 13: ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA PARÂMETROS DE PERCENTUAL DE SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS, REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS E VOLÁTEIS

T	ST (%)	SF (%)	SV (%)	RST	RSV
T1	9,02399 a	6,36038 a	93,796010 b	44,18018 c	44,41507 c
T2	7,73077 a	6,05107 a	94,06923 ab	79,86432 a	80,27921 a
T3	7,40207 b	2,01594 a	97,932920 a	78,55971 a	64,72543 b
T4	7,10430 a	6,08558 a	94,04156 ab	62,28634 b	82,39613 a

Médias seguidas de mesma letra iguais e minúscula na mesma linha não apresentam diferença significativa a 5 % de probabilidade.

A Figura 32, traz os resultados de produção total de metano CH_4 (m^3) para cada grama de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) adicionados ao biodigestor. T1 (controle) apresentou $1,6 \times 10^{-8}$ m^3 de metano para cada grama de sólidos totais adicionados e $1,6 \times 10^{-8}$ m^3 para cada grama de sólidos voláteis adicionados. T2 (20 mm) produziu $5,2 \times 10^{-8}$ m^3 para cada grama de sólidos totais adicionados e $1,6 \times 10^{-8}$ m^3 para cada grama de sólidos voláteis adicionados. T3 (18 mm) obteve valores de $1,6 \times 10^{-8}$ m^3 para cada grama de sólidos totais adicionados e $1,1 \times 10^{-7}$ m^3 para cada grama de sólidos voláteis adicionados. E T4 (18 mm) produziu $6,1 \times 10^{-7}$ m^3 para cada

grama de sólidos totais adicionados e $6,1 \times 10^{-7}$ m³ para cada grama de sólidos voláteis adicionados no biodigestor.

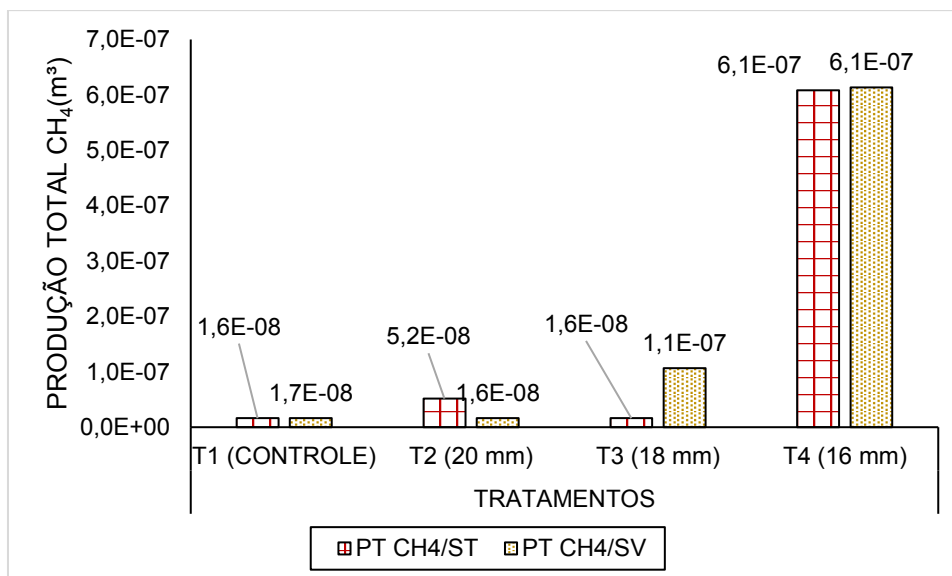


FIGURA 32: PRODUÇÃO TOTAL DE METANO COM RELAÇÃO A SÓLIDOS TOTAIS E VOLÁTEIS.

A Figura 33, apresenta a produção total de metano em m³ em cada um dos testes. O tratamento T1 (controle) produziu $1,4 \times 10^{-4}$ m³, T2 (20 mm) $1,3 \times 10^{-5}$ m³, T3 (18 mm) $1,1 \times 10^{-3}$ m³ e T4 (16 mm) $6,0 \times 10^{-3}$ m³. De forma análoga, Menardo et al., (2012), avaliou que o tratamento mecânico anterior, para redução de partículas dos subprodutos utilizados como biomassa, aumentou mais de 80 % a produção de metano e afirma que no processo de biodigestão anaeróbia, a granulometria é um parâmetro físico relevante, uma vez que, provoca influencia na bioestabilização do afluente utilizado na entrada do biodigestor.

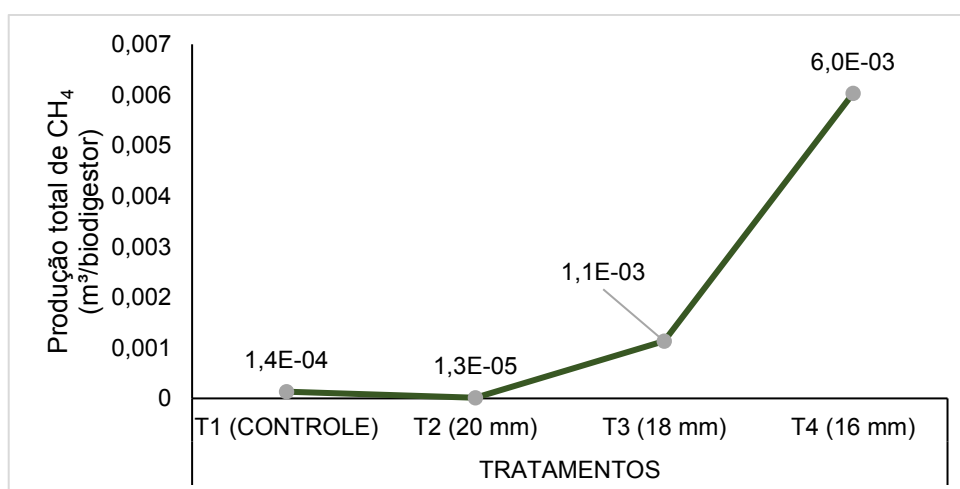


FIGURA 33: PRODUÇÃO TOTAL DE METANO DE CADA EXPERIMENTO.

5. CONCLUSÃO

Tendo o exposto apresentado e tomando como base os resultados encontrados, concluiu-se que o aumento na área superficial específica, por meio da redução mecânica no tamanho das partículas do bagaço de cana, provocou ambiente mais favorável ao ataque das bactérias em T4 que apresentou menor granulometria (16 mm) e com isso, confirmou-se a hipótese elucidada no início do experimento.

Como sugestão para estudos futuros buscar analisar a produção de biogás com outra biomassa misturada ao bagaço de cana avaliando os mesmos índices deste trabalho, no objetivo de estabelecer um padrão comparativo.

REFERÊNCIAS

AGCERT. Projeto de Mitigação HG AWMS BR05-B-03, Brasil. Mecanismo de Desenvolvimento Limpo UNFCCC. Documento de Design de Projeto, 2005.

ALCÂNTRA, P.B **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2007. Disponível em: <http://repositorio.ufpe.br/bitstream/handle/123456789/5397/arquivo6780_1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 16 mar. 2017.

ALVES, J.W.S. – Diagnóstico técnico institucional da recuperação e uso energético do biogás gerado pela digestão anaeróbia de resíduos, 2000.

American society for testing and materials - ASTM (1992). *Standard Test Method for Determining the Anaerobic Biodegradation Potential of Organic Chemicals*. p.5.

ANGELIDAKI, I. **Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays**. 2009. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/3d7f/978bf42ca85b5b0f626606dd4e8ae72de302.pdf>>. Acesso em: 31 mar. 2017.

APHA.A.W. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters. 20 ed. Washington, 1998.

AQUINO, Vicente de. **Biogás: ótima fonte de energia que é pouco aproveitada**. 2013. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/noticialnt.asp?id=6942>>. Acesso em: 19 jun. 2017.

ARCHER, D.B.; KIRSOP, B.H. (1990). The microbiology and control of anaerobic digestion. In: Andrew, W. (Ed.), *Anaerobic Digestion: A Waste Treatment Technology*. Critical Reports on Applied Chemistry, vol. 31, pp. 43–91.

ATLAS, R. M.; BARTHA, R. Microbial ecology fundamentals and applications. Third edition, USA, The Benjamin/Cummings Publishing Company, INC, 1993. 563p.

AUGUSTO, F. Cromatografia a Gás: Curso de Diapositivos. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Química. Campinas, São Paulo, 2000. Chemkeys. Licenciado sob Creative Commons (BY-NC-SA). Disponível em: www.chemkeys.com. Acesso em 31/03/2017.

BALAT, M. H; Öz, C., 2008. Progress in bioethanol processing. Progr. Energy Combust. Sci., 34 (5): 551–573.

BARTHOLOMEU, M. B. Formulação do modelo de otimização da qualidade do biogás em um biodigestor de modelo tubular: um estudo de caso no município de Conchas – SP. **Revista de Economia e Administração**, v.6, n.2, 215-235p, abr./jun. 2007. Disponível em: <http://esalqlog.esalq.usp.br/wp-content/uploads/2015/08/Formula%C3%A7%C3%A3o-de-modelo-de-otimiza%C3%A7%C3%A3o-da-qualidade-do-biog%C3%A1s-em-um-biodigestor-de-modelo-tubular_um-estudo-de-caso-no-munic%C3%A0pio-de-Conchas-SP.pdf>. Acesso em: mar. 2017.

BARTHOLOMEU, D. B., SALVI, J.V., JUNIOR, A.A., ROCHA, M. T. – Co-geração de Energia a partir do Bagaço de Cana, p. 4-8, 2001 – Disponível no sítio de Internet <http://cepea.esalq.usp.br>. Acessado em 27/7/2017.

BELLI FILHO, P. Stockage et odeurs des dejections animales cas du lisier de porc. Thèse de Doctorat de L'Univesrsité de Rennes I. France. 1995. 181 p.

BENINCASA, M.; ORTOLANI, A.F.; JUNIOR, J.L. Biodigestores convencionais? Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 1991. 25 p.

BLEY JR., C. (coordenador). Gestão Ambiental da Suinocultura -Manual do Assistente Técnico. Curitiba: Convênio MMA-PNMAII/ SEMA/IAP/FUNPAR, 2003. 162 p.

BOHN, C. et al. Influência da Alcalinidade na Taxa de Geração de Biogás no Tratamento de Efluentes de um Frigorífico de Aves. 2014.

BOUALLAGUI H.; HAOUARI O.; TOUHAMI Y.; BEN C.R.; MAROUANI L.; HAMDÍ M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*, p.1–6. 2004.

BRASIL. A. M. P. Embrapa. Avaliação da Viabilidade do Uso de Resíduos na Agricultura. Jaguariuna: Edislene Ap. Bueno Ruza, 2008. 9 p. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/circular_19.pdf>. Acesso em: 11 abr. 2017.

BRASIL. Ministério Do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. 2012. Disponível em: <http://www.sinir.gov.br/documents/10180/12308/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf/e183f0e7-5255-4544-b9fd-15fc779a3657>. Acesso em: 09 abr. 2017.

BRITO, F.L.S de. **Biodigestão Anaeróbia Em Duplo Estágio Do Bagaço De Cana De Açúcar Para Obtenção De Biogás.** 2011. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/755M.PDF>>. Acesso em: 15 mar. 2017.

CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de esgotos Sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Projeto PROSAB. São Carlos, 1999.

CARDOSO, B. M. Uso da Biomassa como Alternativa Energética. Projeto de Graduação (Curso de Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2012.

CARREAS, N. O biogás. 2013. Disponível em: <<http://www.renenergyobservatory.org/br/programa-de-capacitacao/o-biogas.html>>. Acesso em: 09 jun. 2016.

CASSINI, A. S. (2008). Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul Estudo de Processos Alternativos no Pré-tratamento de Efluentes Provenientes da Produção de Isolados Protéicos Estudo de Processos Alternativos no Pré-tratamento de Efluentes Provenientes da Produção de Isola.

CASTILHO JUNIOR, A. B. – Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos para os Municípios do Cirsures, 2000.

CERVI, R.G. **Avaliação econômica do aproveitamento do biogás e biofertilizante produzido por biodigestão anaeróbia: estudo de caso em unidade biointegrada.** 2009. viii, 57 f. Dissertação - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, 2009. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/90632>>.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – São Paulo / SP. A Produção mais limpa (P + L) no setor sucroalcooleiro – Informações gerais. São Paulo, SP, 2002. 14 p.

CETESB – Secretaria Do Meio Ambiente De São Paulo – Biogás. 2011. Disponível em: <<http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/biogas.asp>> Acesso em 05 dez 2011.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de engenharia Sanitária e Ambiental, 379p. 2007.

CHILE. Ministerio de Energía. Manual de Biogás. Santiago de Chile, 2011. Disponível em: <www.fao.org/docrep/019/as400s/as400s.pdf>. Acesso em: mar. 2017.

COELHO, S. T. Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto. USP/IEE/CENBIO - Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

COLLINS, G.; WOODS, A.; MCHUGH, S.; CARTON, M. W.; O'FLAHERTY, V. Microbial community structure and methanogenic activity during start-up of psychrophilic anaerobic digesters treating synthetic industrial wastewater. *Microbiology Ecology*. v.46, p. 159-170, 2003.

CONAB.**ACOMPANHAMENTO DA SAFRA BRASILEIRA:** Monitoramento agrícola – Cana-de-açúcar. 2016. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_04_14_09_06_31_boletim_cana_portugues_-_4o_lev_-_15-16.pdf>. Acesso em: 20 set. 2017.

COPEL. Biomassa.2016. Disponível em: <<http://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=/hpcopel/root/pagcopel2.nsf/docs/24349F1A246428E1032574240049F201>>. Acesso em: 15 mar. 2017.

COSTA, D. F. **Geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento de esgoto**. 2006. 194 f. Dissertação (mestrado) – Programa Interunidades de Pós - Graduação em Energia (PIPGE), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

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

CRUZ, L. P. S.; CAMPOS, V. P. **Métodos De Amostragem E Análise Para Compostos Reduzidos De Enxofre Atmosférico**. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v31n5/a47v31n5.pdf>>. Acesso em: 01 abr. 2017.

DA COSTA SOUSA, L.; CHUNDAWAT, S.P.S.; BALAN, V.; DALE, B.E. Cradle-to-grave assessment of existing lignocellulose pretreatment technologies. *Curr. Opin. Biotechnol.*, v.20, p.339–347.2009.

DAL PRÁ, M.A. Desenvolvimento de um sistema de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos. 2006. 125p. Dissertação (Mestrado), Departamento de Zootecnia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS.

DEGANUTTI, R. **Biodigestores Rurais: Modelo Indiano, Chinês E Batelada**. 2002. Disponível em:

<http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?pid=MSC0000000022002000100031&script=sci_arttext&lng=pt>. Acesso em: 19 jun. 2017.

DEMIRBAS M. F, 2009, "Biorefineries for biofuel upgrading: A critical review". *Applied Energy* v. 86, pp. 151–161

DERERIE, D.Y.; TROBRO, S.; MOMENI, M.H.; et al. Improved bio-energy yields via sequential ethanol fermentation and biogas digestion of steam exploded oat straw. *Bioresource Technology*, v.102, p.4449–4455. 2011.

DIESEL, R., MIRANDA, C.R., PERDOMO, C.C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Boletim informativo Embrapa, CNPSA, 31 p., Concórdia, 2002.

EMBRAPA. Biogás: independência energética do Pantanal Mato-Grossense. Concórdia: Embrapa, 1981. Disponível em: Acesso em: 20 mar. 2017.

FAN, Y., ZHANG, Y., ZHANG, S., HOU, H., REN, B. Efficient conversion of wheat straw wastes into biohydrogen gas by cow dung compost. *Bioresource Technology*, 97 (3), 500–505, 2006.

FAO – Food and Agriculture Organization. Biogas processes for sustainable development. Roma (Itália), 1992.

FEIDEN, A. *Gestão da Biomassa Residual: Bases Conceituais. Notas de Aula: Curso de Capacitação em Geração de Energia Elétrica com Biogás - Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Marechal Cândido Rondon, 2010.*

FEIDEN, A. **Tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca através de biodigestor anaeróbio com separação de fases em escala piloto**. 2001. 80 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) -

Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, 2001.

FERNANDES, D. M. **Biomassa e Biogás da suinocultura**. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2012.

FERNANDES, D. M. **Eficiência da Biodigestão Anaeróbia no Manejo da Biomassa Residual na Unidade Granja Colombari**. 2011. 82 f. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental em Municípios) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2011.

FILHO, J. A. C. Biogás, independência energética do Pantanal Mato-grossense. Circular técnica nº. 9. Corumbá, EMBRAPA, 1981. 53p.

FUKUSHIMA, Romualdo Shigueo. **Correlação entre Digestibilidade In Vitro da Parede Celular e Três Métodos Analíticos para a Avaliação Quantitativa da Lignina**. 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbz/v30n2/5467.pdf>>. Acesso em: 01 abr. 2017.

GASPAR, R. Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo-PR. 2003.

GERARDI, Michael M. The microbiology of Anaerobic Digestors. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, USA, 2003. 177 p.

GONZÁLEZ, F.C.; LEÓNCOFRECES, C.; GARCÍA-ENCINA, P. Different Pretreatment for Increasing the Anaerobic Biodegradability in Swine Manure. *Bioresource Technology*. v.99, n.18 p.8710-8714, Dec. 2008

GOULD, J. M. Alkaline peroxide delignification of agricultural residues to enhance enzymatic saccharification. *Biotechnology and Bioengineering*, 26(1):46-52, 1984.

GTZ/ENDEV (2010). Installation manual for low-cost polyethylene tube digesters. Germany. Available at: https://energypedia.info/images/1/19/Low_cost_polyethylene_tube_installation.pdf.

GTZ/GIZ (1999). Biogas digest: Volume 2: Biogas application and product development. GTZ. Available at: <http://ebookbrowse.net/isat-gtz-1999-biogas-digest-volume-ii-biogas-application-and-product-development-pdf-d331669159>.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida**. 2005, 157p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

HENRIQUES, R.M (2004). **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica**. Dissertação de Mestrado - Instituto Aberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ. 189p.

IANNICELLI, L. A. **Reaproveitamento energético do biogás de uma indústria cervejeira**. Taubaté. Dissertação de Mestrado. DEM/UNITAU, 2008.

IZUMA, K. OKISHIO YU-KI, NAGAO, N. NIWA, C. YAMANOTO, S. TODA, T. Effects of Particle Size on Anaerobic Digestion of Food Waste Biodeterioration & Biodegradation: 64, 601-608, 2010.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgoto Doméstico. Tratamento de Esgoto Doméstico. 5ª ed. Rio de Janeiro, 2009.

KAAR, W. E, HOLTZAPPLE, M. T. Using lime pretreatment to facilitate the enzymatic hydrolysis of corn stover. Biomass and Bioenergy, 18:189–199, 2000.

KANOKWAN, B et al., State indicators for monitoring the anaerobic digestion process., et al. 20, December 2010, Water Research, Vol. 44, pp. 5973-5980.

KUNZ, A.; PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Biodigestores: avanços e retrocessos. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA, 2004. 5 p. Disponível em: Acesso em: 15 de mar. 27.

LABIOGAS – Laboratório de Biogás do Parque Tecnológico de Itaipu - PTI. 2013 Disponível em: Acesso em: 20 mar. 2017.

LAGRANGE, B. Biomethane: principes, techniques, utilisations. Édisud/Énergies alternatives. Aix-en-Provence, 1979. 246 p.

LANÇAS, F. M. Cromatografia em fase gasosa. São Carlos **Acta**, p. 254,1993.

LIMA, M. R. O; FREIRE, A. L. G; ANDRADE, L. B; SANTOS, L. G. Comparação dos níveis de pressão positiva contínua nas vias aéreas através de dois sistemas. J Pediatr (Rio J). 2004; 80:401-6.

LIU, C.; YUAN, X.; ZENG, G.; 2008. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. Bioresource Technology, 99, 882 – 888. 2008.

MACÊDO, J.A.B de. Introdução a química ambiental: química e meio ambiente e sociedade. Juiz de Fora - MG: Jorge Macêdo, 2002. 487p.

MACHADO, G.B. Tratamento de Resíduos Sólidos. 2013. Disponível em: <<http://www.portalresiduossolidos.com/tratamento-de-residuos-solidos/>>. Acesso em: 11 mar. 2017.

MAFACIOLLI, D. **Produção de biogás através do processo de digestão anaeróbia utilizando dejetos de aves de postura com suplementação de glicerina bruta**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - UNIVATES. Lajeado, 2012.

MAGALHÃES, A. P. T., – Biogás: um projeto de saneamento urbano, 1986.

MAIA, D. G. S. et al. Desenvolvimento de um sistema para purificação de biogás utilizando FE/EDTA como absorvente. ENGEVISTA, V. 17, n. 2, p. 219-231, Junho. 2015.

MASTOVSKA, K.; LEHOTAY, S. J.; J. Agric. Food Chem. 2006, 54, 7001.

MEES, J. B. R. Tratamento de resíduos líquidos I. Tecnologia em Gerenciamento Ambiental, Ministério da Educação, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Medianeira, 2006. p. 7-21. Disponível em: Último acesso: 13 /05/2017.

MELO, Eusileide Suianne Rodrigues Lopes de. **Análise De Biodegradabilidade Dos Materiais Que Compõem Os Resíduos Sólidos Urbanos Através De Ensaio Bmp (Biochemical Methane Potential)**. 2010. Disponível em: <http://repositorio.ufpe.br/bitstream/handle/123456789/5281/arquivo2415_1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 31 mar. 2017.

MENDHAM, J. et al. Vogel: Análise química quantitativa, 6 ed. Rio de Janeiro: LTC Editora, 2002.

MENARDO, S. AIROLDI, G. BOLSARI, P. The Effect of Particle Size and Thermal Pré-Treatment on the Methane Yield of Four Agricultural by Products. Bioresource Technology: 104, 708-714, 2012.

METCALF, A.; EDDY, M. S. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4. ed. New York: McGraw- Hill, 2003. 1819p.

MINAS E ENERGIA. Secretaria de Minas e Energia do Estado do Rio Grande do Sul. Plano Energético do Rio Grande do Sul. 2016.

MIRANDA, H. A. **Influência da recirculação de efluentes e do tempo de retenção no desempenho de biodigestores operados com estrume de suínos**. 1991. 137 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1991.

MIYAWAKI, B. **Purificação de biogás através de cultivo de microalgas em resíduos agroindustriais.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais, 2014

MONTEGGIA, L. O. (2007). Metodologias para Determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.12. n.2. p.192-201. Disponível em:<www.scielo.br/pdf/esa/v12n2/a10v12n2.pdf>. Acesso em: março de 2017.

MONTONERI, E.; SAVARINO, P.; BOTTIGLIENGO, S.; BOFFA, V.; PREVOT, A.B.; FABBRI, D.; et al. Biomass wastes as renewable source of energy and chemicals for the industry with friendly environmental impact. *Fresenius Environ Bull*, v.18, n.2, p.219-223. 2009.

MSHANDETE, A.; BJORNSSON, L.; KIVAISI, A. K.; RUBINDAMAYUGI M.S.T.; MATTIASSON B. Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. **Renewable Energy**, 31, 2385– 2392, 2006.

NASCIMENTO, Vicente Franco. **Caracterização De Biomassas Amazônicas – Ouriço De Castanha-Do-Brasil, Ouriço De Sapucaia E Caroço Do Fruto Do Tucumã – Visando Sua Utilização Em Processos De Termoconversão.** 2012. Disponível em: <[http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/266670/1/Nascimento, Vicente Franco_M.pdf](http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/266670/1/Nascimento,_Vicente_Franco_M.pdf)>. Acesso em: 01 abr. 2017.

NEVES, V. L. V. Construção de biodigestor para produção de biogás a partir da fermentação de esterco bovino. Araçatuba: FATEC, 2010.

NISHIMURA, R. **Análise de Balanço Energético de Sistema de Produção de Biogás em Granja de Suínos: Implementação de Aplicativo Computacional.** 2009. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2009.

NOGUEIRA, L. A. H. Biodigestão: A alternativa energética. São Paulo: Nobel, 1992. 93 p.

NOGUEIRA, M. F. M. Biomassa Energética: Caracterização da Biomassa. Palestra Proferida na I Escola de Combustão, Florianópolis – SC 2007.

NOLASCO, A.M.; GUERRINI, I.A.; BENEDETTI, V. Uso de resíduos urbanos e industriais como fonte de nutrientes e condicionadores de solos florestais. Aspectos nutricionais de plantios de Pinus. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. Nutrição e fertilização florestal. Piracicaba: IPEF, 2005. p. 386 . 414

NUVOLARI, A. Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo: Editora Blucher, 2003.

OCWIEJA, S. M. (2010). Life cycle thinking assessment applied to three biogas projects in central Uganda. Master's Report. Michigan Technological University. Retrieved October 11, 2011. Available at: <http://cee.eng.usf.edu/peacecorps/5%20%20Resources/Theses/Assessment/2009Ocwieja.pdf>.

OGEDA, T. L., PETRI, D. F. S. Hidrólise Enzimática de Biomassa. Química Nova, São Paulo, v. 33, n. 7, p.1549-1558, 2010.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Modelo matemático para estimar a evaporação d'água contida nos dejetos, em sistemas de criação de suínos sobre cama de maravalha e piso ripado, nas fases de crescimento e terminação. **Journal of the Brazilian Society of Agricultural Engineering**, v.23, n.3, p.398-626, 2003c.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas. Concórdia: **Embrapa Suínos e Aves**, 2004. 109 p. (PNMA II).

OLIVEIRA, P. A. V. Projeto de biodigestor e estimativa da produção de biogás em sistema de produção. **Embrapa Suínos e Aves**. Comunicado Técnico, 417, 8p. Concórdia, 2005.

OLIVEIRA, P.A. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA/CNPISA, 1993, 188p.

OLIVEIRA, P.A.V. de; KERMARREC, C., ROBIN, P. Balanço de nitrogênio e fósforo em sistema de produção de suínos sobre cama de maravalha. In: CONGRESSOMERCOSUL DE PRODUÇÃO SUÍNA, 2000, Buenos Aires, Argentina. Memória...Buenos Aires, 2000. p.SP 7.

OLIVEIRA, P.A.V; HIGARASHI, M.M. **Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos.** 2006. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/busca-de-publicacoes/-/publicacao/856124/geracao-e-utilizacao-de-biogas-em-unidades-de-producao-de-suinos>>. Acesso em: 08 mar. 2017. Renewable Energy: 31, 2385-2392, 2006.

OLIVEIRA, R. D. e. (2009). **Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbica de dejetos em abatedouros e as possibilidades no mercado de carbono.** Trabalho de Conclusão de Curso Universidade Sao Paulo, 13–35. Retrieved from http://www.tcc.sc.usp.br/tce/disponiveis/18/180500/tce-26042010091847/publico/Oliveira_Rafael_Deleo_e.pdf.

OWEN, W.F; STUCKEV, D. C.; HEALV, JR. J.B.; YOUNG, L.Y.; McCARTY, P. L.(1979). *Bioassay for Monitoring Biochemical Methane Potential and Anaerobic Toxicity.* Water Research. v.13. p.485-492.

PACHECO, F. Energias Renováveis: breves conceitos.Conjuntura e Planejamento, Salvador, n. 149, p.4-11, out. 2006. Trimestral. Disponível em:<http://www.sei.ba.gov.br/index.php?option=com_content&id=81&Itemid;#>. Acesso em: 08 mar. 2017.

PAN, G. X., BOLTON, J. L., LEARY, G. J. Determination of ferulic and p-coumaric acids in wheat straw and the amounts released by mild acid and alkaline peroxide treatment. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, 46:5283–5288, 1998.

PAOLIELLO, J.M.M. **Aspectos Ambientais e Potencial Energético no Aproveitamento de Resíduos da Indústria Sucoalcooleira**. 2006. 200 p. Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Engenharia da Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2017.

PECORA, V. (2006). **Implantação de uma Unidade Demosntrativa de Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás de Tratamento do Esgoto Residencial da USP - estudo de caso**. Dissertação de Mestrado, 53, 1689–1699. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.

PEDRAZA, G., CHARÁ, J., CONDE, N., GIRALDO, S. y GORALDO, L. (2002). Evaluación de los biodigestores en geomembrana (PVC) y plástico de invernadero en clima medio para el tratamiento de aguas residuales de origen porcino. *Livestock Research for Rural Development*, 14.

POSSA, R. D. **Digestão anaeróbica de dejetos de suínos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo, 2013.

POWERS, W.J., Van Horn, H.H., Wilkie, A.C., Wilcox, C.J. NORDSTEDT, R.A. (1999). Effects of anaerobic digestion and additives to effluent or cattle feed on odor and odorant concentrations. *J. Anim. Sci.* 77, 1412–1421.

PREIBLER, D.: Die Bedeutung der Spurenelemente bei der Ertragssteigerung und Prozessstabilisierung; Atas da 18ª Conferência Anual da Fachverband Biogas, Hannover, 2009.

RABELO, S.C. **Avaliação E Otimização De Pré-Tratamentos E Hidrólise Enzimática Do Bagaço De Cana De Açúcar Para A Produção De Etanol De Segunda Geração**. 2010. Disponível em: <<http://pct.capes.gov.br/teses/2010/33003017034P8/TES.PDF>>. Acesso em: 31 mar. 2017.

RAJESHWARI, K.V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; KUSUM LATA; KISHORE, V.V.N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Vol. 4, p. 135-156, 2000.

RAMALHO, R. S. Introduction to wastewater treatment processes. 2.ed. **Academic Press**, 1983. 483 p.

RAMIRES, R.D.A. **Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. 2005. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005. 136 p.

RODRIGUES, A. A. L. S. **Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica**. 2005. 164 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental, Materiais e Valorização de Resíduos) – Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro – Portugal, 2005.

ROHSTOFFE, F.N. Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. 2013. Disponível em: <http://www.resol.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf>. Acesso em: 09 mar. 2017.

ROWSE, L.E. (2011). **Design of Small Scale Anaerobic Digesters for Application in Rural Developing Countries**. Thesis to obtain degree of Master. University of South Florida. Available at: <http://scholarcommons.usf.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=4519&context=etd&seiredir=1&referer=http%3A%2F%2Fwww.google.es%2Furl%3Fsa%3Dt%26rct%3Dj%26q%3DRrowse%2BLE%2Bdesign%2Bof%2Bdigester%26source%3Dweb%26cd%3D1%26ved%3D0CCwQFjAA%26url%3Dhttp%253A%252F%252Fscholarcommons.usf.edu%252Fcgi%252Fviewcontent.cgi%253Farticle%253D4519%2526context%253D%26ei%3Db3O5UY2EloishQeEtlGgBw%26usq%3DAFQjCNFc4kuu5Xx0zt5PsUbcNJI1Rxxwg#search=%22Rowse%20LE%20design%20digester%22>.

RUSSO, M.A.T. 2003. Tratamento de Resíduos Sólidos. Faculdade de Ciências e Tecnologias, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Coimbra, 196 pp. Disponível em: Consultado em: 2 de Fevereiro de 2017.

SACHS, J.V.M, U.; RYS, P.; FEITKENHAUER, H. New approach to control the methanogenic reactor of a two phase anaerobic digestion system. **Water Research**. v. 37, n. 5, p. 973-982, 2003.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass & Bioenergy**, v. 44, n. 9, p. 1101-1107, 2009.

SANDERS, C. A. e DUKATS, E. L. (1992) Evaluation of Percent Fracture of Hot-Mix Asphalt Gravels in Indiana. Effect of Aggregate and Mineral Filler on Asphalt Mixture Performance, R. C. Meininger, American Society for Testing and Materials, STP 1147. Philadelphia, PA

SCARAMUCCI, J.A.; PERIN, C.; PULINO, P.; BORDONI, O.F.J.G.; CUNHA, M.P.; CORTEZ, L.A.B. Energy from sugarcane bagasse under electricity rationing in Brazil: a computable general equilibrium model. **Energy Policy**, n. 34, p. 986-992, 2006.

SCHAEFFER, R.; SZKLO, A.S.; CIMA, F.M.; MACHADO, G. Indicators for sustainable energy development: Brazil's case study. Natural Resources Forum, n.29, p. 284-297, 2005.

SHIH, J.C.H.; Destruction of enteric pathogens in the thermophilic poultry waste digester, Poultry Science, v.63, p. 181-182, 1984.

SCHMITT, F. WESCHENFELDER, S. VIDI, T. M.; Tratamento anaeróbio de efluentes. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2006.

SENAI. Oportunidades da Cadeia Produtiva de Biogás para o Estado do Paraná. Curitiba, 2016.

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

SILVA, A; GOMES, W.; ALSINA, O. Utilização do bagaço de cana de açúcar como biomassa adsorvente na adsorção de poluentes orgânicos. Departamento de Química / Universidade Federal da Paraíba e Unidade Acadêmica de Engenharia Química / Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande/PB, Brasil, 2007.

SILVA, G.A. **Proposta de procedimento operacional padrão para o teste do Potencial Bioquímico do Metano aplicado a resíduos sólidos urbanos.** 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n1/1413-4152-esa-21-01-00011.pdf>>. Acesso em: 01 abr. 2017.

SILVA, T. N. **Diagnóstico da produção de biogás em um aterro sanitário: estudo de caso no aterro Bandeirantes.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade do Vale do Itajaí. Itajaí, 2006.

SILVEIRA, I. C. T. et al. Monitoramento de biomassa aneróbia presente em reatores de baixa carga: técnicas convencionais x técnicas da biologia molecularXXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...Porto Alegre: ABES, 2000.

SINGH R.; ANAND R.C. Comparative performances of Indian small solid-state and conventional anaerobic digesters. **Bioresource Technology**, V.47, p.235–238. 1994.

SKOOG, D. A.; NIEMAN, T.; HOLLER, F. J. Princípios de Análise Instrumental. 5 ed., Ed. Bookman, 2002.

SOLERA, R.; ROMERO, L. I.; SALES, D. The evolution of microorganisms in a thermophilic anaerobic reactor. In: Latin American Workshop And Symposium On Anaerobic Digestion, VII, 2002, México: Mérida. ANAIS. Mérida: UNAM, 2002. p.29-34.

SOUZA, K. C. G. **Modelo de simulação para análise da viabilidade de geração de energia a partir da utilização de biodigestores**. UFMS. s.l.: Programas de Pós-graduação da CAPES, 2010. Dissertação de Mestrado em Engenharia Elétrica.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. Revista **DAE**, v. 44, n. 137, p. 88–94, 1984.

SUN, J. X., SUN, X. F, SUN, R. C., SU, Y. Q. Fractional extraction and structural characterization of sugarcane bagasse hemicelluloses. *Carbohydrate Polymers*, 56:195–204, 2004.

TIPPAYAWONG, N.; THANOMPONGCHART, P. Biogas quality upgrade by simultaneous removal of CO₂ and H₂S in a packed column reactor. *Energy*, v.35, n.12, p.4531-4535, 2010.

TOBIAS, A. C. T. **Tratamento de Resíduos da Suinocultura: Uso de Reatores Anaeróbios Seqüenciais Seguido de Leitos Cultivados**. 2002. 125 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2002.

TOLEDO, A.A.G.F.; LUCAS JR, J. Produção de biogás a partir de águas residuárias de pocilgas utilizando reatores UASB sob quatro tempos de detenção hidráulica. **Energia na Agricultura**, v.12 (2), 49-55, Botucatu, 1997.

TRUGILHO, P.F.; LIMA, J.T.; MENDES, L.M. Influência da idade nas características físicoquímicas e anatômicas da madeira de *Eucalyptussaligna*. *Revista Cerne*, Lavras, v.2, n.1, p.94- 111. 1996.

USEPA. (2004). *AgSTAR Handbook: A manual for developing biogas systems at commercial farms in the United States*, 2nd ed. Roos, K.F., Martin, Jr., J.H., Moser, M.A. (Eds.). EPA 430-B-97-015.

VIRIATO, Crislanne Lemos. **Influência Da Granulometria E Da Concentração De Sólidos Totais De Resíduos Sólidos Vegetais No Processo De Bioestabilização Anaeróbia**. 2013. Disponível em:

<http://tede.bc.uepb.edu.br/jspui/bitstream/tede/1855/1/PDF_Viriato.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2017.

VITOR, T. R. Biomassa Residual Como Fonte Alternativa de Energia Elétrica. 2010. 41 f. Relatório de Estágio Supervisionado (Graduação em Engenharia Ambiental) - Faculdade União das Américas. Foz do Iguaçu, 2010.

VITORATTO, E. Tratamento de Efluentes Líquidos Orgânicos Sistemas Anaeróbicos. Faculdade Oswaldo Cruz, 2004 (Trabalho Técnico – não editado).

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 1, 2005. 452 p.

ZHEN-HU HU, HAN-QING, Y. U. REN-FA ZHU, A. Influence of Particle Size and pH on Anaerobic Degradation of Cellulose by Ruminant Microbes. International Biodeterioration & Biodegradation: 55, 233 -238, 2005.

ZANETTE, A. L. **Potencial de Aproveitamento Energético do Biogás no Brasil**. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro., Rio de Janeiro, 2009.

ZICARI, S. Removal Of Hydrogen Sulfide From Biogas. Faculty of the Graduate School. Cornell University. Wyoming, 2003. Thesis (Master).