



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRAULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

GEÍSA VIEIRA VASCONCELOS MAGALHÃES

**AVALIAÇÃO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS:
ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (BMP) E PROJETO
PILOTO DE UM BIODIGESTOR EM ESCALA REAL**

FORTALEZA

2018

GEÍSA VIEIRA VASCONCELOS MAGALHÃES

AVALIAÇÃO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS:
ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (BMP) E PROJETO PILOTO DE
UM BIODIGESTOR EM ESCALA REAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração em Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M166a Magalhães, Geísa Vieira Vasconcelos.

Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos: ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP) e projeto piloto de um biodigestor em escala real / Geísa Vieira Vasconcelos Magalhães. – 2018.
131 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2018.

Orientação: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti.

1. Resíduo Orgânico. 2. Digestão Anaeróbia. 3. Co-substrato. 4. BMP. 5. Metano. I. Título.

CDD 628

GEÍSA VIEIRA VASCONCELOS MAGALHÃES

AVALIAÇÃO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS:
ENSAIOS DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (BMP) E PROJETO PILOTO DE
UM BIODIGESTOR EM ESCALA REAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração em Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 25/06/2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Mota (Membro interno)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Oscarina Viana de Sousa (Membro interno)
Universidade Federal do (UFC)

Prof. Dr. Ari Clecius Alves de Lima (Membro externo)
Fundação Núcleo de Tecnologia Industrial do Ceará (NUTEC)

Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti (Membro externo)
Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

AGRADECIMENTOS

A Deus, primeiramente, por me conduzir sempre em todas as minhas decisões e por ser o maior motivador na busca dos meus sonhos.

Ao meu esposo Bruno, por sempre acreditar no meu potencial e me incentivar nas horas difíceis e de desânimo.

À minha querida filha Maria Cecília que mesmo pequena me motiva a sempre buscar o melhor em todas as situações.

À minha família, minha mãe Vanderlina, meu pai Oscar, e meu irmão Oscar Jr, minha cunhada Marília, por me fazer acreditar que sou capaz e que sempre estarão ao meu lado para me ajudar.

Ao meu orientador, Prof. Ronaldo Stefanutti, por ter me confiado a realização deste projeto, por todo o conhecimento científico repassado e por toda gentileza e sensatez atribuída durante este período.

Aos meus companheiros do LABOSAN pela troca de conhecimento e ajuda mútua durante as várias atividades desenvolvidas no decorrer do curso e para a concretização desta tese em especial, Vivian, Luciane, Gilmar, João Paulo, Plínio, Jessica, Carol, Daniel, Roani, Lívia, Laiz.

Aos meus bolsistas no decorrer da pesquisa, que me ajudaram incessantemente em todas as etapas de execução desta pesquisa, é com grande carinho que agradeço, em especial o Pedrinho, Leandro Paulinha, Leonardo, Natalia.

Ao LABOSAN/UFC, na pessoa de seu coordenador, Professor André Bezerra, por ter cedido o espaço laboratorial e toda sua infraestrutura para tornar possível a realização das análises.

Ao Laboratório de resíduos e efluentes - LARSE/NUTEC, pelo apoio e incentivo, principalmente aos funcionários Ari, Patrícia, Solange, Eutália, Jerusa, Jackson.

Ao Laboratório de Microbiologia Ambiental e do Pescado/LABOMAR, por toda dedicação e empenho.

Aos professores do curso de Pós-Graduação de Engenharia civil com área de concentração em Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental/UFC, pelos ensinamentos e conhecimentos adquiridos na minha formação.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

A FINEP pelo custeio de equipamento, reagentes, bolsas concedidas durante o projeto.

A todos que de alguma forma contribuíram para tornar possível a realização deste trabalho, muito obrigado.

“A mente que se abre a uma nova ideia jamais
voltará ao seu tamanho original.”

Albert Einstein

RESUMO

Devido a problemática da disposição inadequada de resíduos orgânicos principalmente em lixões, que infelizmente ainda existem em todo o Brasil, diversas tecnologias vêm sendo aplicadas para promover o reaproveitamento desses resíduos, pois em sua decomposição produz gases como metano com elevado potencial para aumentar o efeito estufa. A pesquisa teve por objetivo avaliar o desempenho da biodigestão anaeróbia com resíduos orgânicos (substrato) oriundos do restaurante universitário da Universidade Federal do Ceará (UFC-PICI), na qual foi dividida em dois experimentos, sendo o primeiro com a realização de ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP) para avaliar a melhor relação inóculo/substrato (I/S) em g/SV e o aumento da produção específica de metano com a utilização de resíduo lignocelulósicos (poda) como co-substrato nas condições operacionais que garantissem a estabilidade do processo de digestão anaeróbia. O segundo experimento, um biodigestor de 1,3m³ em escala real para a produção de metano no tratamento dos resíduos. Desta forma, realizou-se o experimento 1 em duas fases, sendo a primeira realizados ensaios com quatro relações I/S, sendo elas 1:1; 1:2; 1:3; 1:4, com uma temperatura constante de 35°C, agitação de 150 rotação por minuto (rpm), com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 60 dias. Observou-se que na primeira fase os maiores volumes acumulados de biogás e específico de metano foram obtidos na relação 1:1, com valores de 1208,06 NmL/biogás e 420,33 NmLCH₄/gSV, respectivamente. Na segunda fase utilizou-se o co-substrato de poda na concentração de 5% e 10% da relação 1:1 e obtiveram valores de biogás e produção específica de metano respectivamente 1566,06 NmLbiogás, 536,04 NmLCH₄/gSV para resíduo de poda 5% (RP5%) e 1273,41 NmLbiogás e 466,09 NmLCH₄/gSV para resíduo de poda 10% (RP10%) com porcentagem de metano aproximadamente 52,60% e 62,59% de CH₄, respectivamente, para as amostras contendo 5% e 10% de poda. O experimento 2 foi utilizada a relação I/S 1:1 na qual foi operado um biodigestor durante 150 dias efetivos, com TDH de 30 dias. Foi observado um rendimento de metano de 150m³CH₄/tSV e de 245m³CH₄/tSV com COV's de 1 e 2kgSV/m³.dia, respectivamente, mostrando resultados satisfatórios para baixas COV's utilizadas no biodigestor. O estudo mostrou-se importante sendo uma opção sustentável que engloba tanto o gerenciamento de resíduos, evitando a sua disposição inadequada, fazendo com que diminuam os gases do efeito estufa e, conseqüentemente, diminuindo os impactos da mudança climática.

Palavras-chave: resíduo orgânico, digestão anaeróbia, co-substrato, BMP, metano

ABSTRACT

Due to the problem of inadequate disposal of organic wastes mainly in dumps, which unfortunately still exist all over Brazil, several technologies have been applied to promote the reuse of these wastes, because in their decomposition produces gases such as methane with high potential to increase the greenhouse effect. The objective of this research was to evaluate the performance of anaerobic biodigestion with organic residues (substrate) from the university restaurant of the Federal University of Ceará (UFC-PICI), in which it was divided into two experiments, methane (BMP) to evaluate the best inoculum / substrate (I/S) ratio in g/SV and the increase of the specific methane production with the use of lignocellulosic residue (pruning) as a co-substrate under the operating conditions that ensure stability of the anaerobic digestion process. The second experiment, a 1.3m³ biodigester on a real scale for the production of methane in waste treatment. In this way, experiment 1 was carried out in two phases, the first one being performed with four I/S ratios, being 1:1; 1:2; 1:3; 1:4, with a constant temperature of 35 ° C, stirring at 150 revolutions per minute (rpm), with hydraulic detention time (TDH) of 60 days. It was observed that in the first phase the highest accumulated volumes of biogas and specific methane were obtained in the ratio 1: 1, with values of 1208.06 NmL/biogas and 420.33 NmLCH₄/gSV, respectively. In the second phase, the pruning co-substrate was used at 5% and 10% of the 1:1 ratio and obtained values of biogas and methane-specific production respectively 1566.06 NmLbiogás, 536.04 NmLCH₄ / gSV for residue of 5% (RP5%) and 1273.41 NmLbiogás and 466.09 NmLCH₄/gSV for 10% pruning residue (RP10%) with a methane percentage of approximately 52.60% and 62.59% of CH₄, respectively, for samples containing 5% and 10% pruning. Experiment 2 was used the 1: 1 I/S ratio in which a biodigester was operated during 150 effective days, with 30 days TDH. A methane yield of 150m³CH₄/tSV and 245m³CH₄/tSV was observed with COV's of 1 and 2kgSV / m³.day, respectively, showing satisfactory results for low COV's used in the biodigester. The study proved to be important as a sustainable option that encompasses both waste management, avoiding its inadequate disposal, reducing greenhouse gases, and consequently reducing the impacts of climate change.

Keywords: organic residue, anaerobic digestion, co-substrate, BMP, methane

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Taxa de cobertura de coleta (%) domiciliar em 2015.	24
Figura 2 - Geração de RSU per capita nos Estados e Distrito Federal.	25
Figura 3 - Geração de RSU no Brasil.	26
Figura 4 - Representação espacial e gráfica do percentual de municípios que enviaram os RSU para unidades de disposição no solo dos municípios	28
Figura 5 - Disposição final de RSU no Estado do Ceará.	30
Figura 6 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares depositados no Aterro sanitário de Caucaia/CE em 2010.	31
Figura 7 - Desperdício alimentar no mundo por tipo e setor de produção em 2015.	35
Figura 8 - Esquema da digestão anaeróbica com rotas metabólicas e grupos microbianos e envolvidos na digestão anaeróbia	44
Figura 9 - Taxa de crescimento relativa de atividade psicrófila, mesófila e termófila....	47
Figura 10 -Esquema da biodegradação de proteínas e outros compostos nitrogenado.....	57
Figura 11 -Oferta mundial de energia em 2014.....	63
Figura 12 -Projeção da geração e do conteúdo energético da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.	63
Figura 13- Processos integrados de bioconversão anaeróbia para recuperação de recursos a partir de resíduos.	64
Figura 14- Usinas de biogás pelo mundo.	69
Figura 15- Fluxograma do trabalho experimental	71
Figura 16- Co-substrato de poda para ser triturado.	72
Figura 17- Etapas para a realização do ensaio de BMP na primeira fase.	74
Figura 18- Esquema do preparo das misturas.....	75
Figura 19- Trituração dos resíduos orgânicos.	75
Figura 20- Ensaio de BMP: Shaker orbital e frascos de 250mL	76
Figura 21- Medidor de pressão usado no ensaio BMP.	77
Figura 22- Modelo do biodigestor utilizado.....	80
Figura 23- Resíduo orgânico triturado e diluído	82
Figura 24- Analisador de biogás GEM 5000.....	83
Figura 25- Medidor de biogás	84
Figura 26- Caracterização gravimétrica dos resíduos alimentares usados como substrato do restaurante da UFC.....	87

Figura 27- Volume acumulado de biogás, metano e produção específica das relações testadas 1:1;1:2;1:3;1:4 RP5%, RP10% e inóculo.....	97
Figura 28- Gráfico da função sigmoidal Boltzmann para as relações testadas 1:1; 1:2; 1:3; 1:4, RP5%, RP10% e inóculo.....	101
Figura 29- Biodigestor utilizado no experimento.....	103
Figura 30- Resultados para os parâmetros de pH, Alcalinidade e AGV's	105
Figura 31- Resultados para o parâmetro de temperatura	106
Figura 32- Resultados para C%, N% C/N.....	107
Figura 33- Resultados para os parâmetros de ST, STV, DQO, SV%	109
Figura 34- Resultados do volume acumulado de biogás e CH ₄	110
Figura 35- Chama observada durante queima do biogás gerado armazenado no bag.....	112
Figura 36- Análise de microscopia do efluente do biodigestor	114

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil.	23
Tabela 2 - Quantidade de municípios por tipo de destinação.....	25
Tabela 3 - Quantidade de RSU gerado e coletado por dia no Brasil.	26
Tabela 4 - Geração e coleta de RSU no estado do Ceará.....	30
Tabela 5 - Comparação de metano durante a temperatura mesófila com a co- digestão de resíduos alimentares, logo de esgoto, lodo ativado.....	53
Tabela 6 - Composição típica do biogás	62
Tabela 7 - Detalhamento das fases do experimento	73
Tabela 8 - Condições de análise do biogás no GC-DCT.	77
Tabela 9 - Metodologia analítica utilizado no monitoramento do experimento	79
Tabela 10- Caracterização físico química do lodo de tanque séptico e do resíduo alimentar..	89
Tabela 11- Caracterização física e química do meio de reação para o teste de biodegradabili- dade de pH, AlcT, AGV e relação AGV/AT.	91
Tabela 12- Caracterização física e química do meio de reação para o teste de biodegradabili- dade de ST, STF, STV e a relação ST/ST.....	92
Tabela 13- Caracterização física e química do meio de reação para o teste de biodegradabili- dade de DQO%, C%, N%, C/N.....	93
Tabela 14- Eficiência de remoção das amostras (%).	94
Tabela 15- Produção acumulada de biogás e CH ₄ no ensaio BMP para as duas fases.....	96
Tabela 16- Levantamento na literatura sobre o uso da co-digestão anaeróbia.....	98
Tabela 17- Dados estatísticos da função sigmoidal Boltzmann das relações testadas 1:1; 1:2; 1:3; 1:4	100
Tabela 18- Resultados dos parâmetros pH, Alcalinidade total e AGV.....	104
Tabela 19- Resultados dos parâmetros C%, N% e C/N.....	107
Tabela 20- Resultados dos parâmetros ST, STV, DQO e SV%	108
Tabela 21- Rendimento de CH ₄ encontrado na literatura	111
Tabela 22- Quantificação de bactérias no biorreator	113

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIOGÁS	Associação Brasileira de biogás e biometano
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos graxos voláteis
APHA	American Public Health Association
ASTM	American Society for Testing and Materials
AT	Alcalinidade total
BEN	Balanco Energético Nacional
BMP	Potencial Bioquímico do Metano
BRS	Bactérias redutoras de sulfato
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
CH ₄	Gás Metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Gás carbônico
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
DA	Digestão anaeróbia
DECC	Departamento de Energia e Mudanças Climáticas
DEHA	Departamento de engenharia hidráulica e ambiental
DQO	Demanda química de oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
FORSU	Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos
GEE	Gases do efeito estufa
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
I/S	Relação inóculo/substrato
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
LABOSAN	Laboratório de Saneamento Ambiental
MMA	Ministério do Meio Ambiente

MME	Ministério de minas e energia
NaHCO ₃	Bicarbonato de sódio
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
NUTEC	Fundação Núcleo de Tecnologia Industrial do Ceará
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNE	Plano Nacional de Energia
RPM	Rotação por minuto
RP5%	Resíduos de poda 5%
RP10%	Resíduos de poda 10%
RSO	Resíduos sólidos orgânicos
RSU	Resíduos sólidos urbanos
RU	Restaurante Universitário
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
SV	Sólidos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UFC	Universidade Federal do Ceará

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	19
2.1 Geral	19
2.2 Específicos	19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1 Resíduos sólidos: conceito e geração.....	20
3.2 Panorama dos resíduos sólidos urbano (RSU)	22
3.2.1 <i>Panorama dos RSU no Estado do Ceará</i>	30
3.3 Gestão integrada de gerenciamento do RSU	32
3.4 Geração da fração orgânica do RSU: Resíduo Alimentar	34
3.4.1 <i>Composição dos resíduos alimentares</i>	35
3.5 Digestão Anaeróbica.....	37
3.5.1 <i>Etapas da digestão anaeróbia</i>	41
3.5.2 <i>Fatores que interferem na digestão anaeróbia</i>	45
3.5.3 <i>Co-digestão anaeróbia</i>	51
3.5.4 <i>Microrganismos na digestão anaeróbia</i>	54
3.6 Potencial bioquímico do metano (BMP).....	59
3.7 Geração e aproveitamento energético do biogás	62
3.7.1 <i>Biodigestores pelo mundo</i>	67
4. METODOLOGIA	71
4.1 Fonte do substrato, inóculo e co-substrato	72
4.2 Experimento 01 – Ensaio de BMP	73
4.2.1 <i>Desenvolvimento do sistema operacional</i>	75
4.2.2 <i>Monitoramento do sistema operacional</i>	79
4.3 Experimento 02 – Partida dos biodigestores	79
4.3.1 <i>Descrição do biodigestor</i>	79
4.3.2 <i>Monitoramento do sistema operacional</i>	80
4.3.3 <i>Preparo do substrato</i>	81
4.3.4 <i>Carga orgânica volumétrica (COV)</i>	82
4.3.5 <i>Determinação da composição do biogás, produção e rendimento de metano</i>	83
4.3.6 <i>Análise microbiológica</i>	85
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
5.1 <i>Experimento 01</i>	87

5.1.1	<i>Caracterização físico química do inóculo, substrato e co-subtrato</i>	88
5.1.2	<i>Caracterização físico química dos meios de reações</i>	90
5.1.3	<i>Produção de biogás e metano acumulado</i>	95
5.1.4	<i>Aplicando a regressão não linear – Função sigmoidal</i>	100
5.2	Experimento 02	102
5.2.1	<i>Inoculação do biodigestor piloto e aclimação da biomassa</i>	102
5.2.2	<i>Resultados dos parâmetros analisados</i>	104
5.2.3	<i>Produção acumulada de biogás e metano</i>	110
5.2.4	<i>Avaliação microbiológica</i>	113
5.2.5	<i>Problemas operacionais</i>	115
6	CONCLUSÃO	116
7	RECOMENDAÇÕES	117
	REFERÊNCIAS	118

1. INTRODUÇÃO

Em todo o mundo a quantidade de resíduos sólidos tem aumentado gradativamente, devido aos avanços tecnológicos, gerando inúmeros problemas como exemplo o agravamento dos problemas ambientais, econômicos, sociais e de saúde pública (ALMEIDA, 2013). Outro fator que contribui para o volume dos resíduos é o crescimento populacional, aumentando a sua produção e tornando cada vez mais escassas as áreas adequadas para disposição final do lixo, que, destinado a locais inadequados, contribui para a poluição do solo, das águas e ar, causando sérios impactos negativos principalmente com relação ao aumento dos gases do efeito estufa. Devido a problemática de escassez hídrica, mudanças climáticas e o esgotamento de fontes de energia por combustíveis fósseis, diversas tecnologias vêm sendo aplicadas para promover o reaproveitamento dos resíduos sólidos e minimizar os riscos ambientais causados pela disposição inadequada, como também para a não geração e o tratamento dos resíduos gerados.

Sob esse panorama, o uso da fração orgânica, que representa acima de 50% de volume de resíduo sólido urbano (FORSU) como fonte de energia renovável tem sido considerado no país. Dentre esses tratamentos estão os métodos biológicos, em condições aeróbias ou anaeróbias, com vistas à reciclagem com valorização dos resíduos orgânicos através tanto da conversão em compostos para fins agrícolas ou pela produção de biogás, que é composto de metano, oxigênio e gás carbônico, através da digestão anaeróbia com a recuperação energética e aproveitamento do biogás.

Dessa maneira, a utilização do gás metano desponta como uma tecnologia estratégica de conversão de biomassa residual em bioenergia (biogás). Ressalta-se ainda que os subprodutos sólidos (lodo) e líquido do processo apresentam potencial de reutilização agrícola, como biossólidos e na fertirrigação de culturas vegetais, mitigando o uso de insumos agrícolas químicos para produção de alimentos. É importante salientar que o estudo das características físico-químicas e microbiológicas do biossólidos faz-se necessário antes da aplicação no solo, com vista a garantir a segurança ambiental e a saúde do consumidor (FERREIRA, 2015).

Dessa forma, a busca por soluções técnicas mais viáveis para disposição e tratamento dos resíduos sólidos é objeto de estudo de diversos pesquisadores em diferentes áreas do conhecimento.

Uma das técnicas para o tratamento dos resíduos orgânicos, são os ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP), que são utilizados no mundo inteiro e mostraram como uma ferramenta experimental para o estudo da utilização do tratamento dos resíduos orgânicos,

apresentando um excelente indicativo da produção de biogás e metano. Os processos anaeróbios figuram como uma alternativa promissora, em virtude das altas taxas de produção de biogás, sendo amplamente utilizados para o tratamento de resíduos sólidos.

Com as mudanças climáticas ocorrendo é necessário urgentemente reduzir a emissão dos gases do efeito estufa, incluindo a disposição inadequada de resíduos, principalmente em lixões a céu aberto, reduzindo os impactos ao meio ambiente.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos alimentares com o inóculo de lodo de tanque séptico e a prospecção da produção acumulada de biogás em larga escala visando a produção de metano.

2.2 Específicos

- ✓ Avaliar qual a melhor relação inóculo/substrato (I/S) para a produção de metano, na geração do potencial bioquímico de metano (BMP) usando o substrato de resíduos sólidos orgânicos e inóculo de lodo de tanque séptico;
- ✓ Avaliar a potencialidade de uso de co-digestão no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos;
- ✓ Dar a partida, operar e caracterizar um biodigestor em escala real de 1300L e avaliar a produção de biogás, perante as características do lodo e de resíduos orgânicos;
- ✓ Avaliar grupos bacterianos funcionais presentes no biodigestor de escala real;
- ✓ Estabelecer as condições operacionais de um biodigestor de resíduos alimentares, com vistas a garantir a estabilidade do processo de digestão anaeróbia e a alcançar o rendimento máximo de produção de metano;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos sólidos: conceito e geração

A Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) é o principal marco regulatório sobre resíduos sólidos do país e representa um grande avanço determinando a responsabilidade compartilhada da sociedade civil, iniciativa privada e governo em relação às possíveis soluções referentes ao problema dos resíduos sólidos. De acordo com a PNRS, o termo resíduo sólido é definido como:

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

A PNRS foi importante por diferenciar resíduos de rejeitos, sendo o resíduo, aquele material que foi descartado e que ainda pode ser recuperado através do reúso, reciclagem e compostagem ou através da valorização energética, voltando ao ciclo econômico. Enquanto o rejeito é o material que, esgotadas todas as possibilidades de recuperação energética, reciclagem ou compostagem, não possui outro destino senão os incineradores ou os aterros sanitários (POLZER, 2017).

Os resíduos sólidos são subprodutos provenientes das atividades humanas que possuem qualquer processo tecnológico de aproveitamento economicamente viável, permitindo a sua utilização como insumos na cadeia produtiva de origem, na fabricação de novos produtos e até mesmo na produção de energia (PHILIPPI JR, 2005).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (2004) define que os resíduos sólidos são:

“resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades da comunidade, de origem: industrial, doméstica, de serviços de saúde, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Consideram-se também resíduos sólidos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos, cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpo d’água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Os resíduos sólidos podem ser classificados de acordo com sua natureza, estado, origem e periculosidade. No tocante à natureza e ao estado, os resíduos se classificam em sólido, líquido, gasoso e pastoso. Em relação à periculosidade se classificam em resíduos perigosos e não perigosos (LIMA, 2004; BRASIL, 2010). Com relação à origem, têm-se os resíduos sólidos urbanos (RSU), comerciais, industriais, serviços de saúde, construção civil, agrossilvopastoris, mineração, entre outros.

A preocupação com os resíduos vem sendo discutida há algumas décadas nas esferas nacional e internacional, devido à expansão da consciência coletiva com relação ao meio ambiente. Assim, a complexidade das atuais demandas ambientais, sociais e econômicas induz a um novo posicionamento dos três níveis de governo, da sociedade civil e da iniciativa privada. (BRASIL, 2017). A PNRS marcou o início da integração da União, dos Estados e Municípios, com o setor produtivo e a sociedade em geral na busca de soluções para os problemas relativos à gestão dos resíduos sólidos

Atualmente o elevado crescimento da produção industrial trouxe consigo uma larga produção de objetos de consumo produzido pelas indústrias, introduzindo no mercado embalagens e aumentando de forma considerável o volume e a diversidades dos resíduos gerados na área urbana. A disposição final de resíduos sólidos urbanos produz emissões de gases causadores do efeito estufa. Com o aumento da população mundial hoje estimada em 6,0 bilhões e o grau de urbanização que representa 75% do total da população vivendo em cidades, torna-se clara a necessidade de um correto gerenciamento da disposição final de resíduos sólidos urbanos (BRASIL, 2017).

O conceito de responsabilidade compartilhada instituído pela PNRS responsabiliza a sociedade como um todo, desde os cidadãos até os governantes, pela gestão ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e prevê a prevenção e a redução na geração de resíduos, reuso coleta, manuseio, tratamento e disposição adequada (BRASIL, 2016).

Os resíduos sólidos são recursos que utilizados da maneira correta podem: gerar energia na forma de eletricidade, aquecimento ou resfriamento, conforme a necessidade; combustível (biogás) para o transporte público, veículos particulares e para os caminhões de coleta de resíduos; composto e biofertilizante para agricultura, combate à erosão, paisagismo e outros usos. Somado a isso, as práticas como o reuso e a reciclagem permitem que os materiais possam voltar ao ciclo econômico reduzindo a necessidade da extração de mais recursos naturais.

Consequentemente, todos os resíduos podem ser aproveitados de alguma maneira, seguindo a hierarquia da gestão de RSU (reúso, reciclagem, recuperação energética), ou seja, a última opção para os resíduos são os aterros sanitários (POLZER, 2017).

O setor dos resíduos sólidos está intimamente relacionado ao setor energético em muitos países. A substituição de combustíveis fósseis por resíduos na produção de energia surge como uma alternativa de reduzir as emissões de gases de efeito estufa e aumentar o uso de fontes de energia renováveis. Outra solução importante para a redução da emissão de gases de efeito estufa é a proibição do envio de matéria orgânica para os aterros sanitários, tendo sido gradualmente adotada pelos países europeus (FINNVEDEN et al., 2005).

Além do PNRS apresentar a meta de aproveitamento do potencial energético dos resíduos sólidos urbanos, o Plano Nacional de Energia 2030 (PNE 2030) aponta o aproveitamento energético do biogás, como uma das alternativas de expansão da oferta energética até 2030 (BRASIL, 2010).

De acordo com Polzer (2017) serão necessárias mudanças significativas na gestão dos resíduos sólidos nas cidades nos próximos anos e este tema poderia ser abordado de forma integrada e articulada com as demais políticas públicas, considerando soluções a médio e longo prazo, numa economia circular de desenvolvimento sustentável.

3.2 Panorama dos resíduos sólidos urbano (RSU)

Atualmente são produzidos mais de 1,3 bilhões de toneladas de resíduos sólidos por ano no planeta, de origem urbano, domiciliar, hospitalar, industrial, entre outras, sendo que grande parte desse volume tem como disposição final vazadouros a céu aberto, corpos d'água, terrenos baldios e outros locais não preparados para receber este tipo de material (POLZER, 2017).

No RSU está incluído o resíduo domiciliar gerado nas residências, o resíduo comercial, produzido em escritórios, lojas, hotéis, supermercados, restaurantes e em outros estabelecimentos afins, incluindo resíduos de varrição de ruas e praças (ABNT, 2004). Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2016) a geração total de RSU no Brasil, no ano de 2016, foi de aproximadamente 78,3 milhões de toneladas, resultante de uma queda de 2% no montante gerado em relação à 2015. A quantidade é equivalente à verificada nos países desenvolvidos e

revela hábitos de consumo e descarte dos moradores dessas cidades, que ainda não refletiram políticas implementadas para reduzir o volume de geração resíduos urbanos coletadas no Brasil anualmente.

Desses RSU coletados, aproximadamente 52% são compostos por material orgânico putrescível, passível de fermentação, que quando bioestabilizado em áreas inadequadas, produzem o lixiviado, que é um líquido altamente poluente, de cor escura, cheiro forte e alta demanda química de oxigênio (DQO) carreando sólidos em suspensão e microrganismos, alguns patogênicos, contaminando corpos hídricos, o solo e a atmosfera, na medida em que é gerado biogás, cujo componente principal é o gás metano (Leite et al., 2003).

Na Tabela 1, evidencia-se que 51,4% dos RSU coletados no Brasil em 2011 são compostos de matéria orgânica e 31,9% de material reciclável, representando mais de 83% dos resíduos coletados, que se constituem de materiais passíveis de reaproveitamento (BRASIL, 2011). Enquanto que nos países desenvolvidos tomando-se como exemplo os Estados Unidos e a França a matéria orgânica representa 12% e 23% da massa de resíduos coletada, respectivamente (CEMPRE, 2014).

Tabela 1 - Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil.

Resíduos	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Material Reciclável	31,9	58.527,40
Metais	2,9	5.293,50
Aço	2,3	4.213,70
Alumínio	0,6	1.079,90
Papel, papelão, embalagem longa vida	13,1	23.997,40
Plástico total	13,5	24.847,90
Plástico filme	8,9	16.399,60
Plástico rígido	4,6	8.448,30
Vidro	2,4	4.388,60
Matéria orgânica	51,4	94.335,10
Outros	16,7	30.618,90
Total	100	183.481,50

Fonte: Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2011).

Nota: elaborado a partir de IBGE (2010a) e artigos diversos.

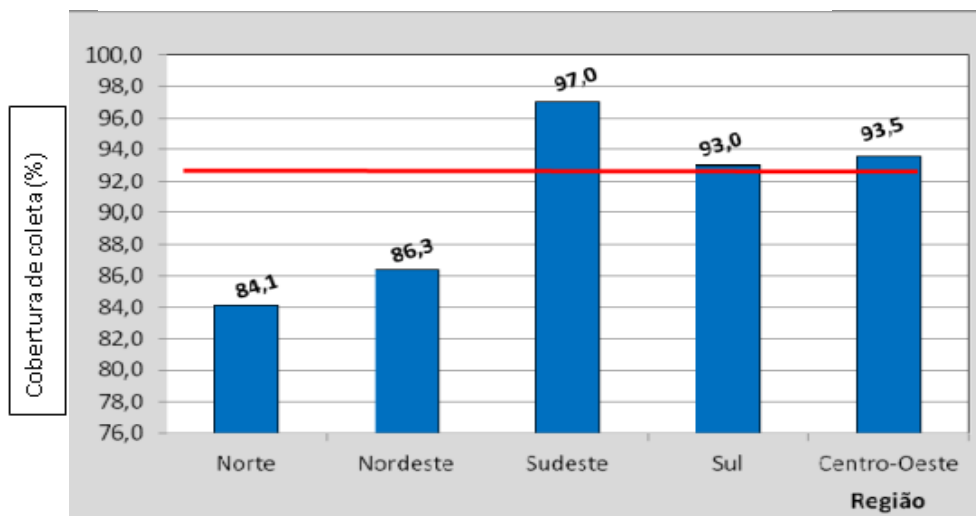
Para a Abrelpe (2016) o desafio da gestão de RSU continua bastante considerável, pois todo ano é gerado um volume maior de resíduos que são depositados em locais

inadequados. Mais de 3.331 municípios brasileiros ainda fazem uso de unidades irregulares para destinação do lixo, impactando o meio ambiente e na saúde da população.

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2015) os serviços de coleta mantiveram praticamente os índices de universalização observados anteriormente, com uma cobertura nacional de mais de 90%. As diferenças regionais, contudo, tornaram-se mais evidentes, já que as regiões Norte e Nordeste ainda estão com uma cobertura cerca de 80%, inferior à das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, onde o índice é superior a 90 % (Figura 1).

Em 2016, dos 5.570 municípios, 3.878 (69,6%) indicaram a existência de iniciativas de coleta seletiva que também apresentam as quantidades destas iniciativas nas diversas regiões do país. Embora a quantidade de municípios com atividades de coleta seletiva seja expressiva, é importante considerar que muitas vezes tais atividades se resumem a disponibilização de pontos de entrega voluntária à população ou na simples formalização de convênios com cooperativas de catadores para a execução dos serviços.

Figura 1 - Taxa de cobertura de coleta (%) domiciliar em 2015.



Fonte: SNIS (2015).

Do montante coletado em 2016 foi registrado um índice de cobertura de coleta de 91% para o país, pequeno avanço comparado ao ano anterior, entretanto existem evidências que 7 milhões de toneladas de resíduos não foram objeto de coleta e, conseqüentemente, tiveram destino impróprio. De acordo com a Tabela 2, cerca de 60% dos municípios brasileiros dispuseram seus resíduos em unidades de destinação inadequada.

Tabela 2 - Quantidade de municípios por tipo de destinação.

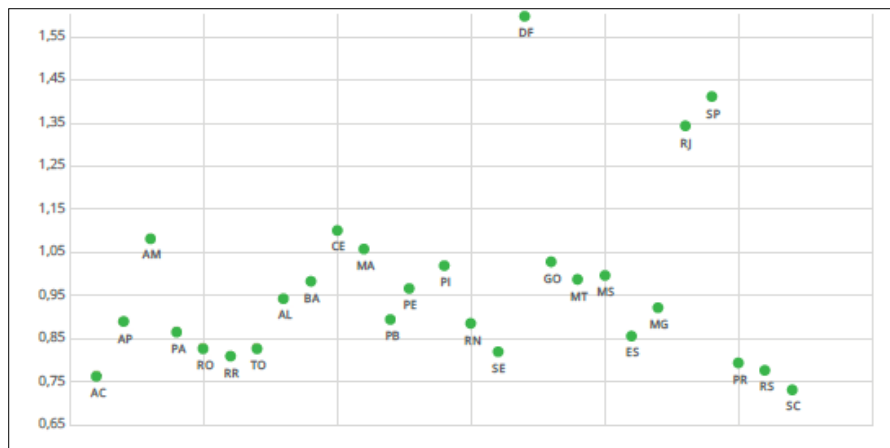
Destinação final	Regiões					Brasil
	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	
Aterro Sanitário	92	458	161	822	706	2.239
Aterro Controlado	112	500	148	644	368	1.772
Lixão	246	836	158	202	117	1.559
Brasil	450	1.794	467	1.668	1.191	5.570

Fonte: Abrelpe, 2016.

Neste contexto, constata-se que os avanços do consumo e da industrialização, adicionados à integração de pequenas comunidades aos mercados, indicam aumento na geração de RSU em todo o mundo

Este incremento tem se observado em todas as regiões geográficas, principalmente nas cidades com maior concentração populacional, sendo que a média de geração de RSU é de 1,062 kg/hab/dia (Figura 2). A quantidade é equivalente à verificada nos países desenvolvidos e revela hábitos de consumo e descarte dos moradores dessas cidades, que ainda não refletiram políticas implementadas para reduzir o volume de resíduos (ABRELPE, 2015).

Figura 2 - Geração de RSU per capita nos Estados e Distrito Federal.



Fonte: Abrelpe (2015).

Segundo a Abrelpe a população brasileira apresentou um crescimento de 0,8% entre 2015 e 2016, enquanto a geração per capita de RSU registrou queda quase 3% no mesmo período. A Tabela 3 indica a quantidade de resíduos gerada pela população urbana por

região do Brasil por dia, a quantidade coletada e a diferença entre o gerado e coletado, representando o total de resíduos que deixam de ser coletados em 2015 (ABRELPE, 2015).

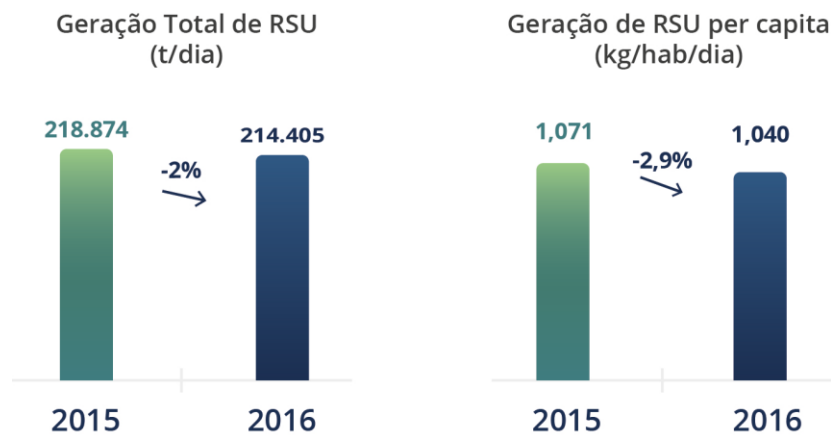
Tabela 3 - Quantidade de RSU gerado e coletado por dia no Brasil.

Região	População urbana (hab)	Índice (kg/hab/dia)	RSU gerado (t/dia)	RSU coletado (t/dia)	Diferença Gerado Coletado
Norte	17.707.783	0,901	15.745	12.692	3.053
Nordeste	56.915.936	0,988	55.862	43.894	11.968
Centro-Oeste	15.660.988	1,121	17.306	16.217	1.089
Sudeste	86.356.952	1,252	107.375	104.631	2.744
Sul	29.439.773	0,773	22.586	21.316	1.270
Brasil	206.081.432	1,071	218.874	198.750	20.124

Fonte: Abrelpe (2015).

A geração total de resíduos sofreu queda de 2% e chegou a 214.405 t/dia de RSU (Figura 3) gerados no país em 2016.

Figura 3 - Geração de RSU no Brasil.



Fonte: Abrelpe (2016)

Segundo a Abrelpe em 2016 foram destinados diariamente aos aterros sanitários 114.189 toneladas (58,4%), 47.315 toneladas (24,2%) para aterros controlados e 33.948 toneladas (17,4%) para os vazadouros a céu aberto. Conforme o diagnóstico da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA, 2016), apenas 3,9% dos resíduos coletados foram destinados para usinas de triagem e compostagem e 19,6% dos resíduos não foram identificados no programa.

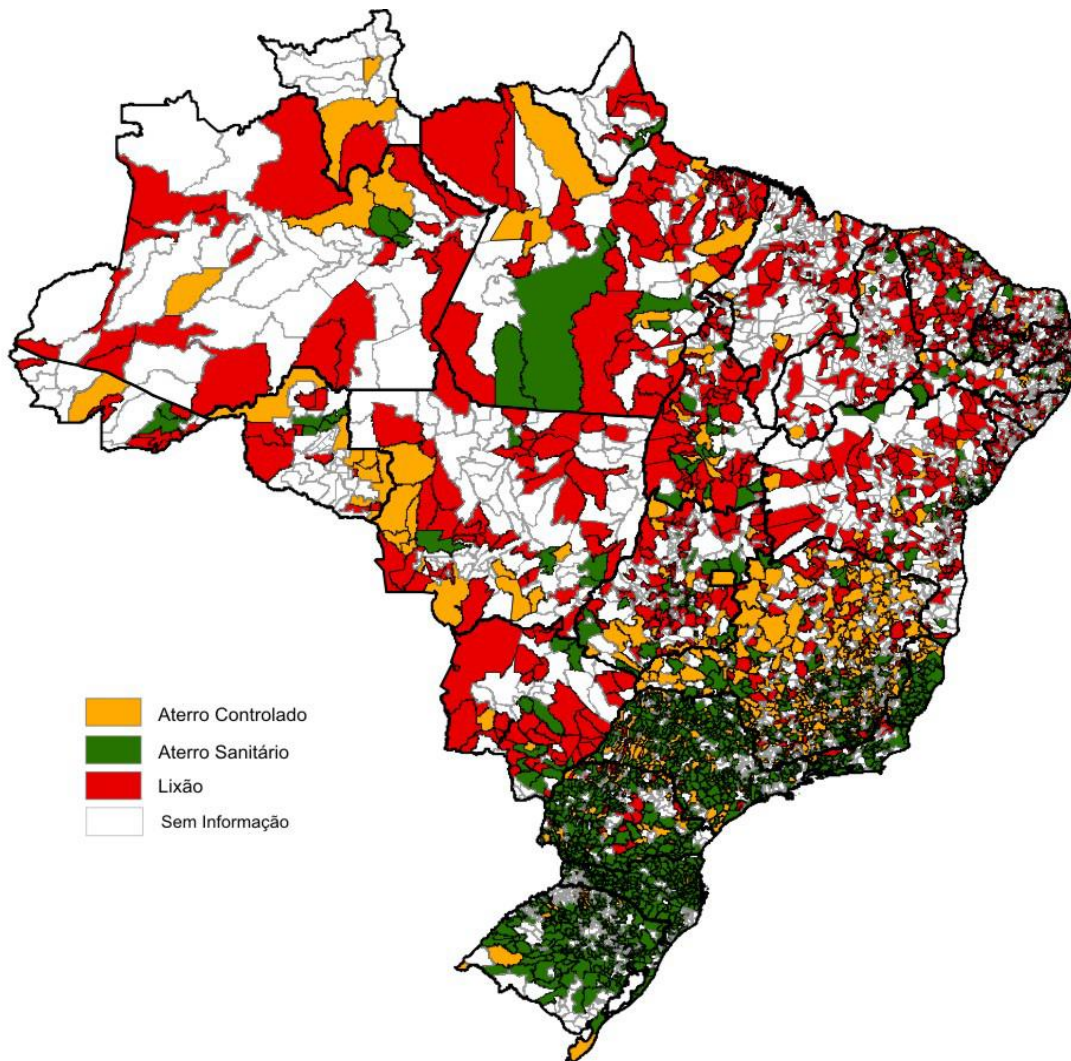
A disposição final dos RSU coletados demonstrou piora comparado ao índice do ano anterior, de 58,7%, para 58,4% ou 41,7 milhões de toneladas enviadas para aterros sanitários. Porém ainda tem que ser feito um aprimoramento, com a maioria dos resíduos coletados (58,4%) sendo encaminhados para aterros sanitários, que se constituem como unidades adequadas.

Por outro lado, registrou-se aumento também no volume de resíduos enviados para destinação inadequada que ainda estão presentes em todas as regiões do país, que receberam mais de 81 mil toneladas de resíduos por dia, com elevado potencial de poluição ambiental e impactos negativos na saúde pois não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para proteção do meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2016).

De acordo com Den Boer et al. (2005), o aterro sanitário é uma forma de disposição de resíduos considerada inevitável. Observando um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos efetivo numa sociedade bem-educada, como a Suécia, por exemplo, com altas taxas de reciclagem e compostagem ainda haverá resíduos misturados que não foram separados na fonte e terão como destino os incineradores, que por sua vez, produzirão escória e cinzas volantes e que terminarão nos aterros sanitários.

Segundo o mapa da Figura 4, é possível identificar os tipos de unidades de destino de resíduos sólidos utilizadas pelos municípios, sendo: em verde os aterros sanitários, em amarelo os aterros controlados e em vermelho os vazadouros a céu aberto. A região Sul e Sudeste são as que contêm maior número de aterros sanitários em relação ao número de lixões, já a região Nordeste possui em sua maioria unidades de destinação de resíduos sólidos inadequadas.

Figura 4 - Representação espacial e gráfica do percentual de municípios que enviaram os RSU para unidades de disposição no solo dos municípios



Fonte: SNIS (2015).

Segundo a PNRS (BRASIL, 2010), vazadouros a céu aberto deveriam ter sido encerrados até agosto de 2014, sendo substituídos por aterros sanitários, portanto todas as medidas preventivas de contaminação ao meio ambiente e a recuperação de áreas degradadas precisarão ser consideradas a fim de recuperar essas áreas.

A PNRS impõe prazos para a adequação do sistema de disposição de resíduos sólidos dos municípios, recomendando a implantação de aterros sanitários, possui diretriz para indução do aproveitamento energético do biogás de aterros e de biodigestores. Interessante será que todos esses novos aterros sigam essa diretriz, e sejam efetivamente implantados

contando com sistemas de coleta e tratamento do biogás para geração de energia elétrica. (MMA, 2012).

De acordo com o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), a disposição inadequada de restos de alimentos, podas de árvores e outros rejeitos orgânicos em lixões ou aterros sem mecanismos adequados de controle é a principal causa do efeito estufa relacionada ao lixo urbano. A degradação dos resíduos sólidos por microrganismos no ambiente produz gases como o gás carbônico (CO₂) e o gás metano (CH₄), que constitui um dos maiores problemas na gestão de aterros sanitários – tanto ao longo de sua vida útil, como depois no fechamento e revitalização das áreas ocupadas, devido ao risco de explosões e incêndios. As emissões de metano também têm um grande potencial de aquecimento global pois 1g desse poluente equivale a 25g de dióxido de carbono (CEMPRE, 2017).

O resíduo orgânico biodegradável é classificado pela ABNT (2004) como não inerte. Por essa característica de decomposição no ambiente, é um material de tratamento difícil, que requer uma gestão adequada para reduzir impactos na disposição final. Ao contrário, os resíduos inertes oferecem melhores opções de revalorização mediante reciclagem e reutilização, retornando à atividade industrial. Dentre os cenários avaliados, na solução de menor efeito para o clima, abrangendo unicamente o consumo sustentável para diminuição de 50% dos restos de alimentos que hoje vai para aterros ou lixões, as emissões de carbono diminuiriam 21%.

O incremento na geração de resíduos tem impacto direto sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos. Isso salienta a demanda pelo desenvolvimento de tecnologias modernas de tratamento, de baixa emissão de carbono, adequadas à cada tipologia de resíduo, em vistas do aproveitamento energético dos subprodutos gerados no processo (FERREIRA, 2015).

No Brasil e em países em desenvolvimento, cuja fração orgânica representa mais de 50% dos resíduos gerados (CEMPRE, 2016), a alternativa para tratar esse material e ainda gerar energia seria a biodigestão anaeróbica. Porém, fatores como a falta de regulamentação específica para o setor, instrumentos econômicos que viabilizem os projetos e outros, são empecilhos que precisam ser superados para que os resíduos orgânicos sejam tratados gerando energia em forma de eletricidade ou como combustível substituindo o gás natural (ABIOGÁS, 2017).

3.2.1 Panorama dos RSU no Estado do Ceará

Com relação ao panorama de RSU no Estado do Ceará houve um aumento de 0,99% no RSU gerado entre os anos de 2014 e 2015, no entanto, verifica-se que no ano de 2013 o RSU não coletado foi de 22,29% e no ano de 2014 foi de 21,86%, indicando que não houve uma melhora significativa na quantidade de RSU coletado (ABRELPE, 2015). Na Tabela 4 pode-se observar dados coletados da geração de RSU no Estado do Ceará

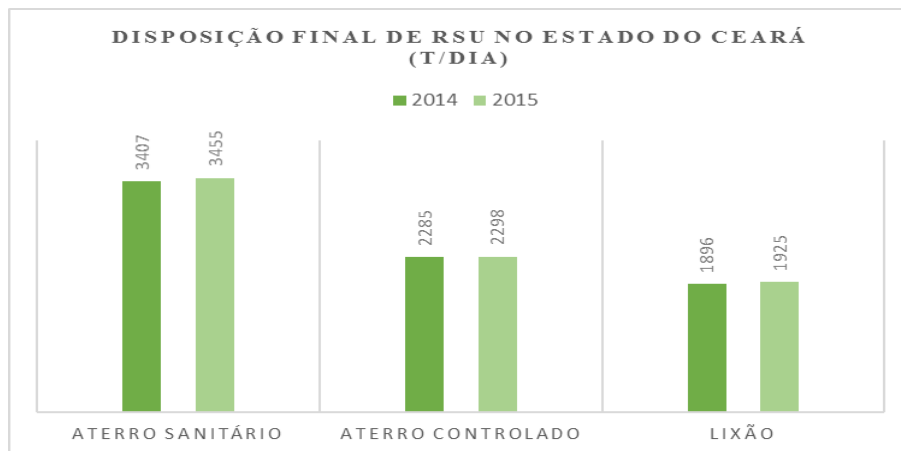
Tabela 4 - Geração e coleta de RSU no estado do Ceará.

População Total		RSU gerado (t/dia)		RSU coletado			
				(kg/hab/dia)		(t/dia)	
2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
8.842.791	8.904.459	9.711	9.809	0,858	0,862	7.588	7.678

Fonte: ABRELPE (2015).

Para o Estado do Ceará a disposição final dos resíduos tem a maior parcela destinada ao aterro sanitário (45%), onde 29,9% são direcionados ao aterro controlado que é uma quantidade significativa e 25% ainda são destinadas aos lixões. No entanto, de acordo com a PNRS o termo aterro controlado é considerado lixão, então 55,1% dos resíduos gerados no Estado do Ceará são destinados ao lixão. Quando se compara os anos de 2014 e 2015, observa-se que não houve variação significativa na destinação final de tais resíduos. A Figura 5 mostra a disposição final de RSU no Estado do Ceará.

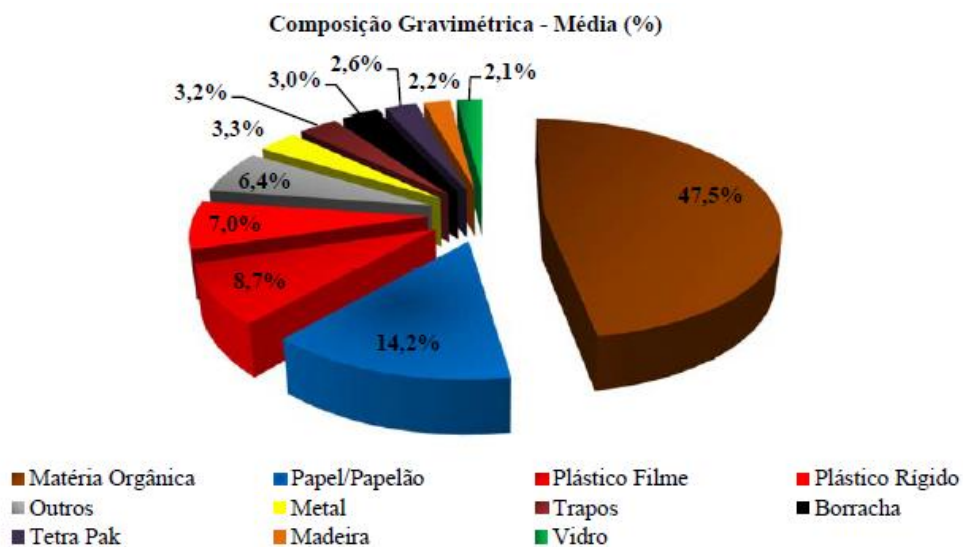
Figura 5 - Disposição final de RSU no Estado do Ceará.



Fonte: Abrelpe (2015).

Dos resíduos sólidos domiciliares destinados ao aterro a composição gravimétrica do município de Fortaleza-CE apresentou percentuais semelhantes com os apontados no cenário nacional para as variáveis como material orgânico, papel/papelão e plástico filme, que detiveram, em média, 47,5%, 13,5% e 8,9%, respectivamente, dos resíduos sólidos depositados no aterro sanitário (OLIVEIRA; MOTA, 2010). Vale salientar que grande parte dos resíduos recicláveis e orgânicos coletados em Fortaleza não é reaproveitada (Figura 6).

Figura 6- Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares depositados no Aterro Sanitário de Caucaia/CE em 2010.



Fonte: OLIVEIRA; MOTA (2010).

A cerca dessa problemática os RSU, torna-se importante a implantação de programas de gerenciamento integrado para os resíduos sólidos urbanos nas cidades brasileiras, pois ao introduzirem sistemas de coleta seletiva, tem-se como principal meta a separação de materiais recicláveis e reutilizáveis, como também o material orgânico dos materiais perigosos e dos que ainda não são passíveis de reciclagem, sendo o material orgânico destinado ao tratamento aeróbio ou anaeróbio, conforme as prioridades locais (LIMA, 2002).

3.3 Gestão integrada de gerenciamento do RSU

O desenvolvimento de um plano de gerenciamento integrado de RSU é fundamental para compreender a situação atual dos resíduos na cidade ou região estudada, levantar todas as necessidades, indicar as diretrizes e objetivos, estabelecer metas e prazos a serem alcançados e formular as estratégias que poderão ser implantadas de acordo com as necessidades de cada localidade (POLZER, 2017).

O gerenciamento precisa ser integrado, pois depende da interdependência entre todas as etapas, desde a coleta até o destino e em relação as demais políticas públicas. Além disso, a responsabilidade pela geração e destinação dos resíduos é compartilhada por todos os envolvidos: sociedade, governo e iniciativa privada.

O conceito de gestão integrada de resíduos sólidos está atrelado à tomada de decisões de caráter estratégico, abrangendo aspectos institucionais, administrativos, financeiros, ambientais, culturais, sociais e técnico-operacionais, com a consonância da natureza participativa e deliberativa de todos os agentes sociais envolvidos no ciclo de vida dos produtos. Logo, orientando por meio de dispositivos legais a implantação de um sistema de gerenciamento adequado (MESQUITA JÚNIOR, 2007).

Todavia, a definição de gerenciamento integrado dos resíduos sólidos se traduz em conjunto de ações normativas, ambientais, operacionais, administrativas, gerenciais e financeiras, que fazem referência à execução e ao controle das etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final dos resíduos (MASSUKADO, 2004). Lembrando que sempre se deve cumprir a ordem de prioridades da gestão e gerenciamento estabelecidos na Lei Nº 12.305/2010, e para isso a PNRS fomenta a construção de atividades de educação ambiental como ferramenta crucial na concepção de um modelo sustentável.

Para Andrade e Ferreira (2011), a globalização contribui para o agravamento da situação dos resíduos como, o consumo exagerado e a desorganizada gestão desses resíduos, de modo que este processo está intimamente relacionado à gestão dos resíduos sólidos. Diversos problemas ambientais, como gases do efeito estufa, poluição atmosférica, poluição dos rios e mananciais, geração excessiva dos resíduos sólidos, dentre outros, tem contribuído para o agravamento da situação

A destinação inadequada dos resíduos sólidos orgânicos no meio ambiente pode trazer sérios danos à saúde pública e ao meio ambiente oriundos dos produtos resultantes da

decomposição biológica. Por isso necessitam de um tratamento adequado para evitar danos ao meio ambiente e a população (FELIZOLA; LEITE; PRASAD, 2006).

A PNRS determina que a responsabilidade na gestão dos resíduos é compartilhada, ou seja, todos os participantes na geração dos resíduos têm o seu papel definido ao longo do ciclo de vida do produto. Cada agente tem sua parcela de responsabilidade e tem a tarefa de evitar a produção de resíduos quando possível e destinar aqueles que foram gerados ao longo das fases do ciclo de vida de forma ambientalmente correta (POLZER, 2017).

O gerenciamento integrado de RSU tem como atribuição considerar as necessidades de cada localidade, verificando a tecnologia disponível para a realização da coleta, transporte, tratamento dos resíduos e destinação final. O modelo a ser desenvolvido irá considerar, dentre outros aspectos, a quantidade e o tipo de resíduo produzido, as características socioeconômicas e culturais, o grau de urbanização, os padrões de consumo e hábitos daquela população (WORLD BANK, 2012).

A geração de resíduos é proporcional ao aumento da população e desproporcional à disponibilidade de soluções para o gerenciamento dos detritos, resultando em uma série de problemas na prestação de serviços, como a diminuição gradativa da qualidade do atendimento de coleta dos resíduos, a redução do percentual da malha urbana atendida pelo serviço de coleta e o seu abandono em locais inadequados. Seria necessário equacionar o desequilíbrio entre o incremento de resíduos e as escassas possibilidades de dispô-lo corretamente, sem prejudicar a saúde humana e sem causar riscos ao meio ambiente (DIAS, 2000).

Um dos princípios básicos da gestão integrada dos resíduos é a prevenção na geração e conseqüentemente sua redução na fonte. Após gerado, o resíduo poderá ser reutilizado, porém se não for possível a reutilização o seguinte passo seria a reciclagem ou outra forma de recuperação dos recursos, seguida da incineração com geração de energia e por fim, esgotadas todas as possibilidades, a disposição final em aterros sanitários.

A não geração permite a preservação dos recursos naturais e a economia em todo o sistema, como: a redução das coletas, o prolongamento da vida útil dos aterros sanitários e a redução dos impactos ambientais causados ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, da obtenção da matéria prima até a sua disposição final. Portanto, a não geração é a meta principal de qualquer gestão de RSU, que necessitará buscar mecanismos que evitem a

produção de mais resíduos. A prevenção dos resíduos sólidos é o principal desafio enfrentado por todos os outros países ao redor do mundo (POLZER, 2017).

Baptista e Braga (2002) relataram que existe uma diferença fundamental entre os termos “Lixo” e “Resíduo Sólido”; enquanto o primeiro não possui qualquer tipo de valor, sendo necessário o seu descarte, o segundo pode possuir valor econômico agregado, havendo possibilidade de se estimular o seu aproveitamento dentro de um processo produtivo apropriado. Essa visão do autor traduz a necessidade de incentivar a questão do reaproveitamento e reciclagem dos resíduos que chegam aos aterros e lixões, como importante ferramenta para a gestão ambiental dos centros urbanos

No cenário europeu, a Suécia, junto com a Noruega, Dinamarca, Holanda, Áustria, Alemanha e Suíça, formam um grupo de países que destinam menos de 1% dos resíduos para os aterros sanitários. A Suécia apresenta taxas altas de reciclagem, compostagem, e recuperação energética. Além disso, o gerenciamento integrado de resíduos sólidos está inserido em um programa nacional de desenvolvimento sustentável na qual torna as cidades suecas exemplos de pesquisa com resultados próximos ao 100% na destinação adequada dos resíduos (POLZER, 2017).

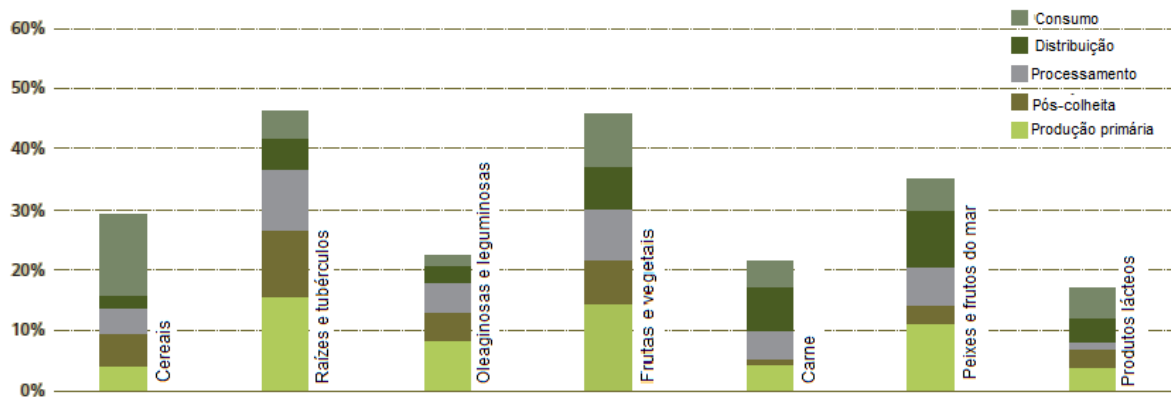
3.4 Geração da fração orgânica do RSU: Resíduo Alimentar

No Brasil, anualmente são desperdiçadas 41 mil toneladas de alimentos/ano, ficando entre os dez países que mais perdem e desperdiçam alimentos no mundo gerando diversas implicações de acordo com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2015). Estima-se que a emissão de GEE seja equivalente a 3,3 bilhões de toneladas de dióxido de carbono. De acordo com os preços de produção, calcula-se ainda a perda de 750 bilhões de dólares, o desperdício de 250 quilômetros cúbicos de água e a supressão de 1,4 bilhão de hectares de ecossistemas naturais em função da agropecuária (FERREIRA, 2015).

O desperdício alimentar ocorre ao longo de toda a cadeia produtiva, consequência da falta de cuidado no manuseio e na colheita, da falta de logística no transporte e do acondicionamento inadequado dos produtos. A Figura 7 mostra a elevada contribuição da produção primária no desperdício de alimentos no mundo, a destacar nos setores de produção de raízes, tubérculos, frutas e vegetais. O processamento e o transporte de alimentos também têm importante contribuição nesse montante, principalmente no setor de perecíveis (carne, peixes e

frutos do mar). Já o desperdício no ato do consumo, tem papel de destaque no setor dos cereais (arroz, trigo, soja).

Figura 7 - Desperdício alimentar no mundo por tipo e setor de produção em 2015.



Fonte: Ferreira (2015)

A geração de resíduos alimentares é um grande problema, dando origem a odor, lixiviação, etc. por causa de seus sólidos altamente voláteis (SV) e seu teor de umidade, além de gerar fração refratária de metano, que é um dos principais gases do efeito estufa. A utilização de resíduos alimentares em um conceito de saneamento descentralizado e reutilização pode controlar e minimizar os problemas associados a ele (PADUEL et al, 2017).

O aproveitamento integral dos alimentos, como a reutilização para alimentação animal, são algumas alternativas de reaproveitamento, desde que atenda às restrições da legislação de nutrição animal e de saúde pública vigentes (BRASIL, 2009).

3.4.1 Composição dos resíduos alimentares

A composição dos resíduos sólidos é bastante heterogênea (inertes, minerais e orgânicos) resultantes das diversas atividades humanas (LIMA, 2001), que é a característica principal dos resíduos, e, por isso, sua composição exata é difícil de ser avaliada, tendo em vista a diversidade dos materiais constituintes e a existência de diferentes protocolos de amostragem e caracterização (PINTO, 2000).

O resíduo orgânico é a fração biodegradável do RSU com um teor de umidade entre 85 e 90%, entretanto a definição de resíduos sólidos orgânicos é algo impreciso devido à variação da composição e características desse material (MATA-ALVAREZ et al. 2000).

Essas variações das características dos resíduos são geralmente função de fatores econômicos e sociais, geográficos, educacionais, culturais, tecnológicos e legais. é variável e a quantidade e diversidade de resíduos descartados relaciona-se a aspectos culturais, econômico e sociais (MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013).

Esses fatores afetam o processo de geração, tanto com relação à quantidade gerada quanto à sua composição qualitativa (ZANTA et al., 2006). O desperdício de alimentos é rico em energia de biomassa, e um número crescente de programas internacionais estão sendo estabelecidos para recuperar a energia desse desperdício usando digestão anaeróbica (DA), porém a instabilidade do processo é uma questão operacional (LI et al., 2017).

A fração orgânica do RSU é altamente putrescível e variável em sua natureza e em suas características em termos de carboidratos, lipídios e proteínas e variam consideravelmente com base em seus componentes (ESPOSITO et al., 2012; CARUCCI et al., 2005; STRAKA et al., 2007; BELITZ et al., 2009; IACOVIDOU et al., 2012). Um dos problemas graves de quase todas as cidades do mundo é a eliminação de resíduos orgânicos oriundos de restaurantes, desperdiçado das residências, estabelecimentos comerciais, instituições, refeitórios de fábrica, cantinas dentre outros (IACOVIDOU et al., 2012).

De acordo com Bouallagui (2009), os resíduos sólidos orgânicos como frutas e vegetais são considerados resíduos de fácil biodegradação, facilitando o processo de acidificação acarretando acumulação de ácidos graxos voláteis e conseqüentemente queda do pH, inibindo a atividade das arqueias metanogênicas.

O excesso de amônia também pode inibir a sucessão microbiana necessária para a produção de metano (NIELSEN; ANGELIDAKI, 2008). A composição média dos RSU do Brasil apresenta um maior teor de matéria orgânica do que de resíduos recicláveis, o que indica uma grande vocação para a compostagem. No Brasil predomina o teor de matéria orgânica aproximadamente acima de 50%, e essa alta porcentagem é comum em países menos desenvolvidos devido principalmente a falta de preparo prévio da maioria de vegetais e frutas (ALCANTARA, 2010; CEMPRE, 2016).

Devido à grande produção de resíduos orgânicos no Brasil faz-se necessário o manejo e tratamento deste material desviando-o dos aterros sanitários e vazadouros, o que representaria benefícios econômicos através da venda e utilização do composto ou geração de

energia; sociais, através da geração de renda e ambientais evitando que esse material fosse aterrado causando grandes impactos (POLZER, 2017).

O reaproveitamento industrial dos alimentos desperdiçados é considerado atrativo, tendo destaque a produção de biogás com aproveitamento energético (FERREIRA, 2015). Experiências realizadas nesse sentido demonstram que a metanização dos resíduos alimentares é uma alternativa viável para o tratamento e a valorização desse resíduo (LI et al., 2011; BROWNE et al., 2013; ZHANG et al., 2006).

Sob o ponto de vista bioquímico, o resíduo alimentar possui, além das macromoléculas de matéria orgânica, diferentes elementos traço, essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos que compõe o consórcio anaeróbio.

Diversas tecnologias para o tratamento dos resíduos vêm sendo aplicadas para se promover o reaproveitamento e minimizar os riscos ambientais causados pela disposição irregular de resíduos sólidos orgânicos. Dentre elas estão os métodos biológicos, em condições aeróbias ou anaeróbias, com vistas à reciclagem com valorização dos resíduos orgânicos através da conversão em compostos orgânicos para fins agrícolas como a compostagem ou pela produção de biogás que é composto de metano, oxigênio e gás carbônico, através da digestão anaeróbia com recuperação energética ou aproveitamento como gás natural (GONÇALVES, 2005).

3.5 Digestão Anaeróbica

Nos últimos anos a digestão anaeróbia (DA) tem sido estabelecida com êxito como tecnologia para tratar resíduos orgânicos. A perspectiva de transformar, através de um processo de baixo custo, os resíduos orgânicos em biogás, fonte de energia renovável e de lucro, tem certamente aumentado o interesse em torno desta tecnologia e tem exigido vários estudos destinados a desenvolver métodos que possam melhorar o desempenho (ESPOSITO et al., 2012).

A digestão converte matéria orgânica em uma mistura de gases de metano, dióxido de carbono, por um complexo comunidade de microrganismos (LIU et al., 2012). Tem sido usado no tratamento de muitos tipos de resíduos orgânicos, e devido à variedade de substratos e a utilização como inóculo lodo de esgoto, este processo tem a vantagem de proporcionar um aumento da produção potencial do biogás, a estabilização orgânica e recuperação de energia.

A DA tem sido considerada como uma das principais opções comercial e ambiental para o tratamento de resíduos sólidos. Tem sido aplicada há muito tempo para o tratamento de resíduos domésticos e industriais e pode produzir bioenergia renovável como metano (PADUEL et al., 2017). Sob condições controladas pode reduzir a poluição ambiental e exige baixo consumo de energia para a operação (KIN et al., 2006). Além disso, o processo pode produzir recursos energéticos renováveis, e o efluente pode ser usado como condicionador de solo. Uma grande variedade de substâncias inibidoras é a principal causa para o fracasso de um biodigestor, uma vez que estão presentes em concentrações substanciais (CHEN et al., 2008).

Muitos relatórios foram publicados sobre a DA que trata diferentes tipos de resíduos orgânicos, tais como os resíduos domésticos e de cozinha, frutas, vegetais, resíduos agrícolas, resíduos industriais e orgânicos fração de resíduos sólidos urbanos. A digestão anaeróbia é um dos métodos mais rentáveis para tratamento de resíduos sólidos orgânicos e recuperação de bioenergia. (LI, 2016).

No processo da digestão, os compostos orgânicos de polissacarídeos, proteínas e lipídeos semelhantes aos resíduos orgânicos podem ser convertidos em biogás (50-70% de metano e 25-50% de CO₂) em condições anaeróbias para serem utilizados na geração de eletricidade ou calor. Contudo, muitos biodigestores que operam em mono-digestão, estão com uma eficiência relativamente baixa devido a perfis nutricionais desequilibrados, acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV's) e inibição do produto da digestão anaeróbia (ZHANG, 2013).

A DA produz metano e gera um resíduo digerido que é semelhante ao composto produzido em condições aeróbias. A geração contínua dos resíduos sólidos orgânicos tem contribuído para que o problema do lixo se agrave mais e mais no nosso país, e o descarte inadequado desses resíduos orgânicos oriundos de restaurantes, desperdício de alimentos, resíduos de frutas e vegetais, agravam ainda mais a situação ambiental.

É um método amplamente utilizado para eliminar resíduos orgânicos devido ao seu bom desempenho na redução de resíduos e recuperação de energia na forma de metano e pode ser dividido em digestão com alto teor de sólidos (sólidos totais (ST) > 15%) e digestão húmida (ST <15%), respectivamente. (MATA-ALVAREZ, J, 2003).

A DA de alto teor de sólidos permite uma taxa de carga orgânica elevada e um pequeno volume de reator bem como um baixo custo de energia e é muito mais fácil de ser

inibido por compostos inibitórios, como ácidos orgânicos ou amônia devido ao baixo teor de umidade, o que pode reduzir a eficiência da digestão e causar instabilidade (HAMMOND, 2013).

Pode ocorrer na presença ou ausência de oxigênio, sendo classificados como digestão aeróbia ou anaeróbia. As etapas envolvidas no processo de digestão anaeróbia são muito mais complexas, quando comparada a digestão aeróbia, devido as diferentes rotas metabólicas disponíveis para comunidade anaeróbia (CHERNICARO, 2007)

A DA é um processo bioquímico bastante complexo, que consiste em várias vias metabólicas que envolvem a participação de diferentes grupos de bactérias, em que certas espécies podem desempenhar função específica para cada fase da digestão, apresentando, portanto, necessidades diferentes condições ambientais ideais (KHALID *et al.* 2011).

De acordo com LIN *et al.*, (2011) é a melhor escolha para tratamento desses resíduos orgânicos considerando-se a estabilização de resíduos e recuperação de energia, principalmente devido a produção de biogás durante o processo de degradação de matéria orgânica, figurando com um fator de extrema importância, tanto para a área ambiental como social e econômica.

A biodigestão anaeróbica é extremamente adequada para o material orgânico com alta concentração de umidade, como é o caso dos resíduos produzidos nas cozinhas industriais e nas residências, mas o processo pode ser utilizado também para qualquer tipo de resíduo orgânico. Além disso, o sistema apresenta diversas vantagens como um eficiente controle de odor e pode ser utilizado em grandes centros urbanos, pois requer menor área para ser implantado comparado ao sistema de compostagem (DE BAERE; MATTHEEUWS, 2013)

A utilização de distintos resíduos propicia o aumento do efeito sinérgico dos microrganismos participantes da digestão anaeróbia (SANTOS, 2010). Implementar o processo de inoculação permitem aumentar o rendimento no tratamento de resíduos, suplementar o meio de digestão com nutrientes ausentes nos substratos presentes, equilibrar as cargas orgânicas, melhorar a umidade existente no reator, havendo como consequência o aumento da produção do biogás (MENESES, 2011).

Entre os tratamentos biológicos, a DA é frequentemente a melhor com relação ao custo-benefício, devido à recuperação elevada de energia e ao baixo impacto ambiental (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000b). A utilização dos processos anaeróbios para o tratamento de resíduos possui várias vantagens sobre os processos aeróbios, tais como:

- ✓ Aumento da vida útil dos aterros sanitários;
- ✓ Retirada da fração orgânica dos RSU que é a fração que resulta em odores desagradáveis e geração de lixiviados de alta carga nos aterros;
- ✓ Minimização da emissão de gases que aumento o efeito estufa;
- ✓ Possibilidade de coleta de todo o biogás gerado (em aterros o índice de recuperação é de 30 a 40%);
- ✓ Geração de produtos valorizáveis: biogás (energia e calor) e composto;
- ✓ Poucos requisitos nutricionais para a fase de fermentação;
- ✓ Baixo ou nenhum gasto de energia;
- ✓ Aplicação de elevadas cargas orgânicas;
- ✓ Não necessita de uma área grande para ser implementado;
- ✓ Os microrganismos podem ser preservados sem serem alimentados por mais de um ano sem grave degradação de sua atividade, o que é muito importante quando o tratamento é aplicado em resíduos provenientes de atividades sazonais;

De acordo com Mahdy (2015), a alta demanda de combustíveis fósseis e o alto preço deles, fez com que a biomassa vegetal tenha sido utilizada para sua conversão em energia renovável através de alternativas sustentáveis.

Em muitos países asiáticos europeus e desenvolvidos, a DA tem sido amplamente aplicada para tratar resíduos alimentares em escala industrial. Alemanha, Espanha, Inglaterra, e a Coreia estão equipados com plantas de DA de grande escala com capacidade de 2500 toneladas por ano ou maior (CHIU; LO, 2016; THI et al., 2015).

Um estudo de escala piloto na Índia implementou DA para tratar resíduos alimentares, e vários institutos desenvolveram plantas de biogás. Na China, os projetos de demonstração para eliminação de resíduos alimentares foram iniciados em 2010 e, desde então, um total de 100 cidades foram escolhidas como cidades-piloto. Entre esses projetos, mais de 90% adotaram tecnologia DA para eliminação de resíduos alimentares

Segundo Kunz (2004), o processo de fermentação anaeróbio é um processo sensível, e a decomposição bacteriana de matéria orgânica em condições anaeróbicas acontece em quatro etapas: hidrólise; acidogênica, acetogênica, metanogênica.

3.5.1 Etapas da digestão anaeróbia

Na primeira, etapa chamada de hidrólise, as partículas (polímero) são hidrolisadas a materiais de peso molecular mais baixo que podem penetrar as paredes celulares de bactérias de fermentação, uma vez que eles não são capazes de absorver a matéria orgânica em partículas. Por conseguinte, a hidrólise do material particulado, bem como material solúvel maior é essencial para aumentar a biodisponibilidade, ou seja, o acesso do substrato para as células microbianas (CHERNICHARO, 2005).

O material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular por meio de exoenzimas, que são excretadas por bactérias fermentativas, também denominadas bactérias hidrolíticas. A hidrólise é a etapa limitante na DA de resíduos sólidos orgânicos, uma vez que a quebra das macromoléculas sólidas, pelas exoenzimas hidrolíticas liberadas para a acidogênese, é mais lenta, em virtude da menor superfície de contato, se comparada às partículas sólidas presentes no esgoto doméstico (DE BAERE ET AL 2010; CHERNICHARO, 2007; ZHANG et al, 2014).

As proteínas são degradadas em (poli) peptídeos, os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídeos, em ácidos graxos de cadeia longa (C15 a C17) e glicerol. Em certas situações, a alta complexidade do material orgânico pode resultar em uma baixa velocidade de hidrólise, tornando-a a etapa limitante de todo o processo de digestão.

Na segunda etapa, chamada de acidogênese, os produtos solúveis do passo de hidrólise são metabolizados no interior das células de bactérias fermentativas, em compostos mais simples que são subsequentemente segregadas por um grupo diversificado de bactérias, a maioria dos quais é anaeróbio obrigatório. Os compostos de cadeia curta produzidos incluem os AGV's (ácido acético, fórmico, propiônico, butírico e láctico) álcoois, o dióxido de carbono, hidrogênio, amoníaco e sulfeto de hidrogênio, e ainda novas células bacterianas.

O grupo dos carboidratos constituem um dos principais componentes dos resíduos orgânicos provenientes de resíduos alimentares e fração orgânica recolhida RSU dos mercados e domiciliar. Carne, peixe, frango, ovos e queijo são ricos em proteínas e lipídios e pão, batata e farinha são ricos em carboidratos A degradação anaeróbia desses resíduos é fortemente dependente da relação entre a taxa de processo de acidificação e a taxa de processo metanogênico, pois o processo de acidificação é mais rápido do que o processo metanogênico, fazendo com que os AGV tendem a acumular-se no reator, provocando quedas progressivas

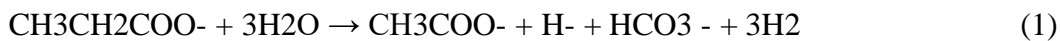
no potencial hidrogeniônico (pH) que podem estressar ou inibir a atividade das arqueas metanogênicas (SIEGERT; BANKS, 2005).

Na terceira etapa, a acetogênese, as bactérias acetogênicas são responsáveis por produtos de oxidação gerados na fase acidogênica para dar o substrato adequado para as bactérias e arqueas metanogênicas. É a etapa essencial na conversão de compostos intermediários (principalmente propionato e butirato) em ácido acético. Durante a produção dos ácidos acéticos e propanoico, uma grande quantidade de hidrogênio é formado, fazendo com que o valor de pH do meio fique ácido. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas apenas o hidrogênio e acetato podem ser utilizados diretamente por bactérias metanogênicas. No entanto, pelo menos 50% de material biodegradável se tornam propionato e butirato que são, em seguida, decompostos em hidrogênio e etilo por ação de bactérias acetogênicas (CHERNICHARO, 2005).

Cerca de 70% da DQO digerida é convertida em ácido acético, enquanto os outros 30% restantes da DQO estão concentrados no hidrogênio formado. Ademais, a formação de acetato a partir de propionato e butirato é termodinamicamente desfavorável, isto é, não ocorre de forma espontânea a não ser que essas espécies químicas (acetato e hidrogênio) sejam retiradas do meio, para assim deslocar o equilíbrio da reação no sentido da formação desses produtos (CHERNICHARO, 2005).

Devido à acumulação de ácidos graxos, os materiais ricos em hidratos de carbono muitas vezes têm fraca capacidade de tamponamento, ocasionando a diminuição da alcalinidade. Para obter um bom equilíbrio no processo, os materiais com elevado teor de açúcar devem ser misturados com um material que contenha compostos mais recalcitrantes e de preferência, nitrogênio. Isto acontece porque as etapas iniciais do processo não devem ocorrer de forma acelerada. (PROBIOGAS, 2010). Abaixo, exemplos de degradação de alguns substratos na fase acetogênica:

Propionato → acetato



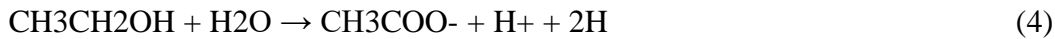
• Butirato → acetato



- Benzoato → acetato



- Etanol → acetato

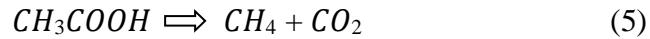


A quarta etapa, a metanogênica, é a etapa final do processo anaeróbico, para a produção de gás metano por dois grupos de microrganismos: metanogênica acetotróficos ou acetoclásticas. A arquea hidrogenotrófica são autotróficas para a redução de CO₂ e metano usando H₂ como doador de elétrons, a liberação de H₂O. As arqueas acetoclásticas são heterotróficos, produzindo acetato a partir da redução de metano e CO₂ (fermentação).

A fase metanogênica é a mais sensível de toda o grupo anaeróbico pois é regida por um seleto grupo de microrganismos anaeróbios, as denominadas arqueias metanogênicas (ANGELIDAKI, et al., 2009). Basicamente o acetato e o hidrogênio são os dois principais substratos utilizados pelo metabolismo desses microrganismos. As arqueias metanogênicas acetoclásticas utilizam o acetado como fonte de carbono para produção da maior parte do metano gerado na maioria dos processos anaeróbios (MATA-ALVAREZ e CECCHI, 1990; TCHOBANOGLOUS et al., 1993; ANGELIDAKI et al., 1999; MCCARTY, 1971 *apud* CHERNICHARO, 2007). Já o grupo das arqueias metanogênicas hidrogenotrófica, têm o importante papel na manutenção da pressão parcial de hidrogênio (H⁺) no meio.

Quando o material de entrada contém quantidades elevadas de açúcares, a hidrólise faz com que a degradação seja muito rápida, como também acontece na fermentação. As bactérias metanogênicas formam o metano lentamente e ainda degradam os ácidos graxos. As bactérias formadoras de metano não têm tempo para degradar os ácidos graxos na mesma proporção em que são formados, ocorrendo a acumulação desses ácidos.

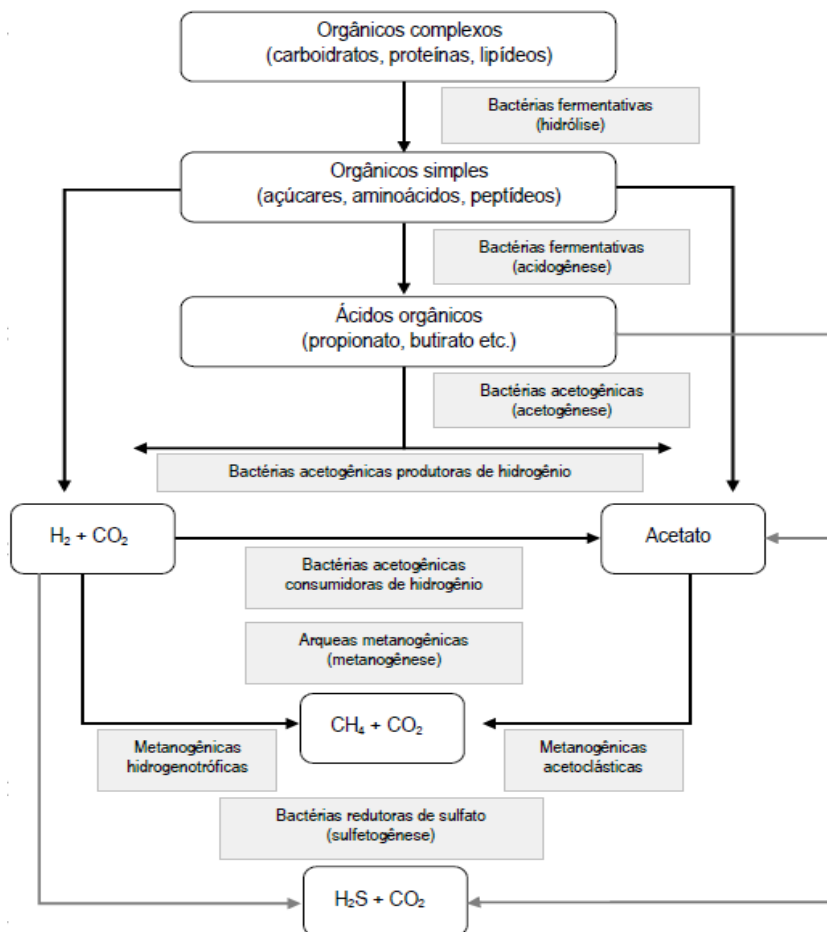
O gás metano é produzido pelas metanobactérias, reduzindo o CO₂ ou o acetato, dependendo da espécie de bactérias presentes, a metano, CO₂ e água (METCALF E EDDY, 1991). Segundo Silva (2009), são dois os papéis desempenhados pelas bactérias metanogênicas: produção de metano que possibilita a remoção de carbono orgânico, reduzindo o ácido acético a metano e dióxido de carbono, pela via acetotrófica, conforme equação (5), e a redução do dióxido de carbono a metano e água, pela via hidrogenotrófica, conforme equação (6).



De acordo com Liu et al. (2015), as arqueias hidrogenotrófica têm importante contribuição na produção de metano nos sistemas de alta carga orgânica, em virtude da sua baixa afinidade pelo acetado, suportando elevadas concentrações desse ácido, e sua maior taxa de crescimento específico em comparação às acetoclásticas.

A Figura 8 apresenta um esquema que inclui as várias fases de digestão anaeróbica, por isso, a digestão anaeróbica é um processo bioquímico complexo, que envolve várias reações sequenciais, cada um com certas populações microbianas.

Figura 8 - Esquema da digestão anaeróbica com rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica



Fonte: Chernicharo (2007).

Diversas matérias-primas podem ser utilizadas como substrato na geração de gás, como resíduos de culturas, resíduos de animais, resíduos urbanos, resíduos de aterros, resíduos de alimentos, biomassa aquática, resíduos de queratina e matérias-primas lignocelulósicas devido à sua disponibilidade e abundância porém a maioria destas matérias-primas têm taxas de degradação lentas e, como tal, requerem tempos de retenção mais longos (PATINVOH, 2017). O processo de biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos leva um certo tempo para a sua estabilização, na qual diversos fatores ainda podem dificultar o processo de degradação, por isso buscam-se alternativas para acelerar e otimizar o processo como a inoculação, trituração, ajuste de pH, dentre outros (PINTO, 2006).

Diversas são as vantagens dos sistemas anaeróbios quando comparados aos tratamentos aeróbios. Silva (2009) destaca o menor consumo de energia, menor produção de lodo, menor área para implantação e oferecerem potencialidade energética com uso do metano produzido. Porém os processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda possuem alguns interferentes, devido à falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, ao tempo necessário para bioestabilizar os resíduos sólidos, que é bastante longo quando comparado com processos aeróbios.

A produção de resíduos, incluindo resíduos sólidos orgânicos aumentou significativamente nos últimos anos e diferentes tecnologias são utilizadas para o tratamento. O processo de DA é particularmente um dos mais vantajosos em termos de redução de matéria orgânica, convertendo compostos orgânicos em biogás, sendo o metano presente no biogás uma fonte de energia renovável.

O monitoramento e controle de processos, bem como o gerenciamento microbiano, podem ser usados para controlar a instabilidade e aumentar a eficiência de conversão de energia de digestores anaeróbios. Otimizar e combinar esses dois métodos são necessários para melhorar a eficiência do DA (LI et. al., 2017).

3.5.2 Fatores que interferem na digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia, como processo biológico, é fortemente dependente das condições ambientais (MATA-ALVAREZ et al., 2000), como temperatura, pH, teor de nutrientes, relação carbono/nitrogênio (C/N), presença de inibidores, tipologia do substrato,

inóculo, disponibilidade de microelementos e tamanho das partículas, presença de matérias de natureza tóxica dentre outros.

Portanto, um ajuste preciso das condições operacionais e sua monitoração contínua durante toda a evolução da DA pode evitar inconvenientes indesejados e melhorar a eficiência do processo. Abaixo alguns parâmetros importantes no processo:

✓ **Temperatura**

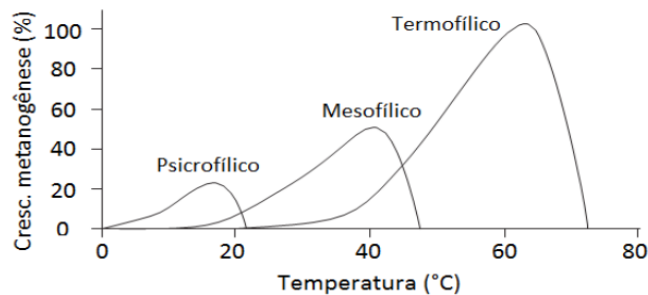
A temperatura é um fator muito importante a ser considerado na digestão anaeróbia, onde são liberadas quantidades muito pequenas de energia em forma de calor e a maior parte da energia liberada pela respiração celular está diretamente ligada ao produto, o metano na qual vai ser enérgico, enquanto o processo em si não aquece de forma significativa.

Para que os microrganismos se desenvolvam da melhor maneira possível e gerem quantidades satisfatórias de biogás, é necessário que o calor seja fornecido externamente (PROBIOGAS, 2010). É um fator que afeta a taxa de crescimento e a densidade dos microrganismos pois eles não possuem a capacidade de controlar sua temperatura interna, sendo dependentes da temperatura ambiente, na qual é importante na multiplicação dos microrganismos, nas reações enzimáticas e na dissociação de compostos (MAZARELI, 2015).

Este parâmetro também influencia nas taxas de reações enzimáticas e na desnaturação destas enzimas ou na destruição das habilidades dos microrganismos em produzir essas enzimas, influenciando a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico. Os micro-organismos são classificados em: psicrófilos, sobrevivem numa faixa de 0 a 20°C; mesófilos (20 a 45°C) e termófilos (45 a 70°C), sendo que a faixa mesófila e termófilos são níveis ótimos de temperatura pois têm sido associados à digestão anaeróbia (METCALF & EDDY, 1991; MATA-ALVAREZ, 2003).

A faixa de temperatura em que atuam bactérias mesofílicas é entre 25°C e 40°C, porém o processo de geração de biogás tem maior rendimento acima de 32°C, pois a temperatura ideal para a formação de metano é entre 35°C e 37°C (Figura 9). Caso a temperatura de fermentação esteja abaixo da ideal, há a produção de ácidos graxos e álcoois pelos microrganismos que não foram perturbados pelas variações de temperatura, fazendo com que não haja formação de metano, resultando em decréscimo do pH e interrupção do processo (PROBIOGAS, 2010).

Figura 9 - Taxa de crescimento relativa de atividade psicofílica, mesofílica e termofílica



Fonte: Adaptado Chernicharro (2007).

Variações bruscas de temperatura interferem na quantidade de metano, devido ao desbalanceamento entre as populações de bactérias metanogênicas hidrogenotrófica e acetoclásticas (CHERNICHARO, 2005).

Temperaturas na faixa psicofila (0 a 20 °C) resultam em esgotamento da energia para as bactérias, chegando até a lise celular. Altas temperaturas (45 a 70°C) favorecem a produção de ácidos voláteis, principalmente a amônia, diminuindo a atividade metanogênica e o rendimento na produção do biogás (FEZZANI; CHEIKH, 2010).

Acima de 65°C ocorre a desnaturação das enzimas (LEVÉN et al., 2012). No entanto, a faixa termofílica apresenta algumas vantagens, tais como uma taxa mais rápida de degradação de resíduos orgânicos, menor viscosidade do efluente e maior taxa de destruição de patógeno (ZHU et al., 2009).

Nas últimas décadas, o número de sistemas que operam na faixa termofílica tem crescido em países da Europa, demonstrando maiores taxas de conversão de matéria orgânica em biogás, contudo são sistemas que requerem um maior custo operacional e uma maior demanda energética para o aquecimento do reator. (DE BAERE; MATTHEEUWS, 2010).

✓ **Potencial Hidrogeniônico (pH), alcalinidade**

O pH é um parâmetro que também influencia na atividade dos microrganismos produtores de metano. Cada micro-organismo possui uma faixa específica de pH onde o seu crescimento é favorável, havendo um valor considerado ótimo, no qual a taxa de crescimento é máxima. Em estudos feitos por Hu et al. (2014) tem sido demonstrado que a faixa adequada de pH, aumenta a capacidade de produção de metano pelas arqueias metanogênicas, e pH

muito abaixo ou acima do ótimo, pode causar distúrbios no sistema (KUN WANG et al., 2014).

Os micro-organismos metanogênicos são considerados sensíveis ao pH, em que o crescimento ótimo ocorre em faixa relativamente pequena, em torno de 6,5 a 7,5 embora possam conseguir a estabilidade para a formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6 e 8 (RIUJI, 2009; CHERNICHARO, 2007).

Valores com pH abaixo de 5,7 são considerados como inibidores, resultando na baixa produção de metano, por afetar o metabolismo das arqueias metanogênicas (STALEY et al. 2011). Segundo Wang et al. (2014) as condições ácidas contribuem para a etapa de hidrólise e acidificação das macromoléculas e sólidos voláteis dos resíduos, na qual há grandes quantidades de ácidos orgânicos voláteis que tendem a acumular-se e podem provocar uma diminuição significativa do pH que são libertados, devendo manter a alcalinidade em concentrações suficientes para torná-lo o meio-tampão.

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

✓ **Inóculo**

O processo de inoculação tem como objetivo a redução do tempo de estabilização anaeróbia dos resíduos, por meio do tratamento combinado com vários resíduos com características complementares, em uma única instalação. A degradação desses compostos orgânicos complexos por processo biológico depende do acompanhamento do ambiente favorável para o crescimento de microrganismos, como também no controle de materiais possivelmente tóxicos. Portanto é necessário propiciar o desenvolvimento de grande quantidade de biomassa microbiana com elevada atividade (CHERNICHARO, 1997).

O inóculo também tem a função de manter o equilíbrio do pH, acelerar a digestão e aumentar a produção de biogás (HARTMANT, et al. 2005). A proporção adequada de

inóculo em relação ao substrato pode determinar o volume de biogás produzido, a remoção de DQO, nitrogênio e a degradação final do substrato (SANTOS, 2012).

A origem do inóculo deve ser compatível com o tipo de substrato a tratar como por exemplo o lodo mesofílico proveniente das estações de tratamento de esgotos; lodo de sistemas de tratamento de efluentes industriais; rúmen bovino; esterco bovino, suíno e de frango; e outros inóculos que tenham abundância e diversidade de microrganismos anaeróbios capazes de acelerar o tempo de biodegradação da matéria orgânica (SILVA, 2014). Para acelerar esse processo é importante encontrar inóculo apropriado que contenha os microrganismos necessários para a otimização do processo de degradação, assim como a adequada relação substrato: inóculo (FOSTER-CARNEIRO, et al. 2008).

Estudos têm demonstrado que o lodo anaeróbio mesófilo possui elevada porção de arqueias metanogênicas (*Methanosaetaceae e Methanomicrobiales*), capazes de acelerar o processo de formação de metano, e ainda, parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade e umidade) que garantem o bom desempenho do reator (RAPOSO et al., 2012). Destaca-se ainda que, devido à facilidade de acesso ao inóculo, principalmente em centros urbanos, seu uso tem sido recorrente para inoculação de digestores anaeróbios.

De acordo com Leite (1997) *apud* Picanço (2004) é necessário conhecer a quantidade e a qualidade do inóculo para assegurar o desempenho e a estabilidade da fase metanogênica, pois ao utilizar o lodo de esgoto sanitário como inóculo para tratamento anaeróbio da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, concluíram que essa co-disposição favoreceu consideravelmente o desempenho do processo quanto à redução do tempo de bioestabilização da matéria orgânica sendo que a taxa de produção de CH₄ alcançou limite máximo quando adicionado 20% em peso de inóculo ao substrato porém o mesmo não ocorreu com a taxa de produção de biogás.

De acordo com um estudo feito por Pinto (2000), em que ele testou três diferentes tipos de inóculos no tratamento de RSU percolado coletado em reator de 236 L, inoculado com percolado de aterro sanitário e tamponado com bicarbonato de sódio, mantido a 35 + 1° C por dois anos; lodo granular coletado em reator anaeróbio compartimentado (2ª câmara) tratando esgoto sanitário; lodo granulado coletado em reator anaeróbio de fluxo ascendente tratando águas residuárias industriais de fábrica de papel, observou-se que a degradação anaeróbia do RSU apresentou partida mais rápida e com maior potencial metanogênico quando inoculada com percolado, em comparação com os demais inóculos avaliados. A

eficiência do percolado como inóculo pode ser atribuída à maior capacidade de transferência de massa entre inóculo (em fase líquida) e RSU, como a adaptação do ecossistema microbiológico presente no percolado a essa fração.

Picanço (2004) estudou a influência da recirculação do percolado na degradação da FORSU, em sistema de batelada de uma e duas fases (híbrido). Testaram-se as taxas de recirculação do inóculo de 1%, 2,5%, 5%, 10%, 20%, 30% e 50%. Os reatores apresentaram aumento de produção de metano e redução de DQO, sendo que o sistema com taxa de recirculação de 20% do percolado metanogênico foi o que demonstrou melhores resultados.

Lima (2015) estudou alguns inóculos para a degradação da fração orgânica de RSU e observou que o lodo industrial produziu em termos de porcentagem e volume, uma quantidade maior de metano, em seguida do lodo de tanque séptico e lodo de reator estação de tratamento de esgoto (ETE) e por último lodo de lixiviado de aterro.

✓ **Relação carbono/nitrogênio (C/N)**

A DA de resíduos orgânicos é de grande importância para a gestão de resíduos sólidos (LEITE, 2006). O processo de tratamento anaeróbico de resíduos é uma alternativa promissora para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, por causa das altas taxas de produção de biogás e seu valor energético.

O desempenho satisfatório da digestão anaeróbia é totalmente dependente de formação e rigoroso controle de condições ambientais favoráveis para o crescimento e a interação da produção de metano do consórcio de microrganismos. E por um bom desempenho no processo de digestão anaeróbia é necessário para manter as concentrações de macro e micronutrientes em quantidades suficientes. Recomenda-se que a relação C/N para a digestão anaeróbica ótima situa-se 20-30 (RAO; SINGH, 2004). De acordo com Verma (2002) e Picanço (2004), relação C/N acima do recomendado causará déficit de nitrogênio, evitando assim a decomposição da matéria orgânica remanescente devido a carência nutricional.

Conforme Esposito et al., (2012), a faixa ótima da relação carbono/nitrogênio (C/N) que permite uma biodegradação mais eficiente dos resíduos está entre 20/1 e 30/1. Silvestre, Fernández e Bonmatí (2015) relatam que a faixa aceitável de C/N para o processo de digestão anaeróbia encontra-se entre 15 e 30 enquanto outros autores apontam para arqueas

metanogênicas a relação ótima entre 16 e 19 (KIVAISI e MTILA, 1998). Em estudos relatados por Siddiqui, Horan e Kofi (2011) sobre misturas com resíduos alimentares e lodo de esgoto com diferentes relações C/N (10, 15, 20 e 30), a maior produção de CH₄ (50 a 70% do total) foi relacionada com a relação C/N equivalente a 15.

✓ **Inibidores**

De acordo com Lettinga (1995), com relação à toxicidade, os organismos anaeróbicos, particularmente os metanogênicos, são bastante suscetíveis a uma grande variedade de componentes. Os microrganismos anaeróbios são inibidos por substâncias presentes no lodo, como amônia, metais pesados, compostos halogenados e cianeto, e pelos subprodutos metabólicos de microrganismos, como amônia, sulfeto, e os ácidos graxos voláteis (KHANAL, 2008)

3.5.3 Co-digestão anaeróbia

A co-digestão tem sido estudada nos últimos 15 a 20 anos e as investigações levam em consideração diferentes tipos de sólidos orgânicos em relação à sua natureza e origem, onde os resultados mostraram um efeito sinérgico. Alguns benefícios do processo de co-digestão são (RINTALA; AHRING 1994):

- ✓ Diluição dos compostos tóxicos potenciais eventualmente presentes em qualquer dos co-substratos envolvidos;
- ✓ Ajuste do teor de umidade e pH;
- ✓ Fornecimento da capacidade tampão necessária à mistura;
- ✓ Aumento do conteúdo de material biodegradável;
- ✓ Alargamento da gama de estirpes bacterianas que participam no processo;
- ✓ Estabilidade na relação C/N.

O tratamento combinado de efluentes domésticos e resíduos sólidos orgânicos apresenta-se como uma alternativa com potencial para aplicação num conceito de digestão anaeróbia integrada (PÉREZ-ELVIRA et al., 2014).

Fernández et al. (2005) estudaram a co-digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais com óleos e graxas de origem animal e vegetal. Este trabalho foi conduzido em regime semi-contínuo, na faixa mesofílica de temperatura (37°C) e com um tempo de retenção hidráulica de 17 dias. Os autores verificaram que após um curto período de adaptação, em que substituíram as gorduras de origem animal por óleos de origem vegetal, o sistema ainda era capaz de remover mais de 88% do conteúdo de ácidos graxos voláteis, incluindo os ácidos graxos de cadeia longa. Estes resultados mostraram que um lodo anaeróbio bem aclimatado era capaz de degradar óleos e graxas de diferentes fontes.

A co-digestão melhora substancialmente a sustentabilidade das práticas de gerenciamento de resíduos (KIM E KIM, 2010), permitindo o desvio de resíduos orgânicos sólidos do aterro sanitário, limitando assim a emissão de gases de efeito estufa, ao mesmo tempo que facilita a recuperação de energia através da produção de biogás.

Apesar de algumas tentativas de otimizar a co-digestão, permanecem ainda vários desafios tecnológicos associados à sua implementação (GIULIANO ET AL., 2013; HAIDER ET AL., 2015; MATA-ALVAREZ ET AL., 2014), como por exemplo a incerteza relacionada às implicações potenciais da co-digestão sobre biossólidos (lodo digerido desidratado), a qualidade e o volume são consideráveis devido à proporcionalidade de seus custos de disposição, que representam uma proporção significativa das despesas gerais de tratamento de águas residuais (APPELS ET AL., 2008). A fraca seleção de co-substrato e co-digestão excessiva também podem instigar a inibição do digestor, muitas vezes através da introdução de substâncias inibitórias e sobrecarga de proporções orgânicas.

A co-digestão oferece vários benefícios sobre a mono-digestão tradicional quando aplicada em biodigestores (MATA-ALVAREZ ET AL., 2014; PAVAN ET AL., 2007; WANG ET AL., 2013), como por exemplo na produção de biogás; a co-digestão facilita a otimização da estequiometria do digestor, o que pode influenciar o desempenho da digestão em relação à degradação do lodo. Quando o co-substrato de resíduos orgânicos ricos em carbono é adicionado em lodo de esgoto (que geralmente tem uma baixa relação C/N), pode ser obtida uma relação C/N ideal para a digestão anaeróbia.

Os índices máximos de co-digestão foram identificados para a maioria dos co-substratos sólidos, incluindo desperdícios alimentares não diluídos (5% em peso/peso), resíduos de padaria não tratados (5%) e resíduos alimentares comerciais diluídos (10% em peso/peso). A Tabela 5 compara os resultados de metano a temperatura mesofílicas com a co-

digestão de resíduo orgânico e lodo de esgoto, sendo que os melhores resultados de produção de metano é a co-digestão de lodo e resíduos alimentares.

Tabela 5 - Comparação de metano durante a temperatura mesófila com a co- digestão de resíduos alimentares, logo de esgoto, lodo ativado

Substrato	Produção (mLCH ₄ /gSV)	Referências
Lodo de esgoto	116	(Kim et al., 2003)
Lodo de esgoto (50% SV) + Resíduos alimentares (50% SV)	215	(Kim et al., 2003)
Lodo de esgoto	318	(Sosnowski et al., 2008)
Resíduos alimentares	234	(Sosnowski et al., 2008)
Lodo de esgoto (75% SV) + Resíduos alimentares (25%)	439	(Sosnowski et al., 2008)
Resíduos alimentares (25% SV)	439	(Sosnowski et al., 2008)
Lodo de esgoto	269	(la Cour Jansen et al., 2004)
Resíduos alimentares	395	(la Cour Jansen et al., 2004)
Lodo de esgoto (80% VS) + Resíduos alimentares (20% SV)	296	(la Cour Jansen et al., 2004)
Lodo ativado (90% VS) + Resíduos alimentares (10% SV)	186	(Heo et al., 2004)
Lodo ativado (50% SV) + resíduo orgânico (50% SV)	321	(Heo et al., 2004)
Lodo ativado (10% SV) + resíduo orgânico (90% SV)	346	(Heo et al., 2004)

Fonte: adaptado Iacovidou et al, (2012).

Rendimentos provenientes da adição de resíduos alimentares para a digestão de lodo de esgoto têm sido amplamente estudados, nas quais verificou-se um aumento significativo do rendimento de metano utilizando a fração orgânica de resíduo de alimentos em lodo de esgoto (EDELDMANN, 2000; HARTMANN ET AL., 2002; HEO ET AL., 2003; KIM ET AL., 2003; LA COUR JANSEN ET AL., 2004; MATA-ALVAREZ ET AL., 2000).

Analisando as literaturas publicadas, vários fluxos de resíduos orgânicos foram empregados para a produção de biogás. O substrato principal frequentemente usado para a co-digestão anaeróbica são lodo de esgoto e fração orgânica de RSU (MATA-ALVAREZ et al., 2014). Ao mesmo tempo, o co-substrato mais usado é o desperdício industrial, resíduos agrícolas e resíduos municipais.

Algumas pesquisas também obtiveram resultados positivos na co-digestão, como mistura de RSU e resíduos de abatedouros (CUETOS et al., 2008); com RSU e resíduos de jardinagem (BROW E LI, 2013); com gordura, óleo e graxa do lodo de tratamento de esgoto

(MARTÍN-GONZÁLEZ et al., 2010); óleo vegetal, gorduras animais, celulose e proteínas (PONSÁ et al., 2011) e com resíduos de melão (ANJUM et al., 2012).

Em contraste, para avaliar a influência de diferentes composições sobre a biodegradabilidade dos resíduos, alguns estudos ampliaram seu interesse na co-digestão anaeróbica em diferentes matérias-primas, incluindo lodo de esgoto (DAI et al., 2013; EDWARDS et al., 2017; KIM et al., 2004), gado e esterco (ZHANG, 2010; LI et al, 2010; ZHANG et al, 2013), de frutas e resíduos vegetais (LIN et al, 2011), pocilga águas residuais (ZHANG et al., 2011), resíduos de quintal (BROWN e LI 2013), palha (YONG et al., 2015) e outros resíduos municipais e agroindustriais (ALIBARDI; COSSU, 2016; WU et al., 2016).

Os resíduos lignocelulósicos (subprodutos florestais, culturas lenhosas e resíduos municipais) são resíduos orgânicos renováveis, com uma produção anual de aproximadamente 200 bilhões de toneladas (ZHANG, 2008). A abundância de resíduos lignocelulósicos torna-os um co-substrato de matéria-prima potencial para a produção de biogás, e tem sido relatado que esses tipos de resíduos podem somar um valor energético significativo de aproximadamente 1500MJ/ano (KANG et al., 2014), dependendo do rendimento da biomassa, da área total cultivável e da tecnologia utilizada e podem ser utilizados como co-substrato.

Mesmo sendo de difícil digestão, após o processo de hidrólise para abrir a estrutura e aumentar a acessibilidade para microrganismos degradantes de celulose, o material estará pronto para a conversão. Uma solução potencial é um método de pré-tratamento inovador para aumentar a digestão e atribuir valor aos resíduos lignocelulósicos.

As estratégias consideradas são pré-tratamentos físicos conhecidos, descompressão rápida, auto hidrólise, pré-tratamentos ácidos ou alcalinos, solventes (por exemplo, para lignina ou celulose) pré-tratamentos ou lixiviação, pré-tratamentos supercríticos, oxidativos ou biológicos, bem como gaseificação combinada e fermentação, produção integrada de biogás e pré-tratamento, design inovador do digestor de biogás, co-digestão e bio-aumento (PATINVOH et al., 2017).

3.5.4 Microrganismos na digestão anaeróbia

O princípio da digestão anaeróbia é a conversão de macromoléculas orgânicas em compostos de baixo peso molecular, sendo os microrganismos indispensáveis para esse

processo. Para uma comunidade microbiológica anaeróbia se estabelecer e multiplicar é necessário tempo e condições físicas e químicas favoráveis. Alguns grupos de microrganismo estão presentes na microbiota da digestão anaeróbia dentre eles estão:

✓ **Microrganismos hidrolíticos-fermentativos**

Os microrganismos **hidrolíticos e fermentativos** constituem o grupo responsável por dois estágios, que seria a hidrólise e a acidogênese, na qual produzem enzimas que são liberadas para o meio a fim de hidrolisar compostos orgânicos tais como: celulose, amido, proteína, lipídeos e outros em material orgânico de menor tamanho (ALVES, 2008). Diversos grupos de microrganismos hidrolíticos-fermentativos atuam na biodegradação de compostos orgânicos em sistemas anaeróbios de tratamento de RSU, na qual estão os celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos que atua na degradação de celulose, amido e proteínas.

Cerca de 40 a 50% da fração orgânica dos RSU constituem-se de celulose, que é o principal polissacarídeo das plantas, sendo o mais abundante de todos, juntamente com a hemicelulose, respondem por cerca de 91 % do potencial de geração de metano desses resíduos (BARLAZ *et al.*, 1989, *apud* ALCANTARA, 2007).

O amido, polissacarídeo formado por moléculas de glicose, é a mais importante reserva de nutrição de plantas superiores, ocorrendo, principalmente, em sementes, tubérculos, rizoma e, de acordo com Bobbio e Bobbio (2001) *apud* Alcântara (2007), sendo um dos itens mais importantes na alimentação humana, por ser facilmente hidrolisado e digerido. Portanto os resíduos domésticos, especialmente os de alimentos, podem conter grandes quantidades de amido.

As proteínas são degradadas em peptídeos para depois transformarem-se em aminoácidos; os carboidratos são transformados em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina. São fermentados uma série de produtos intermediários tais como etanol, butirato, acetato, propionato e outros.

Na fração orgânica dos RSU, além dos carboidratos, predominam também as proteínas que aparecem numa proporção de aproximadamente 4 % do peso, sendo pouco significativa a rota metabólica para os lipídeos (BARLAZ *et al.*, 1990; BARLAZ *et al.*,

1989) *apud* Alcântara (2007), dessa forma os microrganismos proteolíticos exercem papel importante na dinâmica do processo de degradação da matéria orgânica de RSU.

✓ **Microrganismos Celulolíticos**

A degradação da celulose em ambientes anaeróbios é bastante complexa, existindo muitos microrganismos celulolíticos, especialmente os fungos e as bactérias. Os microrganismos capazes de degradar a celulose liberam um sistema complexo de enzimas extracelulares (celulases e xilanasas), que atuam sinergicamente na degradação de celulose e hemicelulose (CASTILLO *et al.*, 2002 *apud* ALCANTARA, 2007). A degradação da celulose pode ocorrer mediante a ação distinta de várias enzimas como no caso de fungos filamentosos e actinomicetos ou através de um complexo enzimático denominado celulosoma, como no caso de *Clostridium* e bactérias do rúmen (MURASHIMA *et al.*, 2002; LYND *et al.*, 2002, *apud* RAMIREZ & COHA, 2003).

Na literatura, são descritas diversas espécies de bactérias celulolíticas que crescem, especialmente, em temperaturas mesofílicas e termofílica. Esses microrganismos são encontrados, principalmente, no solo, rúmen, esgoto, composto, fermentação de madeiras e pertencem, principalmente, aos gêneros *Cellulomonas*, *Ruminococcus*, *Clostridium* e *Streptomyces* (LEDNICKA *et al.*, 2000; OHARA *et al.*, 2000; LAMED *et al.*, 1991 *apud* ALCANTARA, 2007).

✓ **Microrganismos amilolíticos**

A digestão do amido pode ser feita pela ação de vários fungos e bactérias e na hidrólise desse polissacarídeo atua uma grande variedade de enzimas, como a alfa-amilase, beta-amilase e glucoamilase, que podem ser produzidas por várias espécies de ambientais dos organismos produtores (VIHINEN & MANTSALA, 1989 *apud* ALCANTARA 2007), pois diversos fatores de natureza biológica ou físico-química podem influir no número e na atividade enzimática dos microrganismos. A hidrólise se dá pela ação específica dessas enzimas, formando produtos diferentes.

Os estudos de microrganismos amilolíticos são focados, geralmente, na área industrial, devido à produção comercial de enzimas e, também, no ambiente do rúmen, pois

é nessa parte do sistema digestivo de animais ruminantes que, sob condições anaeróbias, atuam várias espécies de microrganismos na fermentação do amido. O estudo de microrganismos que atuam na degradação de amido em aterros de RSU é muito limitado e, portanto, são pouquíssimas as informações sobre a quantificação desses microrganismos (ALCANTARA, 2007).

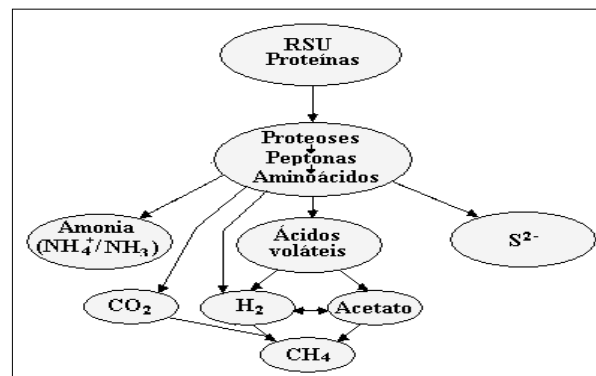
✓ Microrganismos proteolíticos

A biodegradação de proteínas de RSU em ambientes anaeróbios ocorre pela ação de um grupo especializado de microrganismos e é mediada por várias enzimas que catalisam a hidrólise de proteínas. Essas enzimas podem ser denominadas proteases, proteinases, protéases ou proteínases.

Durante a degradação anaeróbia, as proteínas são hidrolisadas através de proteinases extracelulares e convertidas, inicialmente, a proteoses e peptonas. As peptonas passam para o interior da célula bacteriana, onde sofrem a ação de peptidases, liberando os aminoácidos da cadeia de peptídeos.

Posteriormente, os aminoácidos são fermentados, gerando ácidos graxos voláteis, dióxido de carbono, gás hidrogênio, amônio e enxofre reduzido (JOKELA; RINTALA, 2003). Um esquema simplificado da degradação de proteínas em condições anaeróbias é mostrado na Figura 10. Em digestores anaeróbios, as proteínas servem como uma fonte de carbono e energia para o crescimento bacteriano e, além disso, as amônias liberadas durante a hidrólise são utilizadas como fonte principal de nitrogênio para reações anabólicas (McINERNEY, 1988 *apud* ALCANTARA 2007).

Figura 10 - Esquema da biodegradação de proteínas e outros compostos nitrogenado



Fonte: Jokela e Rintala (2003).

De acordo com Rubin e Shelton (2001) *apud* Alcantara (2007), fungos e actinomicetose proteolíticos são valiosos na fase inicial da compostagem de RSU e, também, nas fases posteriores, para avançar na degradação de compostos mais resistentes.

✓ **Microrganismos metanogênico**

A árvore filogenética dos seres vivos, baseada no sequenciamento genético da subunidade 16S do RNA ribossômico que mostra que os microrganismos produtores de metano fazem parte do domínio Archaea. Esse domínio compreende três divisões filogenéticas, dentre as quais a Euryarchaeota, que engloba as espécies metanogênicas (VAZOLLER *et al.*, 1999 *apud* ALCANTARA, 2007).

Existe uma grande diversidade de Archaea metanogênicas que vivem em ambientes anaeróbios, como sedimentos marinhos, rúmen de herbívoros, águas residuais e pântanos. Elas têm como características comuns a formação de metano como principal produto de seu metabolismo energético, são anaeróbias estritas, sensíveis ao oxigênio. Esses microrganismos possuem enzimas essenciais à síntese do metano que podem servir como biomarcadores (ALCANTARA, 2007).

Cerca de 2/3 do metano são produzidos pelas acetotróficas e de acordo com Jetten *et al.* (1992) *apud* Alcantara (2007), as duas espécies mais comuns de metanogênicas são: i) *Methanosarcina* que se apresenta na forma de cocos e pode metabolizar acetato e outros substratos, como H₂ /CO₂; ii) *Methanotrix*, que tem forma alongada com filamentos e metaboliza acetato como fonte de carbono.

Os microrganismos **acidogênicos** assimilam os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise, sendo convertidos em compostos mais simples, incluindo ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Os microrganismos **acetogênicos**, ou produtores de hidrogênio, por sua vez, convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono a partir de ácidos voláteis maiores que acetato, de compostos neutros e de certos compostos aromáticos, como benzoato, por exemplo.

Os microrganismos **homoacetogênicos** são caracterizados por possuírem um metabolismo quimiolitotrófico, o qual utiliza hidrogênio e dióxido de carbono para produzir acetato. Esse grupo vem sendo enfatizado devido à importância do composto final produzido, o acetato, que tem um papel importante como precursor do metano.

As **bactérias redutoras de sulfato** são consideradas acetogênicas, produzem hidrogênio e, na ausência de sulfato, utilizam substratos orgânicos, tais como lactato, e formam acetato e hidrogênio, os quais são utilizados pelas metanogênicas. Entretanto, na presença do sulfato, esses microrganismos podem inibir a metanogênese, competindo pelo mesmo substrato que as metanogênicas.

A etapa final do processo de degradação anaeróbia é efetuada pelas *arqueias metanogênicas*, que são divididas em dois grupos principais em função de sua afinidade com diferentes substratos: as acetoclásticas que utilizam ácido acético ou metanol, na formação de metano e as hidrogenotróficas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono na formação de metano.

Quando há presença de sulfato no substrato, muitos compostos intermediários passam a ser utilizados pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), provocando alterações das rotas metabólicas. Dessa forma, as BRS passam a competir com outras bactérias, tais como as arqueias metanogênicas pelos substratos disponíveis.

3.6 Potencial bioquímico do metano (BMP)

O ensaio conhecido como BMP (*Biochemical Methane Potential*) monitora o volume do biogás gerado em uma fração de resíduos sólidos urbanos, avaliando a capacidade de biodegradação dos resíduos através da produção total de CH₄. Os ensaios são monitorados através de medições constantes de pressões e temperaturas internas além da pressão ambiente. Para a realização do teste BMP, são inoculadas amostras contendo uma pequena fração de resíduo sólido, meio de cultura e inóculo (SILVA; MORAES JR; ROCHA, 2016).

O ensaio BMP apesar de ainda não ser internacionalmente normatizado, é um método analítico de referência quando o intuito é obter maiores detalhes sobre a transformação de materiais orgânicos em metano (MACIEL, 2009). O processo de digestão anaeróbia é realizado sob condições ótimas de degradação, podendo ser considerado um processo de digestão anaeróbia acelerado. Uma modificação na técnica desenvolvida por Warburg, foi realizada por Owen *et al.*, (1979) *apud* Alves (2008) e mais modificações surgiram como pode ser visto em Owens; Chynoweth (1992), Owen *et al.*, (1993), ASTM E 1196, Adani *et al.*, (2002), Harries *et al.* (2001) *apud* Alves (2008). Os métodos podem diferir

entre si pelo uso de diferentes amostras como substrato ou presença ou não de solução de nutrientes.

Segundo Esposito *et al.* (2012), em protocolos para teste de BMP, os principais parâmetros que afetam os resultados dos experimentos são temperatura e pH, características físicas e químicas dos substratos, intensidade de agitação e relação inóculo/substrato (I/S), na qual a última depende dos objetivos da pesquisa, sendo calculada a partir do teor de sólidos voláteis das amostras, como 1/1 ou 1/3, por exemplo. O objetivo principal do ensaio é obter a produção específica de metano, usualmente, mensurando-se o volume de metano que foi possível obter a partir de uma quantidade (em peso) de sólidos voláteis reduzidos (SV_r) do substrato (HAMILTON, 2012).

As amostras são incubadas por um período de 30 dias para substratos simples e de 120 dias para substratos lignocelulósicos, embora a American Society for Testing and Materials (ASTM) relate um período de incubação de 56 dias ou até que a produção de gás assuma estabilidade (ALVES, 2016).

Hansen *et al.* (2004) trabalharam com 10g de SV de resíduos sólidos domiciliares em 400mL de inóculo a 55°C por um período de 45 dias monitorando a produção de metano através de análise cromatográfica. Obteve-se para o resíduo sólido urbano um potencial metanogênico relativo a 495mL de CH₄/gSV. No entanto, a série em triplicata realizada com amostras de proteína apresentou processo inibitório não sendo atingidos resultados. As amostras contendo uma solução celulósica geraram uma taxa de produção máxima de 495 mL de CH₄/gSV.

Adaptando o ensaio de forma a ficar econômico, prático, rápido e viável em escalas maiores, Alves (2008) propôs a retirada da solução de nutrientes no experimento resultando em mais uma modificação da metodologia. Trabalhou com uma razão de 12,5mL de solução, contendo 20% de resíduos, para 50 mL de inóculo incubados a 37°C por 60 dias para determinação do potencial de geração de biogás. Assumiu-se a densidade dos resíduos equivalente a unidade. Foram obtidos potenciais de geração de biogás, em torno de 120,5 Nm³/tonSV.

Melo (2011) avaliou o BMP na biodegradação de cada material que compõe os RSU, tais como matéria orgânica, papel/papelão, madeira e côco, borracha e couro, resíduos de jardim, materiais sanitários, materiais têxteis, e materiais plásticos. Com os resultados obtidos pode-se observar que a mistura com os materiais têxteis e com sanitários

apresentaram os dois maiores potenciais de geração de biogás equivalentes a 275,78 e 384,20 NmL/gSV.

Li et al. (2013) investigaram o BMP e biodegradabilidade de resíduos de cozinha, palha de milho e esterco de frango, sob condições mesofílicas (37°C) em sistema batelada utilizando diferentes relações de I/S. Esses autores identificaram que a relação com teor de substrato 3 vezes maior do que o inóculo acarreta em baixo desempenho no que tange à produção de metano.

Um experimento feito por Gueri et al. (2018) na qual analisaram o processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares provenientes de um restaurante popular, através do ensaio de BMP, onde os reatores anaeróbios em regime batelada com volume de 250 mL, nas proporções de 1:1 de I/S em relação ao teor de sólidos voláteis, apresentaram uma produção específica de metano de 0,311 Nm³.kgSVr⁻¹ e reduções de 23,58% para SV e de 81,27% para DQO.

Alves (2016) realizou ensaios de BMP em misturas binárias e terciárias de resíduo orgânico e lodo de esgoto e glicerol. Os experimentos com a mistura binária (LP e glicerol) e ternária (LP, RO e glicerol) mostraram resultados positivos com relação à produção específica de metano, que aumentou 70,4% para mistura binária com adição de 1% glicerol em relação à amostra controle (somente LP). Para a mistura ternária, foram produzidos 485,79 m³biogás/tonSV e 352,20 m³CH₄/tonSV, representando aumento de 45,4% em relação à mistura de LP e RO, e acréscimo de 151,1% em relação à digestão anaeróbia do LP, sem a ocorrência de interferências na estabilização do processo. Os resultados demonstraram a viabilidade da co-digestão para o tratamento de três resíduos de elevado potencial poluidor com possibilidade do uso energético do metano produzido.

Diante dos benefícios energéticos e da prevenção de emissões de gases tóxicos, foram estudados, testados e analisados alguns métodos de caracterizações e monitoramentos dos principais fatores envolvidos no processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos (RSU) para o aproveitamento energético do biogás, resultando, desta forma, na proposta de um procedimento operacional para o teste BMP. O teste resultou em dados positivos comparados a trabalhos já realizados na literatura, o qual obteve um volume médio de 282,7 NL.kg⁻¹ MS de biogás em 90 dias (SILVA; MORAIS JUNIOR; ROCHA, 2016).

3.7 Geração e aproveitamento energético do biogás

A busca por fontes energéticas alternativas vem se intensificando em todo o mundo, em decorrência dos impactos negativos acarretados ao meio ambiente e à população pelas atuais formas de energia. Diversas são as fontes de energia renováveis que podem diversificar ou incrementar a matriz energética atualmente existente, como, por exemplo, a eólica, a biomassa (incluindo a oriunda do biogás), a solar e a oceânica (ALVES, 2016).

A produção de biogás através da tecnologia de digestão anaeróbica tem avançado tremendamente ao longo dos anos, e devido à alta demanda de energia e preocupações ambientais como a população do mundo aumenta, o impulso para os processos de digestão anaeróbica está ganhando força na pesquisa e na indústria para a geração de energia sustentável (PATINVOH, 2017). Neste sentido, há um foco crescente na melhor utilização de matéria-prima para melhorar a produção de biogás que é a mistura de gases produzida durante o processo de digestão anaeróbia, formada basicamente por CH₄, CO₂ e pequenas concentrações de nitrogênio, oxigênio e H₂S, além de traços de hidrocarbonetos voláteis como é mostrado na Tabela 6.

Tabela 6 –Composição típica do biogás

Gás	Dados
Metano	55 – 77% por volume
Dióxido de carbono	30 – 45% por volume
Sulfeto de Hidrogênio	200 – 4.000 ppm por volume
Conteúdo energético do biogás	20 – 25 MJ/Nm ³ (4.780 a 6.000kcal/m ³)
Teor de CH ₄ por tonelada do RSU	167 – 373MJ/t RSU

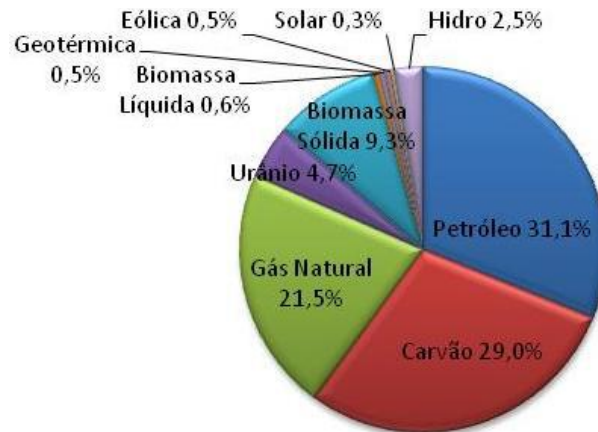
Fonte: Verma (2002).

Além disso, a redução no consumo de derivados de petróleo está relacionada, por um lado, à ameaça de escassez, à instabilidade de preços e à sua distribuição desuniforme; por outro lado, à necessidade de diminuir o atual processo de mudanças climáticas causadas pela atividade antrópica, especialmente pelas emissões de CO₂ e CH₄, gases promotores do efeito estufa (GALEMBECK, *et al.* 2008).

Segundo informações da Agência Internacional de Energia (IEA), dentro de aproximadamente 20 anos cerca de 30% do consumo total de energia será a partir de fontes renováveis. De acordo com os dados do Ministério de Minas e Energia (MME, 2015), as energias renováveis representam cerca de 14% da matriz mundial, sendo a participação da

biomassa total de aproximadamente 10%, como mostra a Figura 11. Em dez anos, a energia renovável cresceu 30%, passando de 2,8% de toda a oferta de energia interna em 2004 para 4,1% em 2014. A matriz energética do País é composta por diversas fontes, que também incluem, por exemplo, o petróleo e seus derivados, como a gasolina, e o gás de cozinha.

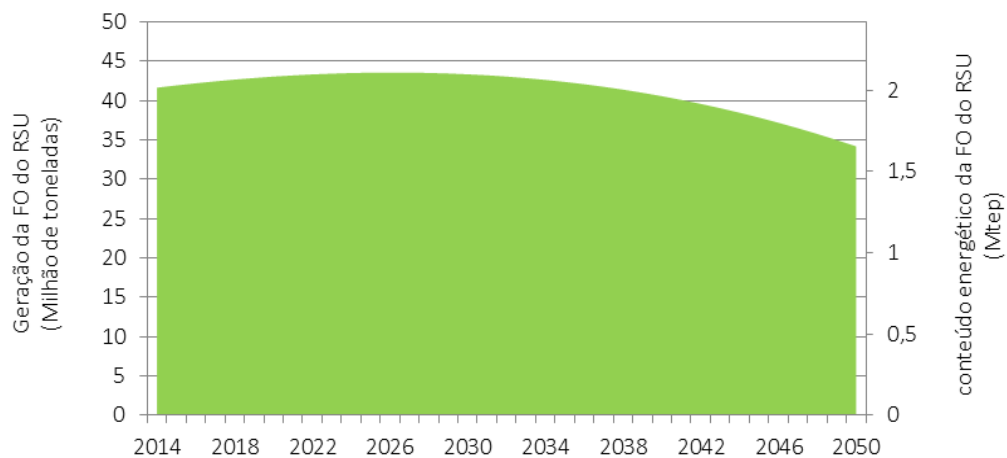
Figura 11 - Oferta mundial de energia em 2014.



Fonte: MME (2015).

De acordo com o Balanço Energético Nacional (BEN) a participação da geração de energia por uso de biogás no Brasil ainda é muito tímida, em relação ao uso de outras fontes energéticas (EPE, 2017). Para a Abrelpe (2015), a geração de eletricidade é um potencial de negócio bastante atrativo e estima-se que o potencial de geração de energia de todo o lixo seria suficiente para abastecer em 30% a demanda de energia elétrica atual do Brasil. A Figura 12 apresenta os resultados das projeções da geração e do conteúdo energético da fração orgânica do RSU obtidas a partir das projeções populacionais e econômicas.

Figura 12 - Projeção da geração e do conteúdo energético da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

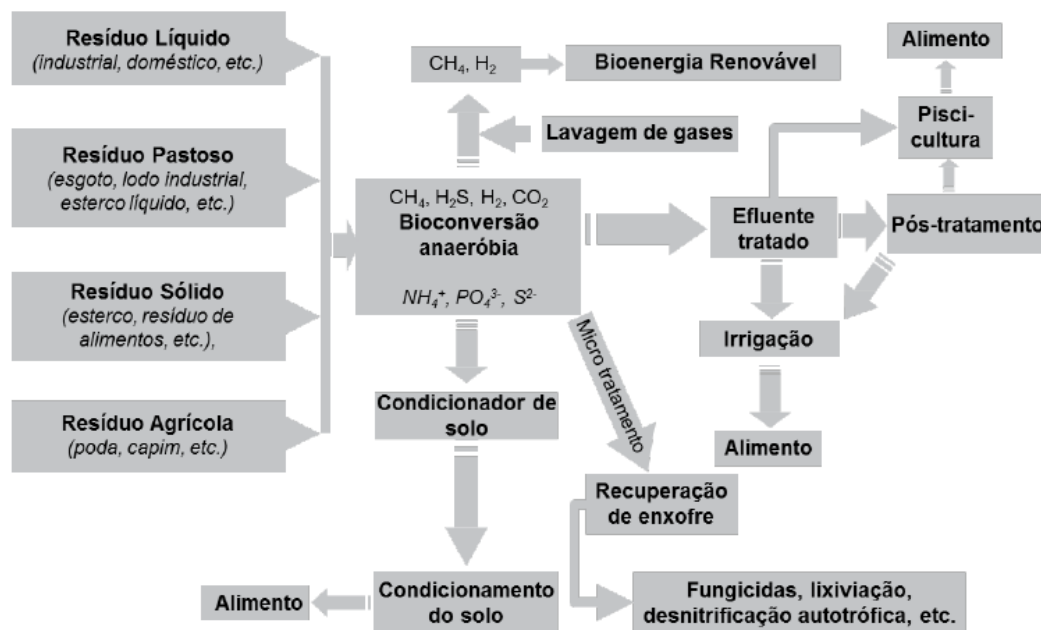


Fonte: EPE (2017).

O biogás para aproveitamento energético pode ser proveniente tanto da captura de biogás de aterros sanitários – resíduos sólidos –, mas também de vários tipos de rejeitos, como efluentes urbanos (esgoto), dejetos de animais e/ou vegetais em biodigestores, vinhoto, dentre outros. Os resíduos industriais, municipais e rurais secos e úmidos são convertidos em recursos valiosos, inclusive os biocombustíveis (hidrogênio, butanol e metano), fertilizantes, e compostos químicos úteis (enxofre, ácidos orgânicos, etc.) e efluentes pós-tratados podem ainda ser utilizados para irrigação (KHANAL, 2008).

Visando a otimização e eficiência dos processos de digestão e de seus resultados, é importante a aplicação de tecnologias apropriadas no pré e pós tratamento da matéria orgânica, além de um rigoroso controle das condições ambientais e dos parâmetros operacionais do reator, como mostra a Figura 13.

Figura 13 - Processos integrados de bioconversão anaeróbia para recuperação de recursos a partir de resíduos.



Fonte: Khanal (2008).

A recuperação energética é hoje uma realidade e uma alternativa concreta para a destinação dos resíduos sólidos urbanos em várias localidades. A tecnologia transforma o resíduo urbano em energia elétrica e térmica por um processo amplamente utilizado ao redor do mundo, pois aproveita o alto poder calorífico contido nos resíduos sólidos para uso como

combustível. Além de estar expressamente prevista nas disposições da PNRS como uma das alternativas de destinação ambientalmente adequada de resíduos, a recuperação energética pode trazer alguns resultados adicionais quando colocada em prática (ABRELPE, 2015):

- É uma das soluções para a destinação final dos resíduos urbanos não recicláveis recomendada pelo IPCC/ONU;
- Reduz a emissão de GEE dos aterros sanitários.
- Possibilita a recuperação energética mais eficiente dos resíduos urbanos que estariam inutilizados ou subutilizados;
- Substitui fontes fósseis de energia, com vistas à otimização de recursos naturais;
- Exige menor área para sua implantação, pode ser instalada próxima aos centros urbanos, o que implica em redução dos custos de coleta e transporte dos resíduos.

Devido à alta demanda de energia e preocupações ambientais como a população do mundo aumentando, o impulso para os processos de digestão anaeróbica está ganhando força na pesquisa e na indústria para a geração de energia sustentável, tendo como foco crescente na melhor utilização de matéria-prima para melhorar a produção de biogás (PATINVOH, 2017). No entanto, os desafios de baixo rendimento de biogás, alto tempo de retenção e alto custo de investimento impedem o máximo desempenho da produção de biogás em sistemas de digestão anaeróbica

Devido à crise energética dos anos 70 o gás metano dos digestores anaeróbios voltou a despertar o interesse geral, conduzindo o aumento de sua produção em países europeus (ANDREOLI et al., 2003). O tratamento anaeróbio da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos vem crescendo nos últimos anos, pois a conversão desses resíduos em metano oferece alternativa energética e benefícios ao meio ambiente (BOUALLAGUI et al., 2003).

Um das principais vantagens do biogás frente ao gás natural é que o último, não é uma fonte de energia renovável. Em vários países o biogás produzido em aterros sanitários e biodigestores é aplicado como fonte energética e, em alguns casos há a comercialização para o uso nas indústrias.

No Brasil, assim como em outros países onde há uma predominância de matéria orgânica nos RSU, os biodigestores rurais vêm sendo utilizados para fins de saneamento rural, tendo como produtos o biogás e o biofertilizante (SOUZA et al., 2004; MAGRINHO et al.,

2006). O aproveitamento energético da produção de biogás, utilizando-se resíduos sólidos orgânicos, vem diminuindo os custos de produção nas propriedades rurais.

O aproveitamento do biogás para uso energético causa grande impacto na economia local, pois há a descentralização da geração de energia que deve ser medida em quilowatt hora, para desenvolvimento microeconômico local (BLEY JUNIOR, 2009). As plantas de biogás conduzem a valorização ambiental devido ao benefício indireto do manejo do solo e a manipulação de produtos dos resíduos orgânicos, como redução da lixiviação de nitrogênio, amônia e metano (KUCZMAN et al. 2011).

O poder calorífico do biogás depende de seu teor de metano e grau de umidade. Um biogás contendo aproximadamente 70% de metano tem cerca de 5588 kcal/m³ (6,5 kWh/m³) (ANDREOLI et al., 2001 apud PINTO, 2006). Se o gás for desumidificado e removendo o dióxido de carbono, o poder calorífico aumenta., por borbulhamento em solução alcalina, o poder calorífico aproxima-se do correspondente ao metano puro, que seria próximo de 9000 kcal/m³ (10,5 kWh/m³) (NOGUEIRA, 1992 apud PINTO, 2006).

O Brasil possui um potencial de produzir cerca de 78 milhões de metros cúbicos diários de biogás e biometano de segunda geração. Esse dado leva em consideração números de 2017 e consta de um levantamento apresentado pela Associação Brasileira de biogás e biometano (ABIOGÁS). Desse volume, a maior parte, ou 56 milhões de m³ são originados do setor surco energético, 15 milhões de m³ da produção de alimentos e outros 7 milhões de m³ derivam do saneamento básico.

De acordo com a ABiogás, o Brasil tem condições de gerar 115 mil GWh de energia por ano com o aproveitamento dos rejeitos urbanos e também da pecuária e da agroindústria, o que equivale a uma Itaipu e meia. A capacidade nacional de biogás é estimada em 23 bilhões de m³/ano, sendo 3 bilhões a partir de resíduos urbanos. No total, o Brasil poderá evitar o lançamento de 190 milhões de toneladas de carbono com uso do biogás como fonte de energia. De acordo com a entidade, que articula junto ao governo a adoção de um plano nacional com políticas públicas para o desenvolvimento do setor, os aterros sanitários representam as oportunidades mais baratas do mercado para a valorização energética de biogás, inclusive como combustível de veículos, em substituição ao diesel.

A produção de metano e subsequente geração de energia renovável é um significativo benefício ambiental e social do processo. O potencial calorífico de 1 kg de metano (55,5 MJ), principal componente do biogás, é equivalente ao de 1,2 kg de diesel ou de

3,7 kg de madeira⁴. Nesse contexto, a digestão anaeróbia constitui uma tecnologia ainda mais promissora no que se refere ao potencial energético obtido a partir de seu principal produto, isto é, o biogás (ATHANASOULIA, MELIDIS e AIVASIDIS, 2014).

O cumprimento da legislação que obriga o fim dos lixões entre 2018 e 2021 tende a aumentar as emissões de carbono pelos resíduos urbanos no Brasil, ampliando a necessidade de soluções para controle no cenário regulatório das mudanças climáticas, após a entrada em vigor do Acordo de Paris. Isso se explica porque o lixo gera mais gases por meio de sua decomposição quando disposto em aterros sanitários, para onde devem ir os materiais não recicláveis, conforme a Lei 12.305/2010 (ABIOGÁS, 2017)

Mas o que parece prejudicial ao clima pode representar uma frente de oportunidades: nessas áreas, ao contrário dos vazadouros a céu aberto que concentram riscos à saúde e ao meio ambiente, os poluentes gasosos produzidos em maior volume, como o metano, podem ser capturados e aproveitados para a geração de energia limpa, sem agravar o efeito estufa.

Dois fatores são críticos para o futuro desenvolvimento em larga escala da geração elétrica a partir dos resíduos: o desenvolvimento técnico e comercial em larga-escala de plantas com alta eficiência e a garantia de fornecimento contínuo a um preço baixo. Apesar de diversas empresas terem o know-how de construção e operação de biodigestores e tratamento de biogás, é necessário que sejam estabelecidas cadeias de fornecedores de biodigestores de modo que facilite a implementação dos projetos, e de fornecedores de equipamentos de limpeza e tratamento do biogás (EPE, 2017).

3.7.1 Biodigestores pelo mundo

O biogás é considerado uma fonte de energia renovável e muitos países europeus estão investindo nas usinas de forma a reduzir a dependência e o consumo de combustíveis fósseis. Algumas das cidades, por exemplo, Borås, na Suécia, tem como meta tornar a cidade livre de combustíveis fósseis até 2020 com base no aproveitamento energético através dos resíduos, o que já está acontecendo (POLZER, 2017).

Na união europeia tem-se buscado o desenvolvimento de tecnologias que viabilizem a injeção de biogás na rede de gás natural, a qual permite o armazenamento para usos futuro e o uso descentralizado do gás. Em virtude da composição heterogênea do biogás, a viabilidade técnica e econômica ainda está em fase de desenvolvimento. Para injeção na

rede de gás natural, o biogás deve ser purificado, a fim de alcançar elevado teor de metano – acima de 96,5%, o denominado biometano (ANP, 2015).

A Alemanha é o principal produtor de biogás no mundo desenvolvido, com 8.700 usinas de biogás com 3.400 MW de capacidade de geração elétrica instalada. Os Estados Unidos estão muito atrasados, com menos de 450 usinas com 175 MW de capacidade. A Suécia tem um número ainda menor de plantas, menos de 200, mas o programa de biogás nacional mais per capita e proeminente. (RENEWABLE ENERGY, 2015).

Vale salientar que políticas públicas que incentivem a integração da energia na rede de distribuição elétrica ou a injeção do biometano na rede de gás natural, através de sistemas de bônus/subsídios para produção de energia a partir do biogás, são essenciais para o sucesso das tecnologias de DA no país (FERREIRA, 2015).

O Reino Unido aumentou sua geração de energia a partir de plantas de biogás no local em 40% em 2014, de acordo com uma pesquisa do Departamento de Energia e Mudanças Climáticas (DECC), onde o setor agrícola liderou o aumento da capacidade de produção de biogás no local de 164 MW em 2013 para 216 MW no ano passado.

Ao gerar 40% mais de eletricidade em 2014 do que no ano anterior, as plantas de DA puxaram a geração de lodo de esgoto no setor de água e passaram 1 TWh pela primeira vez. O DECC disse que o aumento refletiu uma duplicação no número de plantas de biogás agrícolas, com 147 instaladas no final de 2014, bem como um aumento na capacidade DA (RENEWABLE ENERGY, 2015).

Na China a tecnologia do biogás está tão avançada, que além do case da utilização de biogás em taxi foi observado outro projeto não diferente do primeiro, de grande destaque. Idealizada com um investimento de US\$ 10 milhões do governo de Pequim, a usina Beijing Yanqing Deqingyuan Eco-Garden 2 é exemplo da magnitude que projetos de geração de energia por biodigestão podem alcançar. Construída na região com maior concentração de criadores de frangos da China, o distrito de Yanqing, a usina recebe diariamente 212 toneladas de dejetos de aves, e faz parte da iniciativa governamental local de controle da poluição e geração de energia por fontes limpas. Sozinha, a usina gera 14 milhões de kWh/ano, além de abastecer diversas famílias locais com biogás, que é usado no preparo de alimentos (RENEWABLE ENERGY, 2015).

Porem hoje quase todas as plantas de biogás da China são biodigestores de escala residencial de cerca de 10 m³ (2.600 galões) de digestores subterrâneos de poços feitos de

tijolo chinês tradicional. Estas plantas fornecem energia doméstica e são frequentemente usadas em conjunto com 60 m³ (15.800 galões) plantas de escala de aldeia que fornecem eletricidade.

O gás natural possui 70% teor de metano, enquanto que no biogás este teor é de aproximadamente 55%; portanto, para converter o biogás em gás natural é necessário remover suas impurezas, “liberando espaço” para novas moléculas de metano para o desperdício de alimentos A Figura 14 mostra alguns dos biodigestores ao redor do mundo (RENEWABLE ENERGY, 2015).

Figura 14 - Usinas de biogás pelo mundo.



Fonte: adaptado de Renewable Energy (2015).

Na América do Sul, uns dos projetos mais interessantes observados está instalado em Santiago, capital do Chile No início o biogás costumava ser utilizado como fonte de calor no aquecimento de caldeiras de água, que serviam ao abastecimento de processos da própria ETE. Porém, a forte dependência do gás natural importado da Argentina, com abastecimento incerto e preços elevados motivou a construção de uma central para captação e purificação do biogás da estação, com o objetivo de transformá-lo em gás natural e comercializá-lo (RENEWABLE ENERGY, 2015).

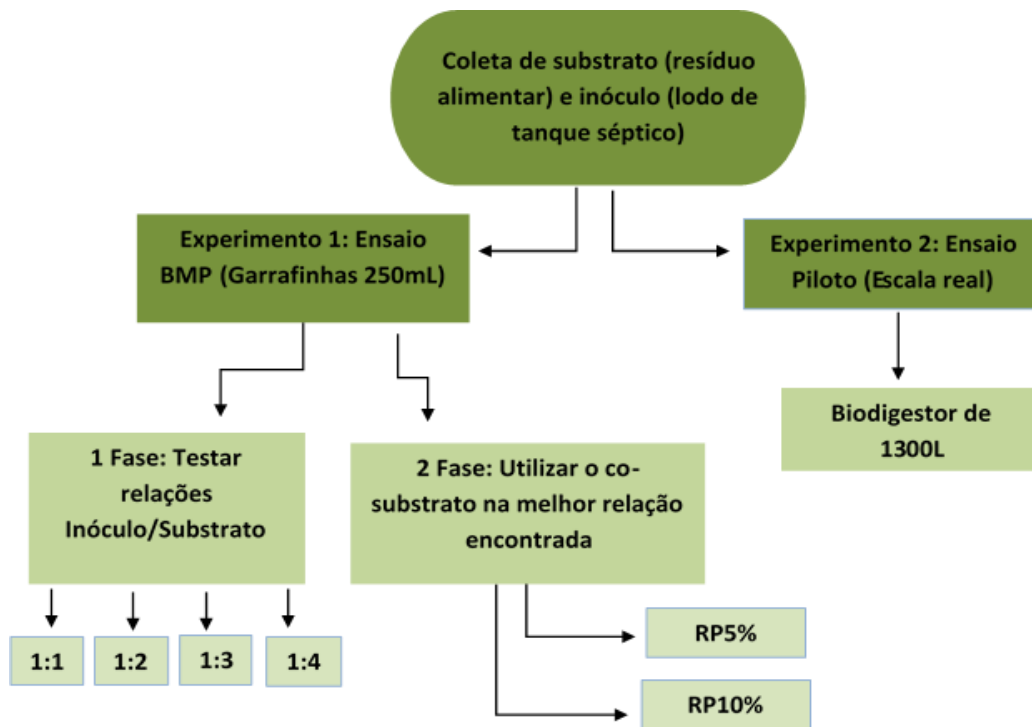
Outro projeto de destaque está localizado no Oriente Médio a usina de biogás Be'er, visando a geração de eletricidade a partir de dejetos bovinos e de aves. A região da usina, composta majoritariamente por sítios e fazendas de pequeno porte, sofreu durante muitos anos com a destinação incorreta de dejetos animais e rejeitos de agricultura, que eram comumente despejados em rios ou mesmo amontoados, gerando poluição, mau odor e doenças (RENEWABLE ENERGY, 2015).

4. METODOLOGIA

O trabalho experimental foi dividido em dois experimentos (Figura 15), sendo o primeiro experimento dividido em duas fases, sendo que na primeira se avaliaram diferentes relações de inoculo (I) /substrato (S) com base em gramas de sólidos voláteis (gSV) úmido, através do BMP, e na segunda fase avaliou-se a utilização de um resíduo lignocelulósicos (poda) como co-substrato para melhoria da eficiência do BMP na melhor relação encontrada na primeira fase, nas concentrações de 5% e 10% do volume útil. No segundo experimento foi desenvolvido um biodigestor piloto em escala real de 1300L, onde foi avaliado o tratamento dos resíduos alimentares para a produção de biogás na fase de partida, alimentação e estabilização.

O primeiro experimento foi feito em escala de bancada, tendo sido desenvolvido no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), do Campus do Pici da Universidade Federal do Ceará (UFC), e monitorado na Fundação Núcleo de Tecnologia Industrial do Ceará (NUTEC), também localizada no do Campus do Pici da UFC.

Figura 15 - Fluxograma do trabalho experimental



Fonte: A autora (2018).

RP5%: Resíduo de poda 5%.

RP10%: Resíduo de poda 10%.

4.1 Fonte do substrato, inóculo e co-substrato

A fonte do substrato orgânico foi proveniente dos resíduos alimentares oriundos do restaurante universitário (RU) da UFC Campus Pici. O restaurante forneceu os resíduos alimentares (restos de arroz, feijão, macarrão, carnes, frangos) que foram separados de outros resíduos como ossos, copos plásticos, guardanapos, palitos de dentes, casca de frutas. Os resíduos alimentares foram submetidos a uma caracterização gravimétrica e separados por frações, armazenado em sacos de lixo preto a 4°C e triturados no dia anterior ao uso experimental. O período em que foi feito o estudo foi durante o ano letivo, de outubro de 2015 a outubro de 2017.

O inóculo utilizado foi o lodo de tanque séptico residencial fornecido pela empresa de coleta limpa fossa Estrela do Sol, o qual era armazenado sob refrigeração até o dia do experimento. Antes foi feita a caracterização físico química do lodo para averiguar se estava em boas condições de ser utilizado, principalmente em relação ao parâmetro de sólidos voláteis (SV), já que o ensaio de BMP seria com base nesses resultados.

O resíduo de poda que foi utilizado como co-substrato foi conseguido na UFC de folhas caídas no chão. Após a coleta, a poda foi triturada com o auxílio de liquidificador industrial (Figura 16), sendo posteriormente colocada para secar naturalmente e, em seguida, armazenada sob refrigeração.

Figura 16 - Co-substrato de poda para ser triturado.



Fonte: A autora (2018).

4.2 Experimento 01 – Ensaio de BMP

O experimento 01 consistiu de duas fases, onde na primeira avaliou-se a melhor relação I/S dentre as relações propostas, e na segunda fase foi feita a avaliação da co-digestão com resíduo lignocelulósicos (poda) para melhor relação encontrada na primeira fase. O experimento 1 foi conduzido em triplicatas para todos as misturas (inóculo + resíduo) e brancos (apenas inóculo) na verificação da relação I/S em g/SV, para averiguar qual relação produziu uma quantidade maior de metano. A Tabela 7 apresenta o detalhamento das fases, substratos e relação I/S utilizadas nos ensaios BMP.

Tabela 7 - Detalhamento das fases do experimento

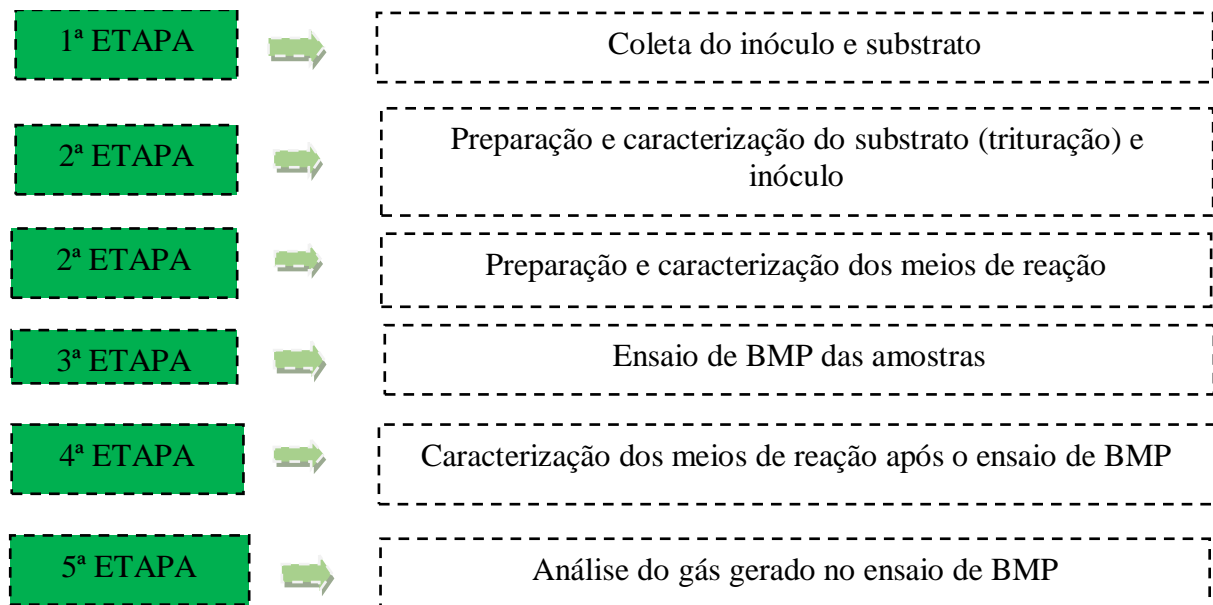
Fases	Substratos	Relação I/S (g/SV)
1ª primeira	Lodo de tanque séptico + substrato (resíduo orgânico)	1:1; 1:2; 1:3; 1:4
2ª segunda	Lodo de tanque séptico + substrato (resíduo orgânico) + RP5% / Lodo de tanque séptico + substrato (resíduo orgânico) + RP10%	

Fonte: A autora (2018).

A pesquisa iniciou-se com a coleta de todos os substratos, inóculos e co-substratos necessários para o seu desenvolvimento. Os resíduos alimentares do RU foram coletados no Campus do Pici - UFC e armazenados sob refrigeração. Paralelamente, foram coletados 5 litros de lodo de tanque séptico sendo reservados também sob refrigeração. Posteriormente foi utilizado o resíduo de poda como co-substrato para a melhor relação I/S encontrada.

A pesquisa decorreu em cinco etapas, as quais estão esquematizadas na Figura 17, onde primeiramente, foram caracterizadas as propriedades físicas e químicas do resíduo sólido orgânico a ser utilizado como substrato e do inóculo de lodo de tanque séptico.

Figura 17 - Etapas para a realização do ensaio de BMP na primeira fase.



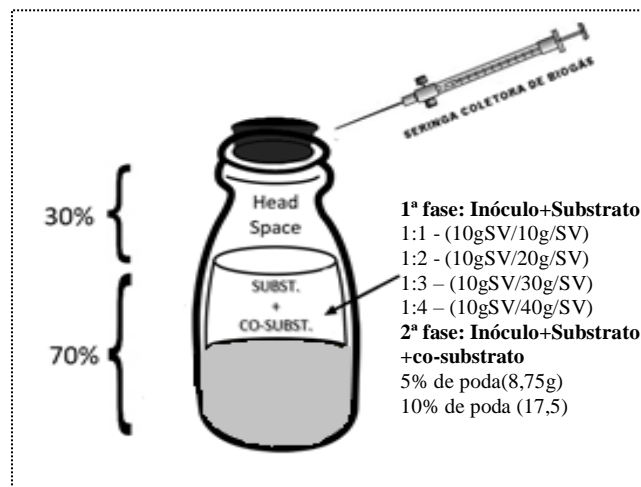
Fonte: A autora (2018).

A partida dos reatores foi conduzida de forma a acompanhar a variação do potencial de geração de metano, utilizando o ensaio de BPM. Para o experimento foram utilizados frascos de vidro âmbar que possuíam cerca de 250 mL; a mistura ocupou 70% do volume do frasco (onde 50% foi destinado para substrato e 50% destinado para o inóculo) e 30% foi destinado para *headspace* do gás. Decidiu-se a não realização da purga do gás presente no frasco com N₂ grau FID, assim podendo-se avaliar a importância deste procedimento no teste, de acordo com a metodologia de Alves (2008).

Para o inóculo foi considerada uma concentração de 10gSV/L e para o substrato foi feita uma solução padrão. O resíduo orgânico foi diluído com água destilada, misturado em liquidificador, sendo obtida uma solução padrão com concentração final de cerca de 60gSV/L, na qual foram realizadas diluições no substrato para chegar nas relações testadas.

A partir dos resultados da primeira fase, partiu-se para a segunda fase, onde foi adicionado o co-substrato de poda na concentração de 5% (8,75g) e 10% (17,5g) na melhor relação encontrada na primeira fase. As diferentes misturas foram preparadas em modo batelada e todas as amostras foram homogeneizadas de modo a aumentar a interação entre inóculo/resíduo. A Figura 18 esquematiza o preparo das misturas para o ensaio.

Figura 18 - Esquema do preparo das misturas.



Fonte: A autora (2018).
 SV: Sólidos voláteis
 RP5%: Resíduo de poda 5%
 RP10%: Resíduo de poda 10%

4.2.1 Desenvolvimento do sistema operacional

Após a coleta dos resíduos orgânicos (alimentares), foi realizada uma triagem dos resíduos para a remoção de materiais que não podiam ser triturados no liquidificador industrial (Figura 19), como pedaços de ossos, caroços, guardanapos, copos, casca de frutas, dentre outros.

Após o processo de trituração, foram feitas soluções de concentrações de soluções de SV dos resíduos alimentares, as quais foram incubados em frascos e adicionados os volumes determinados das soluções de lodo de tanque séptico e substrato na relação I/S 1:1; 1:2; 1:3; 1:4 nos frascos de reação devidamente identificados, sendo que o volume da mistura deveria ocupar 70% da capacidade do frasco, já que 30% se constituía do *headspace*.

Figura 19 - Trituração dos resíduos orgânicos.



Fonte: A autora (2018).

Para a realização do ensaio de BMP, foi utilizado um shaker orbital MA-420 Marconi (Figura 20) para incubação e agitação das amostras até que a produção de biogás cessasse. Optou-se por uma temperatura de 35°C e agitação de 150rpm, conforme utilizado por Lima (2015). O pH das amostras foi previamente ajustado para valores entre 6,5 e 7,5, utilizando-se solução de bicarbonato de sódio de concentração de 1g/L, como proposto por Lima (2015). Os testes tiveram uma duração máxima de até dois meses ou até quando houvesse a estabilização da produção de gás.

Figura 20 – Ensaio de BMP: Shaker orbital e frascos de 250mL



Fonte: A autora (2018).

A composição do biogás foi quantificada por cromatografia em fase gasosa usando um cromatógrafo de fase gasosa GC 17A, Shimadzu acoplado a um detector de condutividade térmica (DCT). Tabela 8 mostra as condições de cromatografia em gás aplicado na análise de biogás de acordo com a metodologia desenvolvida e validada por Carneiro (2012).

Tabela 8- Condições de análise do biogás no GC-DCT.

Parâmetros GC-DCT	
Modo de injeção	<i>Splitless</i>
Volume de injeção (mL)	1
Temperatura do injetor (°C)	40
Gás de arraste	He
Fluxo na coluna (mL/min)	0,7
Temperatura do forno (°C)	50
Temperatura do detector (°C)	200
Tempo de corrida (min)	5

Fonte: Carneiro, 2012.

Os valores de pressão foram convertidos em volume de biogás nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP), de acordo com a lei de gases ideais. A quantificação do biogás gerado no interior dos frascos foi detectada através de um medidor de pressão como mostrado na Figura 21, uma vez que foram mantidos constantes a temperatura e o volume de *headspace*, contudo, o acréscimo de pressão medido no interior do recipiente correspondia ao volume de biogás produzido.

Figura 21 - Medidor de pressão usado no ensaio BMP.



Fonte: A autora (2018).

Os resultados de volume de biogás gerado nos reatores foram calculados através das leituras das pressões e temperaturas de cada reator, bem como das pressões e temperaturas atmosféricas. As Equações 7, 8, 9 mostram as fórmulas utilizadas para os cálculos do potencial de geração de biogás (HARRIES, 2001; ARAÚJO MORAIS JR, 2006; ALVES, 2008, SILVA et al 2016).

- Volume de biogás gerado entre T e T+1 =

$$Volume = \frac{PF \times VUF \times 22,41 \times 1000}{83,14 \times TF} \quad (7)$$

- Volume de biogás acumulado =

$$(Gerado \text{ entre } T \text{ e } (T + 1) + VGA \text{ (mL)}) \quad (8)$$

- Volume de biogás acumulado CNTP (NmL) = (9)

$$Volume \text{ acumulado normal} = VA \times \frac{273}{TF} \times \frac{(Patm - 42)}{760}$$

Onde:

T: Tempo (dias);

PF (mbar): Pressão do Frasco em milibar;

VUF (L): Volume Útil do Frasco em litros;

TF (K): Temperatura do Frasco em Kelvin;

VGA (mL): Volume de biogás acumulado do dia anterior em mililitros;

TF (K): Temperatura do Frasco em Kelvin;

Patm. (mbar): Pressão Atmosférica em milibar.

Portanto observa-se que o volume de biogás acumulado (mL) foi calculado e corrigido para as Condições Normais de Temperatura e Pressão – CNTP, sendo então obtido o volume de biogás em NmL. A partir dos valores de pressão medidos pelo método manométrico, é possível avaliar a quantidade, em volume, de biogás produzida em cada garrafa.

Para avaliar o desempenho do processo de digestão, foram analisadas também a eficiência de remoção de sólidos voláteis (SV), uma vez que durante a digestão anaeróbia os sólidos voláteis são convertidos a biogás (ATHANASOULIA, MELIDIS e AIVASIDIS, 2014). Os percentuais de remoção de SV foram calculados com base nas análises do conteúdo de SV dos reatores antes e depois dos testes de digestão (LI et al., 2013).

4.2.2 Monitoramento do sistema operacional

Para o monitoramento do início e final do ensaio de BPM, foi utilizada a metodologia analítica, como é mostrado na Tabela 9, que segue as diretrizes de Environmental Protection Agency (EPA, 2004), KAPP (1984) *apud* LIMA (2015) e pelo American Public Health Association (APHA 2005), para os demais parâmetros.

Tabela 9 - Metodologia analítica utilizado no monitoramento do experimento

Parâmetro	Método	Referência	Frequência
pH	Potenciométrico – 9045D	EPA (2004)	3x por semana
Sólidos totais - ST (g L ⁻¹)	Gravimétrico: evaporação e Secagem a 103 – 105°C.		
Sólidos totais fixos - STF (g L ⁻¹)	Gravimétrico: ignição a 500 – 550°C	APHA et al. (2005)	
Sólidos totais voláteis - STV (g L ⁻¹)			
Alcalinidade Total (gCaCO ₃ L ⁻¹)	Titulação Potenciométrico: titulação de neutralização com H ₂ SO ₄		
Ácido Graxos Voláteis AGV (gHác.L ⁻¹)	KAPP	KAPP (1984) <i>apud</i> LIMA (2015)	1x por semana
DQO (gO ₂ L ⁻¹)	Espectrofotométrico: digestão por refluxação fechada. Oxidação da matéria orgânica com K ₂ Cr ₂ O ₇ em meio ácido.	APHA et al. (2005)	
NTK (gN L ⁻¹)	Titulométrico: digestão seguida de destilação em Micro-Kjeldahl e titulação ácido-base.		
Nitrogênio total%	Método Kjeldahl	EMBRAPA (2009)	
Carbono Orgânico CO%	Combustão a alta temperatura	APHA et al. (2005)	

Fonte: A autora (2018).

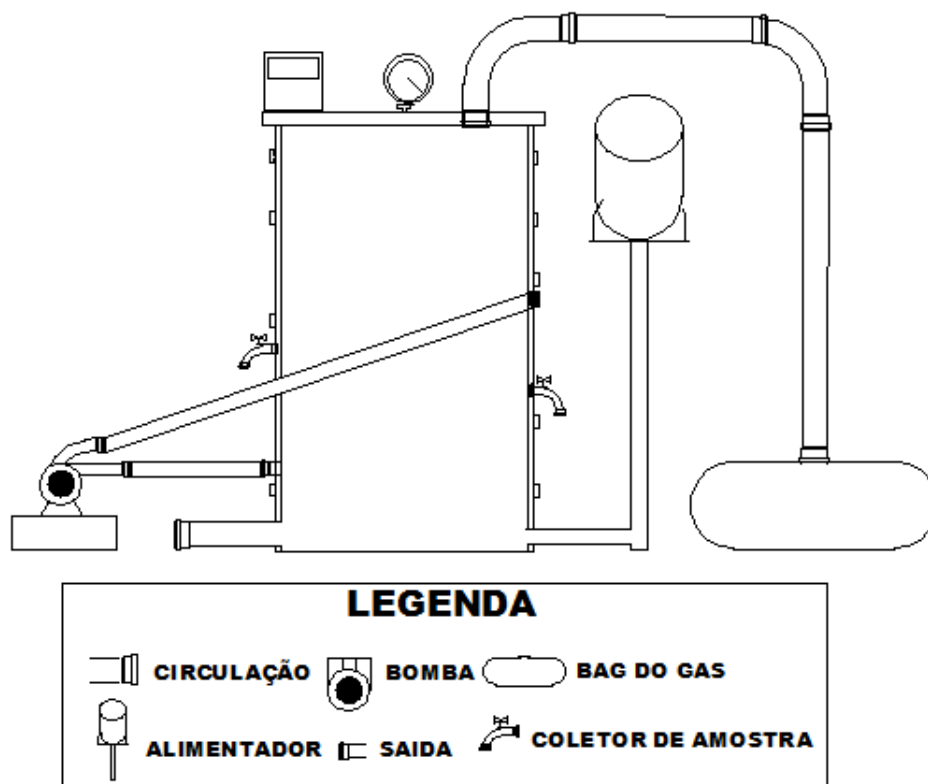
4.3 Experimento 02 – Partida dos biodigestores

4.3.1 Descrição do biodigestor

O biodigestor utilizado para o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos foi construído em fibra de vidro, tendo uma tampa parafusada que possuía um anel de borracha para a vedação, e tinha diâmetro interno de 88 cm e altura total de 1,23m. O mesmo possuía um volume de 1300L, ou 1,3 m³, com volume útil de 1000L, e contava com dois pontos de

coleta de amostra ao longo do seu corpo, para análise das amostras. Não possuía um sistema de aquecimento interno, porém ficava em um local fechado onde tinha um termômetro acoplado ao biodigestor, para se ter uma leitura diária da temperatura ao longo do experimento. Possuía também um manômetro, para acompanhar a pressão e um medidor de gás para se acompanhar o volume de biogás gerado (m^3/dia). Com um fluxo semi-contínuo, a alimentação era feita por meio de uma bomba peristáltica, a qual tinha o papel de fazer a recirculação do meio de reação. A Figura 22 mostra o modelo do biodigestor utilizado.

Figura 22 - Modelo do biodigestor utilizado



Fonte: A autora (2018).

4.3.2 Monitoramento do sistema operacional

O período de monitoramento experimental foi dividido em três fases, totalizando um período de 150 dias. A fase I, que foi a partida do biodigestor, foi feita através do sistema em batelada e teve 50 dias de duração. A fase II contou com 60 dias de monitoramento com um sistema de alimentação semi-contínuo, na qual era feita a alimentação 5 vezes por semana, e a fase III foi a estabilização e teve 40 dias de duração, não havendo alimentação nessa fase.

No segundo experimento, trabalhou-se com uma relação I/S de 1:1 g/LSV, como determinada a melhor relação no primeiro experimento. O volume utilizado de RSO foi de aproximadamente 300L, o que correspondia a uma massa de 231 kg de RSO com concentração de 23g/L com aproximadamente 7kg de SV. Quanto ao volume de lodo, trabalhou-se com uma quantidade total de 700L, com total de 7kgSV de lodo de tanque séptico com uma concentração de SV de 10g/L, com uma relação de 70:30 em volume.

A mistura da massa líquida foi realizada através da recirculação interna do RSO+lodo, promovida por uma bomba de recirculação, a qual se baseia na simplicidade operacional do biodigestor. Na recirculação interna, a sucção era feita no ponto intermediário do reator e o recalque no ponto mais baixo do reator, de forma a promover uma maior homogeneização da massa líquida.

4.3.3 Preparo do substrato

Depois da triagem, o resíduo foi triturado mecanicamente com o uso de um liquidificador, de forma a reduzir o tamanho médio das partículas, favorecendo as etapas da digestão anaeróbia, principalmente a hidrólise, e umidificado para facilitar no processo de trituração.

Após a trituração e pré-umidificação do substrato e uma vez conhecido o teor de SV do substrato, a diluição era feita conforme os parâmetros estabelecidos para via úmida de tratamento. A diluição do substrato apresenta como vantagem a minimização dos riscos de choque de carga orgânica ou de compostos tóxicos ao processo, dada à diluição das concentrações desses elementos em meio líquido. Notam-se, ainda, maiores taxas de produção de metano em sistemas por via úmida, devido ao elevado fluxo de transferência de ácidos produzidos durante a acidogênese e acetogênese (LINDMARK, 2010; NAGAO et al., 2012; LOU et al., 2012, FERREIRA, 2015). A Figura 23 mostra o substrato umidificado e diluído.

Figura 23 - Resíduo orgânico triturado e diluído



Fonte: A autora (2018).

Embora o resíduo alimentar contenha elevado teor de umidade (80 – 90%), esse ainda foi umidificado, para adequar a umidade conforme os valores reportados como ideais para via úmida– teor de ST inferior a 5% (MATA-ALVAREZ et al., 2000; ZHANG et al., 2007; ZHANG et al., 2014; FERREIRA, 2015).

4.3.4 Carga orgânica volumétrica (COV)

A COV aplicada ao biodigestor é um parâmetro fundamental e de grande importância na digestão anaeróbia. A eficiência do sistema está atrelada à máxima carga aplicada ao sistema, concomitante à máxima produção de biogás e menor concentração de sólidos voláteis no efluente final (FERREIRA, 2015). A equação 9 mostra o cálculo da carga orgânica volumétrica aplicada ao sistema.

$$COV = \frac{Q \cdot S}{V} \quad (9)$$

Onde: COV = Carga orgânica volumétrica (kg substrato/m³. dia);

Q = Vazão afluyente de substrato (m³/dia);

S = Concentração do substrato no afluyente (kg/m³);

V = Volume útil do reator (m³)

A experiência demonstra que reatores operados via úmida operam com COV entre 1 e 4 kgSV.m⁻³.d⁻¹ (ZHANG et al., 2007, NAGAO et al, 2012, FERREIRA, 2015). Salienta-se

ainda que, no processo de partida do reator, as COV devem ser mantidas próximas a 1 até que a estabilidade operacional do sistema de metanização seja alcançada.

4.3.5 Determinação da composição do biogás, produção e rendimento de metano

As medidas de quantidade dos gases metano e dióxido de carbono foram realizados pelo equipamento GEM5000 da marca *Landtec*, muito utilizado para análise de biogás em aterros sanitários. O equipamento analisa em porcentagens de volume os gases CH₄ (0-100%) CO₂ (0-100%), O₂ (0-25%), como também em partes por milhão (ppm) monóxido de carbono (CO), (0-2000 ppm) sulfeto de hidrogênio (H₂S) (0-500 ppm). A Figura 24 apresenta o equipamento utilizado nas análises.

Figura 24 - Analisador de biogás GEM 5000



Fonte: A autora (2018).

Um dos parâmetros ambientais de maior importância de monitoramento é a produção de biogás, principal subproduto do processo de metanização. A produção de CH₄ e o rendimento (η_{CH_4}) de metano são fortes indicadores que descrevem o nível de estabilidade do reator de metanização e influenciam diretamente na eficiência do aproveitamento energético do biogás (FERREIRA, 2015). A produção de biogás foi determinada pelo volume diário do biogás biodigestor, aferido por medidor de fluxo de gás (Ítron G2.5), com vazão máxima de 1,6m³/h, vazão mínimo de 0,016m³/h, pressão máxima de 50kPa, como mostra a Figura 25.

Figura 25 - Medidor de biogás



Fonte: A autora (2018)

A razão entre a produção real e a teórica de metano se presta como uma importante ferramenta de avaliação do desempenho do biodigestor, em que a estabilidade se dá ao passo que a produção real se aproxima da teórica. O cálculo do rendimento real de metano é expresso pela produção de metano em relação à quantidade de carga orgânica aplicada ao reator, conforme a Equação 10.

$$\eta_{CH_4} = \frac{V_{CH_4}}{COA}$$

na qual:

η_{CH_4} : rendimento de metano ($m^3CH_4.tSV^{-1}$);

V_{CH_4} : produção diária de metano ($m^3CH_4.d^{-1}$);

COA : carga orgânica aplicada ($tSV.d^{-1}$).

A produção específica de metano corresponde ao rendimento do processo em relação ao substrato utilizado. Acerca disso, o potencial de produção de metano de um

biodigestor depende, essencialmente, da composição do substrato, principalmente em função do teor de gordura, proteína e carboidrato.

4.3.6 Análise microbiológica

A quantificação das bactérias existentes no biodigestor foi realizada no Laboratório de Microbiologia Ambiental e do Pescado, localizado no Labomar – UFC. Foram realizadas quatro coletas com duração de 15 a 20 dias de intervalo para cada uma.

Foram quantificadas as bactérias heterotróficas cultiváveis, segundo a metodologia de Downes e Ito (2001). O método utilizado foi o de Contagem Padrão em Placas usando o meio de cultura Agar Nutriente. Alíquotas de 1 mL das diluições (10^{-1} a 10^{-5}) foram inoculadas em duplicata utilizando a técnica de *Pour Plate*. Após esse procedimento um conjunto de placas foi incubada em estufa a 35°C por 48h, para crescimento de bactérias aeróbias, e outro conjunto foi incubado em jarras de anaerobiose a 28°C por 48h, para crescimento das bactérias anaeróbias.

Já para as bactérias proteolíticas cultiváveis, foi determinado segundo a metodologia de Downes e Ito (2001). O método utilizado foi a Contagem Padrão em Placas usando o meio de cultura seletivo Agar Leite. Alíquotas de 1 mL das diluições (10^{-1} a 10^{-5}) foram inoculadas em duplicatas utilizando a técnica de *Pour Plate*. Após esse procedimento as placas foram incubadas em estufa a 28°C por 48h.

As bactérias lipolíticas foram determinadas segundo a metodologia de Downes & Ito (2001). O método utilizado foi a Contagem Padrão em Placas usando o meio de cultura Agar Mineral + óleo de soja 5%. Alíquotas de 1 mL das diluições (10^{-1} a 10^{-5}) foram inoculadas em duplicatas utilizando a técnica de *Pour Plate*. Após esse procedimento as placas foram incubadas em estufa a 28°C por 72h.

O número de bactérias Sulfato Redutoras de Fosfato foi determinado segundo a metodologia de Dawnes e Ito (2001). O método utilizado foi a Contagem Padrão em Placas usando o meio de cultura Agar GL. Alíquotas de 1 mL das diluições (10^{-1} a 10^{-5}) foram inoculadas em duplicatas utilizando a técnica de *Pour Plate*. Após esse procedimento as placas foram incubadas em estufa a 28°C por 72h em jarra a de anaerobiose por até 10 dias.

O número de bactérias acidogênicas foi determinado segundo a metodologia de Dawnes e Ito (2001). O método utilizado foi a Contagem Padrão em Placas usando o meio de cultura agar acidogênico. Alíquotas de 1 mL das diluições (10^{-1} a 10^{-7}) foram inoculadas em

duplicatas utilizando a técnica de *Pour Plate*. Após esse procedimento as placas foram incubadas em estufa a 28°C por até 10 dias.

O número de fungos foi determinado segundo a metodologia de Dawnes e Ito (2001). O método utilizado foi a Contagem Padrão em Placas usando o meio de cultura Agar Dextrose Batata. Alíquotas de 0,1 mL das diluições (10^{-1} a 10^{-4}) foram inoculadas em duplicatas utilizando a técnica de *Spread Plate*. Após esse procedimento as placas foram incubadas em estufa a 28°C por 5 dias.

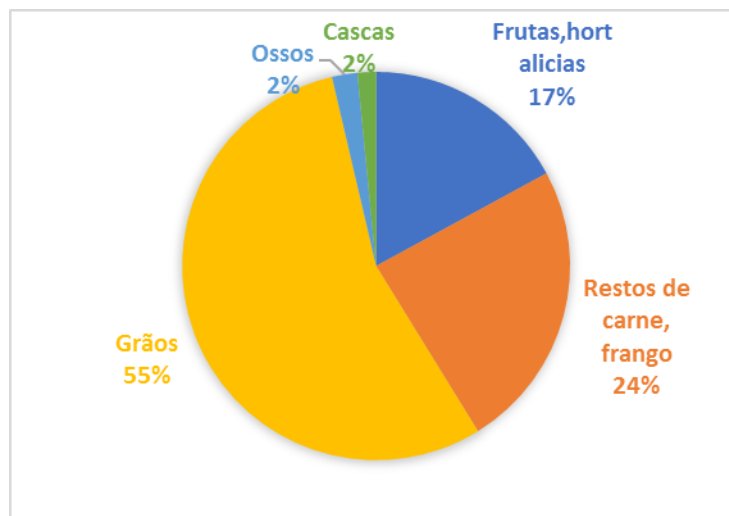
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Experimento 01

Tanto os substratos utilizados na pesquisa (resíduo alimentar e poda) como o inóculo (lodo de tanque séptico) foram previamente caracterizados. Os resíduos alimentares foram submetidos a uma caracterização gravimétrica e separados por frações: frutas e hortaliças (verduras e legumes); grãos (leguminosas e cereais); carnes, aves e peixes; dentre outros.

Foi observado que o maior percentual (55%) é atribuído à categoria grão, seguida de restos de carnes, aves (24%), frutas e hortaliça (17%) ossos e cascas (2%). A Figura 26 ilustra as quantidades das frações encontradas nos resíduos orgânicos (percentual em peso úmido) do restaurante universitário da UFC.

Figura 26 - Caracterização gravimétrica dos resíduos alimentares usados como substrato do restaurante da UFC



Fonte: Autora (2018).

Neves et al. (2008) utilizaram para simular os resíduos de um restaurante universitário da Universidade do Minho, Portugal, como componentes principais gordura de carne de porco, seguida de couve branca, peito de frango e flocos de batata, para representar lipídios, celulose, proteínas e carboidratos, respectivamente.

Cabbai et al. (2013) estudaram diferentes categorias de resíduos orgânicos (padaria, supermercados, cantinas e restaurantes, frutas e vegetais e domésticos) para avaliar o

potencial de geração de biogás. Resíduos de cantinas e restaurantes estiveram entre os mais heterogêneos, com cascas de vegetais, arroz, massas, pão e carnes, entre outros.

Em um estudo feito por Alves (2016) foi observado que o maior percentual (57,42%) é atribuído à categoria de frutas e hortaliças, seguida de restos de carnes, aves e peixes (26,32%), grãos (13,51%). Vale salientar que a fração de carnes e aves foi constituída, em grande parte, pela gordura animal, seja como resíduo descartado pela cozinha do restaurante durante o preparo dos alimentos, ou proveniente dos restos das refeições. Embora os trabalhos relatem a presença de diferentes frações nos resíduos de restaurantes, não há valores percentuais relacionados à caracterização gravimétrica que permitam a quantificação separada das frações (ALVES, 2016)

5.1.1 Caracterização físico química do inóculo, substrato e co-substrato

Para o inóculo, o valor de pH estudado tende à neutralidade ($\text{pH} = 7,5$), conforme observado na Tabela 10. Próximos à neutralidade, pH entre 6 a 8, os microrganismos produtores de metano atingem uma estabilidade na formação do metano (CHERNICARO, 2007). Em uma pesquisa realizada por diversas universidades brasileiras, determinaram-se para diferentes amostras de lodo de tanque séptico concentrações de pH variando de 6,62 a 7,23, não se distinguindo do valor encontrado na pesquisa para o mesmo tipo de inóculo, pH médio de 6,81 (PROSAB, 2009).

Resultados encontrados por Lima (2015) para lodo de tanque séptico foram de 6,8 para pH e alcalinidade de $795,74 \text{ mgL}^{-1}$. Com relação ao teor de sólido presente no lodo de esgoto bruto, varia de 2 a 12%, portanto apresentando um teor de umidade variando de 88 a 98%, sendo basicamente constituído por água (MACHADO, 2001)

Gonçalves (2008) elencou para lodo de tanque séptico uma faixa de concentração de DQO de 1,54 a $703 \text{ gO}_2 \text{ L}^{-1}$. Lima (2015) encontrou uma concentração média de DQO de $19,51 \text{ gO}_2 \text{ L}^{-1}$. O estudo encontra-se dentro do esperado pela literatura, com uma concentração de DQO de $2,6 \text{ gO}_2 \text{ L}^{-1}$.

A caracterização dos resíduos e do inóculo utilizados é de fundamental importância, pois a produção de biogás depende principalmente do tipo e da quantidade de macromoléculas orgânicas (CAMPUZA; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016). A Tabela 10 apresenta a caracterização físico química do substrato e lodo utilizados no experimento.

Tabela 10 - Caracterização físico química do lodo de tanque séptico e do resíduo alimentar

Parâmetro	Lodo tanque séptico		Resíduo alimentar			
	Valores	Valores				
		Média	Desvio padrão	Mínimo	Mediana	Máximo
pH	7,51	4,62	0,33	4,05	4,73	4,87
Alcalinidade Total (CaCO ₃ g L ⁻¹)	0,26	451,57	169,62	257,95	456,76	645,78
DQO (g L ⁻¹)	2,65	134,63	20,30	106,36	138,52	161,27
ST (g L ⁻¹)	15,62	35,21	33,17	31,90	34,30	43,50
SV (g L ⁻¹)	10,62	31,64	36,39	28,50	31,00	40,90
ST (%)	1,55	35,21	3,55	31,90	34,20	43,50
SV (%)	67,98	89,75	3,60	83,09	90,65	94,02
SV/ST > 0,7	0,68	0,90	0,04	0,83	0,91	0,94
N-NH ₄ (Ng L ⁻¹)	0,18	0,07	0,02	0,06	0,07	0,10
NTK- (Ng L ⁻¹)	0,34	1,22	0,29	0,72	1,28	1,52
C (%)	57,48	56,38	11,92	45,73	51,63	75,27
N (%)	0,81	2,65	0,31	2,38	2,59	2,98
C/N	70,79	21,27	39,00	19,21	19,94	25,24

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

Para o substrato, os valores de pH encontrados foram de mínimo 4,05 e máximo 4,87, considerado ácido e estando situado entre os valores reportados na literatura, que variam de 3,52 a 5,01 (CABBAI et al., 2013; LI et al., 2013; ALVES, 2016; LIMA, 2015; BOUALLAGUI et al. 2003; MALINOWSKY, 2016). Este valor é característico dos resíduos orgânicos recém-gerados, enquanto valores de pH mais elevados são indicativos do processo de decomposição mais avançado.

O resultado de SV para os resíduos do restaurante da UFC foi de mínimo 83,09% e máximo 94,02%, na faixa média citada por outros autores para resíduos de restaurante, de 85,3 a 93,3% (CABBAI et al., 2013; CHENG et al., 2016; LI et al., 2013; NEVES et al., 2008). O teor de umidade dos resíduos foi obtido após a finalização das caracterizações diárias, com o valor médio de 72,65%, dentro da faixa de 60,41 a 82% reportada por outros autores (MORIN et al., 2003; GARCÍA et al., 2005; ZHANG et al., 2007; NEVES et al., 2008; CABBAI et al., 2013; LI et al., 2013).

Para o teor de carbono (56,38%) (Tabela 11), o resultado foi bem próximo ao encontrado por (LI *et al.*, 2013; ALVES, 2016), que, através de estudos similares, relataram o teor de 52,94% e 53,36%. Os teores de carbono e nitrogênio refletiram na relação C/N com média de 21,27 considerada dentro da faixa de 14,81 a 22,83 reportada por outros autores (CABBAI *et al.*, 2013; CHENG *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2007; ALVES, 2016).

Os teores orgânicos típicos (expresso como teor de sólidos voláteis nos sólidos totais, SV/ST) no substrato variam de 60% a 80% (APPELS *et al.*, 2008). No estudo, foi encontrado mínimo de 83% e máximo de 94%, apresentando um alto conteúdo orgânico, levando a um bom desempenho.

5.1.2 Caracterização físico química dos meios de reações

Na Tabela 11, encontram-se os resultados relativos aos parâmetros de início e final do ensaio de BMP para pH, alcalinidade total (AT), AGV e a relação AGV/AT. Em todas as amostras foram adicionadas uma dosagem de alcalinidade de 1,0 g/L de bicarbonato de sódio (NaHCO₃), visando assegurar a estabilidade do processo anaeróbio. Devido a adição de bicarbonato, o pH manteve uma faixa entre 7 a 8 mantendo-se dentro do padrão para a produção de biogás com boa capacidade de tamponamento do pH frente a produção de ácidos graxos voláteis durante a hidrólise e de ácidos orgânicos na acidogênese (LOPES; LEITE; SOUSA, 2000).

Appels *et al.* (2008) observaram que o pH do sistema é controlado pela concentração do CO₂ na fase gasosa e pela alcalinidade do bicarbonato (HCO₃⁻) na fase líquida. Se a concentração de nitrogênio e alcalinidade elevadas favorecem a estabilização de pH, por outro lado, o elevado teor de nitrogênio poderá ser tóxico, principalmente para as bactérias metanogênicas (REIS, 2012).

Em relação à alcalinidade total, inicialmente foi registrada uma concentração entre 2,56g a 6,87g CaCO₃/L nas amostras, e no final do período monitorado houve um aumento nos teores de carbonato em todos os seis reatores. Conforme Felizola, Leite e Prasad (2006), esse aumento pode estar associado à elevada concentração de nitrogênio do meio de reação, o que contribui para a formação de bicarbonato de amônia. Para o processo funcionar corretamente a faixa de alcalinidade deve estar entre 1 e 5g/L (METCALF e EDDY, 2003) e assim manter a capacidade tamponante e evitar mudanças no pH (CHERNICHARO, 2007).

Tabela 11 - Caracterização física e química do meio de reação para o teste de biodegradabilidade de pH, AlcT, AGV e relação AGV/AT.

Amostras (relação I/S)	Resultados 1ª fase							
	pH		AlcT (gCaCO ₃ L ⁻¹)		AGV (gHAc L ⁻¹)		AGV/ AT	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1:1	7,56	8,21	5,56	8,12	6,43	9,56	0,67	1,15
1:2	7,58	8,01	6,74	9,86	12,93	5,87	1,91	0,62
1:3	7,97	7,33	3,99	5,59	8,54	8,91	2,13	1,61
1:4	7,80	7,16	2,56	3,27	3,15	5,78	1,22	1,55
Resultados 2ª fase								
RP5%	7,67	8,16	6,39	9,78	8,34	10,56	1,31	1,07
RP10%	7,89	8,17	6,87	9,23	7,45	10,56	1,08	1,14

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

RP5%: Resíduo de poda 5%

RP10%: Resíduo de poda 10%

Como resultado da alta quantidade de AGV produzidos durante a digestão anaeróbia de resíduos alimentares, é muito importante monitorar a estabilidade do processo. Por outro lado, o comportamento dos AGV fornece informação acerca do desempenho das etapas intermediárias da digestão anaeróbia, sendo o ácido propiônico apresentado como parâmetro chave quando é analisada a estabilidade da digestão anaeróbia. Por sua vez, a alcalinidade é a capacidade do meio de neutralizar os AGV gerados durante o processo e, portanto, mitigar as mudanças de pH (FONOLL et al., 2015).

A relação AGV/AT indica a ocorrência da estabilidade dos processos anaeróbios (SILVA, 2009). Leite (2004) aponta uma relação AGV/AT inferior ou igual a 0,50 como um sistema com uma boa capacidade de tamponamento, indicando um equilíbrio dinâmico ao sistema. Para as condições de biodegradabilidade ensaiadas no final, em todo o período avaliado os valores de AGV/AT estiveram, no final, entre 0,6 a 1,6 acima do recomendado, porém obteve-se bons resultados no sistema.

Quanto ao teor de sólidos presentes nos meios de reações, pode-se avaliar por meio das relações STV/ST a predominância de material orgânico e uma consequente biodegradabilidade. Conforme observado na Tabela 12, as amostras apresentaram relações STV/ST variando, no início, entre 0,71 á 0,90 e, no final, entre 0,07 e 0,59, apresentando boa biodegradabilidade, em torno de 70%.

Felizola, Leite e Prasad (2006) estudaram um processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos, em um reator anaeróbio com capacidade de 1000 litros, durante 330 dias de operação, cujos resultados obtidos demonstraram que a digestão anaeróbia pode ser aplicada a esse tipo de substrato, na qual ocorreram dias em que a produção de metano no biogás gerado foi de aproximadamente 60%, podendo ser utilizado como fonte alternativa de energia

De acordo com Esposito et al. (2012), a digestão anaeróbia tem como objetivo através dos processos mecânicos, reduzir o tamanho de partícula do substrato afluente. O desempenho de um digestor operando em resíduos sólidos é dependente deste parâmetro, pois a superfície específica disponível e a liberação de componentes intracelulares representam uma opção para aumentar a taxa de degradação e acelerar o processo de digestão.

Para Abbassi-Guendouz (2012), o teor de sólidos totais é bastante importante na digestão anaeróbia, pois foi investigado em reatores com conteúdo de 10% a 35%, na qual a produção total de metano diminuiu ligeiramente com as concentrações de ST aumentando de 10% para 25%, influenciando o desempenho da digestão anaeróbia

Tabela 12 - Caracterização física e química do meio de reação para o teste de biodegradabilidade de ST, STF, STV e a relação ST/ST.

Amostras (relação I/S)	Resultados 1ª fase							
	ST (g L ⁻¹)		STF (g L ⁻¹)		STV (g L ⁻¹)		STV/ ST	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1:1	14,43	9,66	4,08	8,26	10,34	2,40	0,71	0,14
1:2	16,45	5,06	4,40	1,80	12,05	3,02	0,73	0,59
1:3	15,95	9,46	5,09	5,44	12,56	2,67	0,78	0,28
1:4	15,78	9,91	1,49	5,04	14,30	4,83	0,90	0,48
Resultados 2ª fase								
RP5%	15,66	8,65	4,63	8,26	11,02	1,20	0,70	0,07
RP10%	14,37	9,84	4,41	8,48	9,96	2,30	0,69	0,16

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

RP5%: Resíduo de poda 5%

RP10%: Resíduo de poda 10%

Ge et al. (2016) relataram que a digestão anaeróbia de substratos lignocelulósicos com alto teor de ST poderia ter um impacto negativo no desempenho do processo, devido à acumulação de inibidores (isto é, ácidos graxos voláteis), devido a limitações de difusão; Limitações de difusão no acesso de microrganismos a substratos e o baixo teor de água que afeta o metabolismo de microrganismos.

Comparando os valores de DQO, CO e SV iniciais e finais (Tabela 13), é possível verificar que houve diminuição das cargas orgânicas ao final do experimento. Os resultados de DQO apresentaram concentrações iniciais altas variando entre 22,26 a 50,93 gO₂ L⁻¹ DQO e finais entre 15,45gO₂ L⁻¹ e 19,86gO₂ L⁻¹. O teor de sólidos voláteis (SV%), parâmetro muito utilizado para medida do estado de biodegradabilidade da fração orgânica, apresentou um valor considerável entre 46,57 a 85,14, já que na literatura valores na faixa de 75% a 79% são considerados ótimos (ALCANTARA, 2007).

Tabela 13 - Caracterização física e química do meio de reação para o teste de biodegradabilidade de DQO%, C%, N%, C/N.

Amostras (relação I/S)	Resultados - 1ª fase									
	DQO (g/L ⁻¹)		SV%		C%		N (%)		C/N	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1:1	37,41	16,85	69,56	14,49	44,56	10,49	1,75	4,23	25,50	2,48
1:2	32,26	15,45	46,57	21,02	25,87	11,66	1,01	2,65	25,64	4,39
1:3	34,47	18,67	61,78	35,51	34,32	19,74	1,66	3,55	20,70	5,57
1:4	30,82	19,86	85,14	49,09	38,55	21,67	1,13	2,49	34,21	8,72
Resultados - 2ª fase										
RP5%	37,56	16,42	70,39	7,51	41,56	11,41	1,91	4,05	21,80	2,82
RP10%	40,93	15,87	69,31	23,37	35,67	11,79	2,38	5,19	14,97	2,27

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

RP5%: Resíduo de poda 5%

RP10%: Resíduo de poda 10%

Os parâmetros de C%, atingiram valores próximos à faixa de 15 a 30 para atividade da biomassa anaeróbia (MSHANDETE *et al.*, 2004; SILVESTRE, FERNÁNDEZ e BONMATÍ, 2015). No estudo de digestão anaeróbia, Brow e Li (2013) encontraram a relação C/N de 55 para o resíduo poda e 11 para o RSO; ao fazer a mistura desses dois substratos a relação C/N caiu para 16. Em estudos relatados por Siddiqui, Horan e Kofi (2011) sobre misturas com resíduos alimentares e lodo de esgoto com diferentes relações C/N (10, 15, 20 e 30), a maior produção de CH₄ (50 a 70% do total) foi relacionada com a relação C/N equivalente a 15.

A relação C/N no material orgânico desempenha um papel crucial na digestão anaeróbia. Os nutrientes desequilibrados são considerados como um importante fator limitante da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos (CUETOS et al., 2008).

Khalid et al. (2011) citam que a co-digestão de resíduos de peixe, águas residuárias de matadouros e lodos ativados com resíduos de frutas e vegetais facilita o balanceamento da relação C/N. Segundo os autores, sua maior vantagem está no tamponamento da carga orgânica inserida e produção de amônia anaeróbia a partir do nitrogênio orgânico, o que reduz as limitações na digestão dos resíduos de frutas e vegetais.

Com relação à eficiência, a Tabela 14 mostra que houve remoção em todas as amostras tanto para DQO, como para CO e SV, sendo que a melhores remoções da primeira fase foram nas amostras 1:1, que apresentou a melhor remoção para DQO, com 54,45%, para CO% apresentou remoção de 79,16% e para SV% com remoção de 79,82%. Já na segunda fase a amostra RP5% apresentou melhor remoção para CO% e SV%, com valores de 72,54% e 89,73%, respectivamente. A amostra RP10% apresentou melhor remoção para DQO, com 61,22%

Tabela 14 - Eficiência de remoção das amostras (%).

Amostras (relação I/S)	Eficiência da remoção % 1ª fase		
	DQO%	CO%	SV%
1:1	54,45	79,16	79,82
1:2	52,10	54,92	54,86
1:3	34,42	42,48	42,52
1:4	45,83	43,78	42,34
Eficiência da remoção % 2ª fase			
RP5%	56,28	72,54	89,73
RP10%	61,22	66,94	66,61

Fonte: Autora (2018).

RP5%: Resíduo de poda 5%

RP10%: Resíduo de poda 10%

De acordo com Santos (2015), a digestão dos resíduos sólidos de refeições de restaurante se mostrou eficiente, com bons percentuais de remoção de STV (94%), COT (77%) e DQO (84%). A qualidade do biogás se mostrou dentro dos valores médios especificados pela literatura, ao longo de todo o período, com produção de 50,7% de CH₄ e 48,9% de CO₂, com baixa ocorrência de ácido sulfídrico.

Os estudos referentes à proporção de lodo e resíduos sólidos orgânicos mostraram que proporções em sólidos totais entre 5 e 20% de lodo no resíduo sólido orgânico promoveram valores de fator de conversão de matéria orgânica em gás entre 40 e 50%, o que é bastante relevante quando se verifica que uma das intenções de se adicionar lodo de esgoto, como no caso de aterros, é o de incrementar a produção de biogás e diminuir o tempo para o início de sua produção (CRAVEIRO, 1982 apud PINTO 2006)

Ferreira (2015) apresentou valores de remoção de SV entre 55% e 64%, com percentual médio de 59% de metano, fator que indica a estabilidade operacional do sistema de tratamento e a aptidão dos microrganismos pelo substrato utilizado.

5.1.3 Produção de biogás e metano acumulado

Os resultados da geração de biogás e de CH₄ obtidos no ensaio de BMP estão descritos na Tabela 15, onde consta o volume acumulado (NmL) de biogás, volume acumulado de metano e da produção específica (volume acumulado de metano por grama de sólidos voláteis removidos – NmL/gSV) após os 60 dias de monitoramento (RAPOSO et al., 2011).

Observa-se que na primeira fase do experimento, dentre as relações testadas, a que obteve melhores resultados foi a relação 1:1 com valores de produção específica de 420,33NmLCH₄/gSV em comparação com as outras e a que teve um menor resultado foi a relação 1:4, que obteve valores de 99,01NmL/gSV (Tabela 15).

Na segunda fase, com a adição de poda como co-substrato na relação 1:1, foi observado um aumento da produção acumulada de biogás e de metano quando comparados ao volume acumulado de biogás e metano da amostra sem co-substrato. Para a produção específica de metano houve também um aumento, com valores de 536,04NmL/gSV e 466,09NmL/gSV, respectivamente, para RP5% e RP10%. A produção específica de metano foi acrescida em 27,52% e 10,88%, respectivamente, para as amostras contendo 5% e 10% de poda.

Cabbai *et al.* (2013) realizaram testes BMP utilizando (I/S) igual a 3, a qual foi escolhida para evitar qualquer efeito inibidor ligado à digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos urbanos. Nartker et al. (2014) e Jensen et al. (2014) utilizaram a razão inóculo/substrato (I/S) ≥ 2 com base na quantidade de sólidos voláteis para avaliar a produção de biogás em misturas contendo lodo de esgoto e glicerol bruto.

Perella (2017) estudou ensaios de BMP, nos quais foram testadas quatro relações, ou seja, 0,25, 0,5, 1 e 2 com base em sólidos voláteis (SV) com três inóculos diferentes: o lodo anaeróbio, lixiviação de aterro e lodo anaeróbico engrossado, foram comparados.

A melhor relação I/S foi de 0,5, na qual foi determinado o melhor potencial de metano dos substratos estudados, produzindo 446,23 e 445,97NmLCH₄/gSV, respectivamente, para lodo anaeróbio e o lodo anaeróbico engrossado. Por meio do processo de co-digestão, a produção de biogás deve aumentar de forma mais eficiente e econômica, convertendo, de forma sustentável, resíduos em energia (NARTKER *et al.*, 2014).

Com relação à concentração de metano (%) foram encontrados valores médios de 48,28% (1:1), 49,96% (1:2), 48,23% (1:3) e 54,73% (1:4) para a primeira fase, sendo que na segunda fase foram obtidos valores maiores de metano, com a RP10% com valor de 62,59% de metano e 52,60% para RP5%.

Tabela 15 - Produção acumulada de biogás e CH₄ no ensaio BMP para as duas fases.

Produção acumulada 1ª fase				
Amostras (relação I/S)	Produção acumulada biogás NmL	Produção acumulada CH ₄ NmL	Produção específica CH ₄ NmL/gSV	% médio CH ₄
Inóculo	26,68	10,54	30,48	40,00
1:1	1208,06	580,06	420,33	48,28
1:2	379,05	189,37	126,24	49,96
1:3	487,08	234,91	135,79	48,23
1:4	298,51	163,33	99,01	54,73
Produção acumulada 2ª fase				
RP5%	1566,06	718,30	536,04	52,60
RP10%	1273,41	797,02	466,09	62,59

Fonte: Autora (2018).

RP5%: Resíduo de poda 5%

RP10%: Resíduo de poda 10%

Liu (2016) avaliou diferentes concentrações I/S e verificou que a relação 1:1 apresenta um bom efeito sinérgico entre o lodo e resíduos alimentares. Matteri (2017) concluiu que a co-digestão de resíduos urbanos com resíduos de frango estabiliza as condições no processo de digestão, como a relação C/N nas misturas de substrato, bem como macro e micronutrientes, pH, inibidores ou compostos tóxicos, matéria seca e, assim, aumento da produção de biogás.

Um estudo realizado por Wickham et. al. (2016) avaliou que todos os co-substratos aumentaram o rendimento de metano em três a seis vezes, em comparação com a digestão anaeróbica convencional de esgoto. Os co-substratos sólidos resultaram em uma produção mais notável de gás metano, porem estão associados a um maior risco de sobrecarga orgânica.

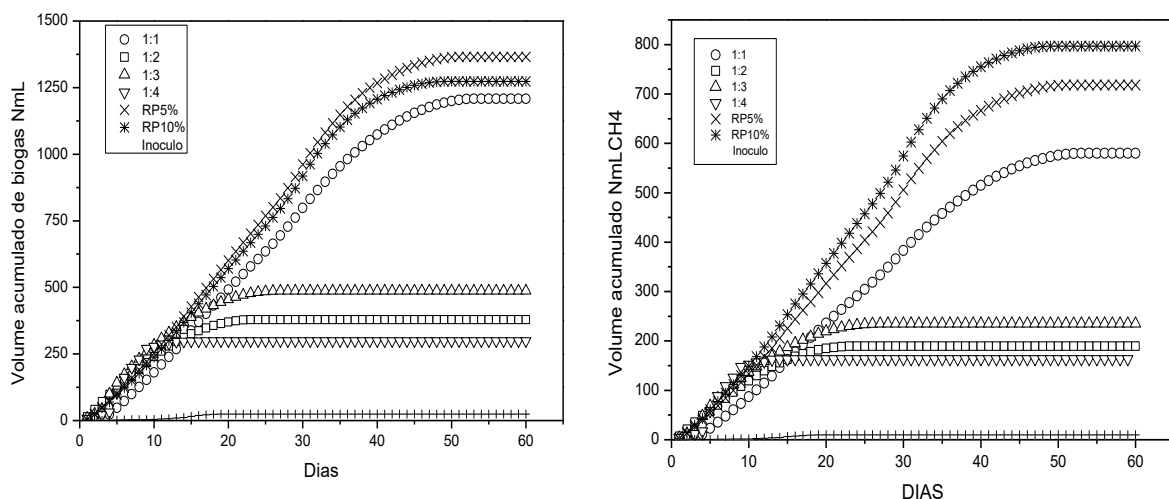
Um estudo feito por Monimo et al (2016) avaliou que o potencial médio de metano do desperdício de alimentos foi de 400 NmLCH₄/gSV, obtendo 73% de biodegradabilidade anaeróbica. A co-digestão anaeróbia de resíduos de alimentares com lodo de esgoto deverá aumentar a produção de metano 2,9 vezes (MONIMO et al., 2016). Um estudo feito por Zhang (2013) avaliou a co-digestão anaeróbia de restos de alimentos e esterco de gado, com o objetivo de identificar os principais parâmetros que determinam a produção de biogás e metano.

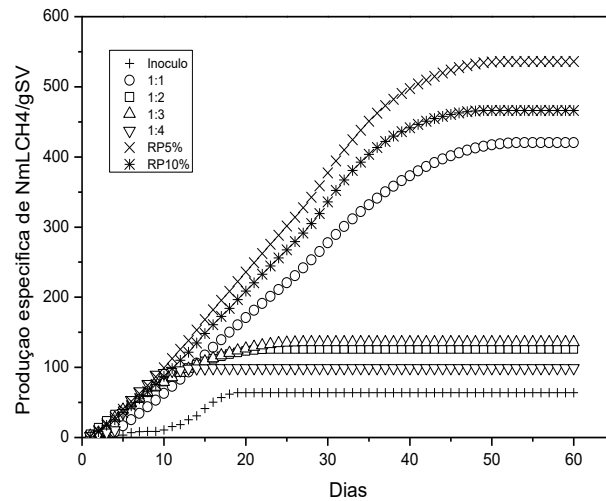
De acordo com Alves (2016), a produção específica de biogás e metano para a amostra contendo apenas resíduo orgânico (RO) foi de 704,44 NmL/gSV e 518,47 NmLCH₄/gSV. Demais valores reportados por Li et al. (2013), Zhang et al. (2007) e Park et al. (2016) para o potencial de geração de CH₄ de resíduos de restaurantes estiveram na faixa de 430 NmLCH₄/gSV a 522,97 mLCH₄/gSV.

Cabbai et al. (2013) estudaram diversas frações orgânicas dos resíduos urbanos, encontrando valores de 644 e 675 NmLCH₄/gSV para resíduos de cantina e restaurante. Li et al. (2013), através de testes com resíduos de cozinha de restaurante, obtiveram valores de 683 NmL/gSV para produção de metano e 1142 NmL/gSV para biogás.

A Figura 27 ilustra, respectivamente, o comportamento da geração de biogás e de metano através do volume acumulado e da produção específica de metano (NmLCH₄/gSV), durante os 60 dias de monitoramento.

Figura 27 - Volume acumulado de biogás, metano e produção específica das relações testadas 1:1;1:2;1:3;1:4 RP5%, RP10% e inóculo.





Fonte: A autora (2018)
 RP5%: Resíduo de poda 5%
 RP10%: Resíduo de poda 10%

Os resultados dos ensaios em batelada indicaram que a produção total de metano é aumentada na co-digestão. A Tabela 16 apresenta os resultados de produção específica com a utilização de co-substrato, encontrados em algumas literaturas.

Anjum et al. (2012) revelaram que o resíduo de melão pode ser usado como co-substrato para elevar a biodegradabilidade do RSO e produção de biogás. Já em Brow e Li (2013) e Malinowsky (2016), também foi comprovada a viabilidade do uso de resíduos de poda também como co-substrato.

Tabela 16 - Levantamento na literatura sobre o uso da co-digestão anaeróbia.

Referência	Co-substrato	Produção específica
Guetos et al. (2008)	Resíduo de Abatedouro	800 mL biogás/gSV
	Óleo Vegetal	700 mL biogás/gSV
Ponsá et al. (2011)	Gordura animal	600 mL biogás/gSV
	Celulose	260 mL biogás/gSV
	Proteína	290 mL biogás/gSV
Anjum et al. (2012)	Resíduos de Melão	150 mL biogás/gSV
Brow e Li (2013)	Resíduo de jardinagem	120 mL biogás/gSV
Hartmann e Ahring (2005)	Estrume	400 mL biogás/gSV
Ferreira (2015)	Rúmen bovino e Lodo de reator UASB	400 mLCH ₄ /gSV
Martin-Gonzalez et al. (2010)	Gordura, óleo e graxa de lodo de ETE	550 mL biogás/gSV
Malinowsky (2016)	FORSU e resíduo de poda	450 mLCH ₄ /gSV
Amorim (2017)	Resíduo alimentar e resíduo de poda	616 mL CH ₄ /gSV

	Resíduo alimentar e resíduo de coco	649 mLCH ₄ /gSV
Autora (2018)	Resíduo alimentar e resíduo de poda 5%	536,04 mLCH ₄ /gSV
	Resíduo alimentar e resíduo de poda 10%	466,09 mLCH ₄ /gSV

Fonte: A autora (2018).

Tendo em vista os resultados alcançados até então, verifica-se que o resíduo de poda (5% e 10%) pode ser utilizado como co-substrato na co-digestão anaeróbia dos resíduos sólidos. Seu uso otimizou a produção de biogás quando comparado à digestão sem o uso de co-substratos. A produção de biogás fornece uma opção versátil de energia renovável, uma vez que o metano pode ser usado para a substituição de combustíveis fósseis, tanto na geração de calor como na geração de energia e como combustível para veículos.

A utilização da co-digestão anaeróbia de diferentes materiais orgânicos num biodigestor pode aumentar a estabilidade do processo anaeróbio devido a um melhor equilíbrio de carbono para nitrogênio C/N (EL-MASHAD; ZHANG, 2010). De acordo com Hartmann et al., (2003) a co-digestão pode, além disso, aliviar o efeito inibitório de concentrações elevadas de amoníaco e sulfeto e exibir uma produção de biogás mais estável devido a uma capacidade tampão melhorada (NAYONO; GALLERT, 2010).

A co-digestão anaeróbica de resíduos de lodos ativados com resíduos de frutas, vegetais e alimentos é uma tecnologia promissora na China, oferecendo muitas vantagens, incluindo um balanço de relação C/N, inibição de amônia e alta produção de biogás, otimizando o desempenho da digestão anaeróbia e recuperação de biogás (GAO; LIU; WANG, 2016)

Estudo feito por Esposito et al. (2012) combinou diferentes resíduos orgânicos e resultou em um substrato melhor, equilibrado e sortido em termos de nutrientes. Os pré-tratamentos tornam os sólidos orgânicos mais acessíveis e degradáveis aos microrganismos, enquanto que os modelos matemáticos são extremamente úteis para prever o processo de co-digestão.

A adição de resíduos alimentares ao lodo de esgoto proporciona um aumento da concentração de AGV devido á acidificação de compostos orgânicos solúveis encontrados nos resíduos alimentares (SOSNOWSKI et al., 2008). A co-digestão de RSO e estrume de gado foi estudada por Zhang et al (2013), em reator em batelada e sem sequencial, obtendo, respectivamente, rendimento de metano de 388 NmLCH₄/gSV e 317 NmLCH₄/gSV.

5.1.4 Aplicando a regressão não linear – Função sigmoidal

Utilizou-se a regressão não-linear na avaliação da produção específica para cada relação e co-substrato estudado, assim ajustando os dados de produção específica de metano acumulado ao modelo de função sigmoidal Boltzmann sugerido por Lima (2015), Menezes et al (2017), Florentino (2010). Os dados obtidos com os volumes acumulados da produção específica de metano foram importados para o programa OriginPro 8 e ajustados à função sigmoidal, onde avaliou-se o menor erro no padrão residual para análise de volume acumulado de metano.

Aplicando a regressão não-linear para estes dados, conforme mostra a Figura 28, e segundo observa-se na Tabela 17, os resultados estatísticos da função sigmoidal Boltzmann das amostras mostram que, dentre as relações da primeira fase, a 1:1 obteve a menor soma residual dos quadrados (79,12) Qui-quadrado reduzido (1,413) e o R^2 ajustado (0,999) e apresentou o maior resultado de produção específica de metano, com 420,33 NmLCH₄/gSV.

Tabela 17 - Dados estatísticos da função sigmoidal Boltzmann das relações testadas 1:1; 1:2; 1:3; 1:4 RP5%, RP10% e inóculo.

Amostras	Estatística da produção específica de metano		
	Qui-quadrado reduzido	R^2 ajustado	Soma residual de quadrados
Inóculo	1,751	0,997	98,05
1:1	1,413	0,999	79,12
1:2	33,281	0,998	1863,76
1:3	2,883	0,998	161,45
1:4	1,994	0,997	111,69
RP5%	85,599	0,998	4793,52
RP10%	82,383	0,997	4613,42

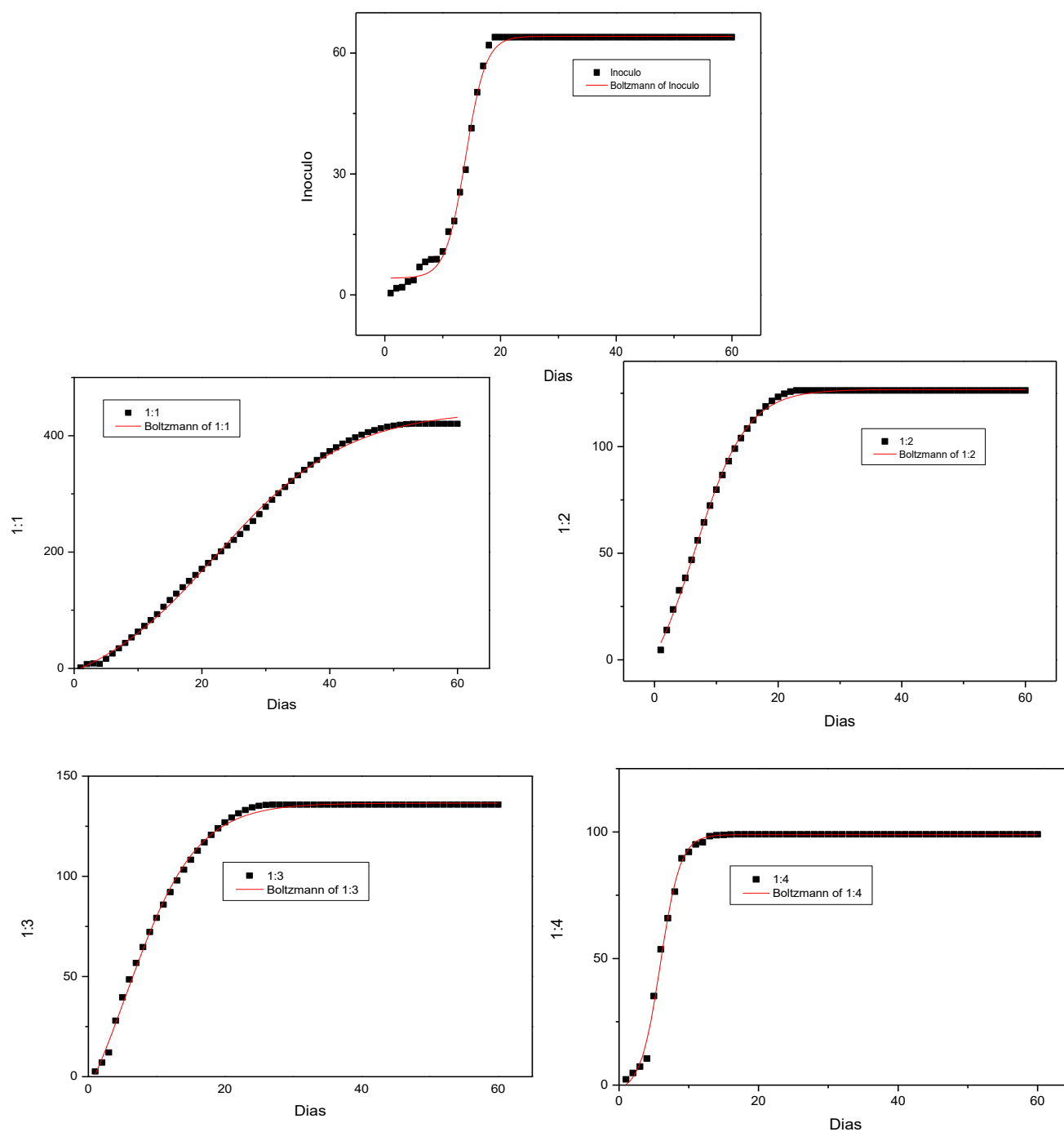
Fonte: Autora (2018)

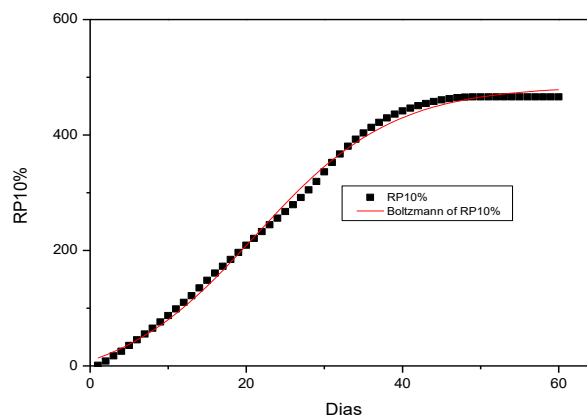
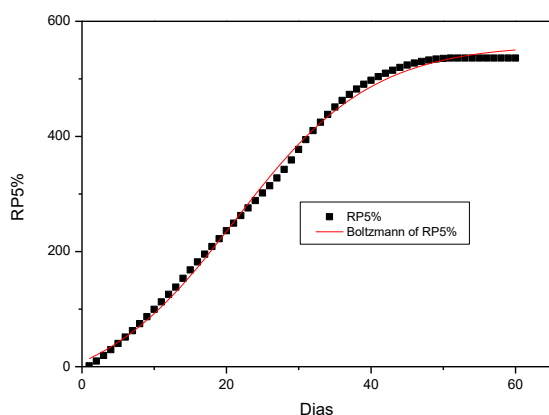
RP5%: Resíduo de poda 5%

RP10%: Resíduo de poda 10%

Na segunda fase com a utilização do co-substrato na relação 1:1, foi detectado que tanto as amostras RP5% e RP10% obtiveram resultados bem próximos, tanto para soma residual Qui-quadrado, R^2 ajustado, com resultados de produção específica de metano de 536,04NmLCH₄/gSV, (52,60% CH₄) e 466,09NmLCH₄/gSV (62,59% CH₄).

Figura 28 - Gráfico da função sigmoial Boltzmann para as relações testadas 1:1; 1:2; 1:3; 1:4, RP5%, RP10% e inóculo.





Fonte Autora (2018)

RP5%: Resíduo de poda 5%

RP10%: Resíduo de poda 10%

A adição de poda na co-digestão anaeróbia, na relação 1:1, aumentou bastante a produção específica de metano em relação à digestão anaeróbia do lodo de tanque séptico, sem interferências na estabilização do processo, o que pode representar a viabilidade da aplicação da inovadora técnica no tratamento dos resíduos alimentares de elevado potencial poluidor com possibilidade de uso energético do metano produzido.

De acordo com Bavutti et al., (2013) os biodigestores de bancada reproduzem modelos que serão implantados em escala piloto, utilizando as mesmas características de produção, e prevendo possíveis adversidades que estejam vinculadas a instalação e aos produtos utilizados na construção, impedindo que as mesmas problemáticas sejam refletidas nos modelos pilotos. No entanto, uma pequena planta de biogás é afetada por uma maior sensibilidade para as questões biológicas, devido à variabilidade de sua dieta alimentar e susceptibilidade a alterações térmicas, se tornando fatores relevantes no decorrer da pesquisa.

5.2 Experimento 02

5.2.1 Inoculação do biodigestor piloto e aclimação da biomassa

O biodigestor foi inoculado com lodo de tanque séptico, na qual essa escolha foi baseada em estudo realizado por Lima (2015), onde foram testados diferentes inóculos em RSO, na qual o de tanque séptico obteve ótimas concentrações de metano e da disponibilidade de pegar esse lodo com a empresa desentupidora limpa fossa.

Após a introdução do inóculo no biodigestor, este foi mantido em repouso por 15 dias, até a primeira carga aplicada ao sistema. Durante a fase de partida, o biodigestor

funcionou em modo batelada, onde a aclimatação da comunidade microbiana ao novo substrato foi feita por um período de aproximadamente 7 dias, com a aplicação de baixas cargas de resíduos alimentares, gerados pelo restaurante universitário do Campus Pici da UFC. A decomposição do substrato orgânico no biodigestor em batelada, é caracterizada por uma fase lenta, que é o período necessário para adaptação e início da multiplicação da massa bacteriana. A Figura 29 apresenta o biodigestor utilizado no sistema.

Figura 29 - Biodigestor utilizado no experimento



Fonte: A autora (2018).

Em torno do dia 50 foi iniciada a alimentação contínua com uma COV variando entre 0,76 e 1,74 kgSV.m⁻³.d⁻¹. A aplicação de cargas orgânicas demasiadamente elevadas ao biodigestor pode acumular ácidos orgânicos no sistema, acarretando a instabilidade do processo (FERREIRA, 2015). Diante disso buscou-se, ao longo do período operacional, manter baixas as COV's, em especial durante o período de alimentação, para que não houvesse nenhuma perturbação ao biodigestor.

5.2.2 Resultados dos parâmetros analisados

✓ pH, alcalinidade, AGV's, temperatura

Entre os desafios no tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos está a estabilidade do pH. Esse resíduo apresenta elevada matéria orgânica e pH baixo, entre 4-5, e durante as primeiras fases da DA ocorre a formação de grande quantidade de ácidos voláteis. O acúmulo desses ácidos no reator age diretamente no poder tamponante do meio, o que acarreta em queda do pH. A Tabela 18 mostra os resultados de pH, alcalinidade e AGV, durante o processo de biodigestão. As coletas foram feitas em dois pontos: ponto 01 (p1), ponto 02 (p2).

Tabela 18 - Resultados dos parâmetros pH, Alcalinidade total e AGV

Estatística descritiva						
Parâmetros		Média	Desvio padrão	Mínimo	Mediana	Máximo
pH	p1	6,96	0,67	5,55	7,36	7,62
	p2	6,94	0,74	5,11	7,35	7,83
AlcT(gL ⁻¹)	p1	15,13	6,99	3,67	15,03	36,42
	p2	16,26	9,08	3,07	15,31	42,88
AGV (gL ⁻¹)	p1	25,74	9,58	9,76	25,25	52,49
	p2	27,87	12,01	12,51	25,78	65,01
Temperatura		29,54	0,49	29,0	30,0	30,0

Fonte: A autora (2018).

P1: ponto 01

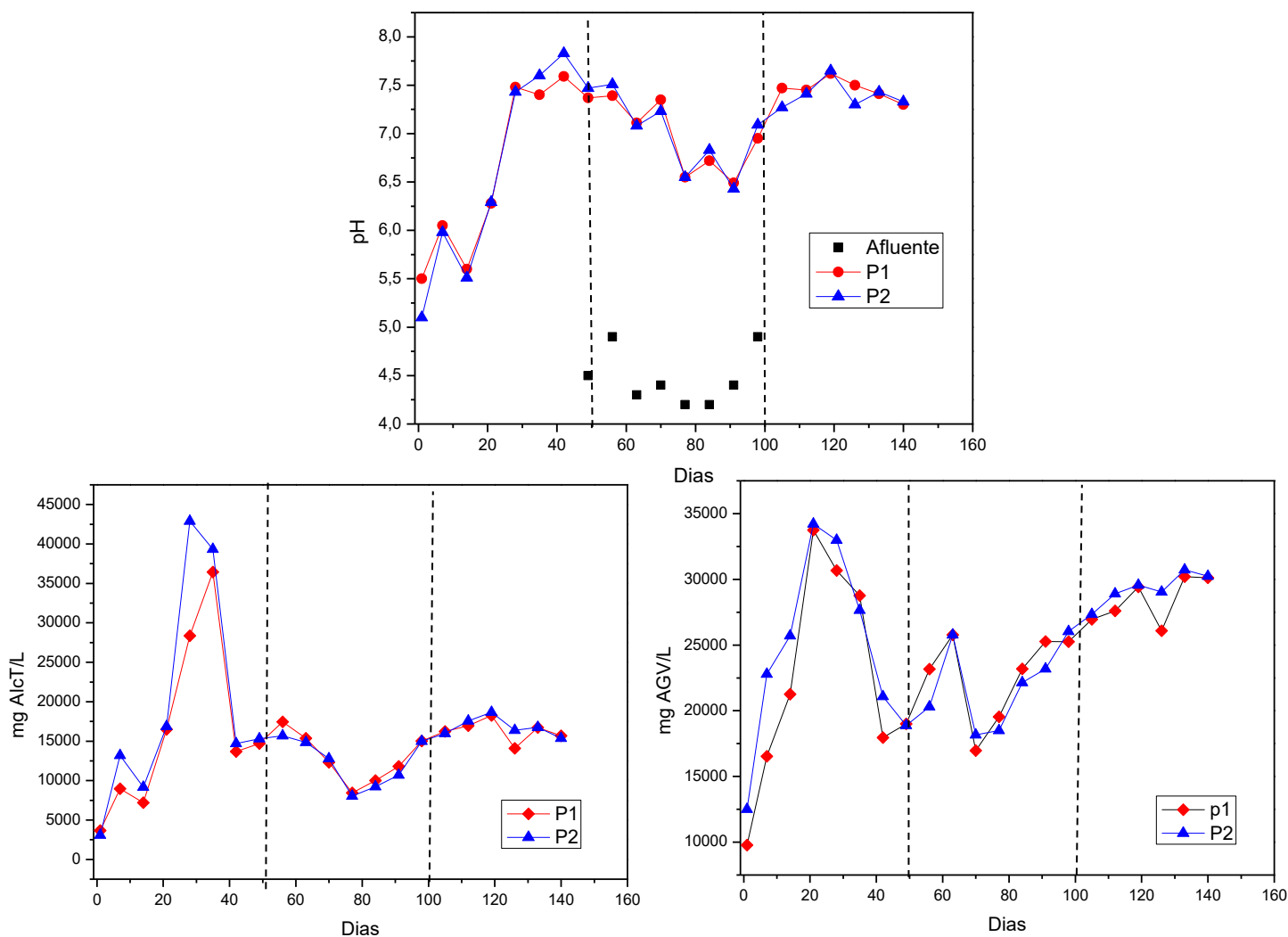
P2: ponto 02

O comportamento do pH, alcalinidade e AGV pode ser conferido na Figura 30. Tendo em vista os problemas de acidez enfrentados, foi necessário a correção do pH com bicarbonato de sódio o mais rápido possível, pois a queda do pH está diretamente relacionada ao aumento da concentração de CO₂ no biogás e inibição das bactérias metanogênicas em pH abaixo de 5. Na partida do biodigestor foram colocados aproximadamente 20kg de bicarbonato de sódio para a correção do pH, e na fase de alimentação foi colocado 0,5kg/dia para a correção do substrato e não ter uma queda tão brusca de pH.

No processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, quando acontece redução da concentração dos ácidos graxos voláteis geralmente se observa acréscimo proporcional do percentual de gás metano no biogás. Silva (2009) ressalta que o acúmulo de

ácidos graxos voláteis leva à baixa produção de biogás, indicando desbalanceamento do processo em relação à produção e consumo de AGVs.

Figura 30 - Resultados para os parâmetros de pH, Alcalinidade e AGV's

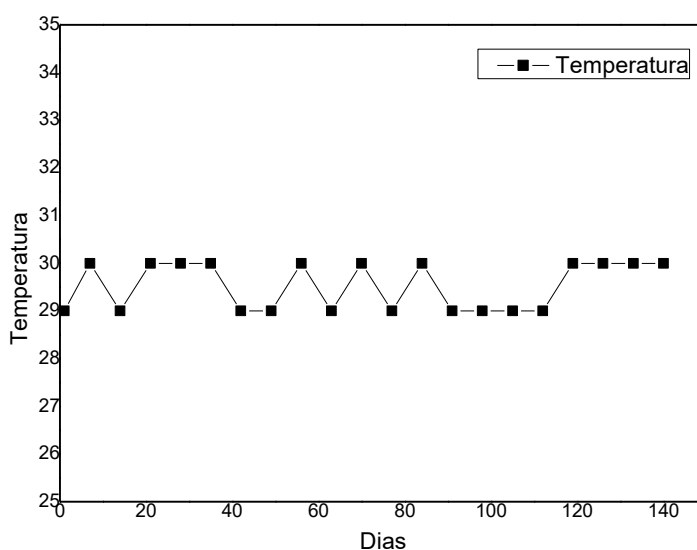


Fonte: A autora (2018).

Apesar do acúmulo de ácidos e íons de H^+ no reator com valores médios de $15,69gL^{-1}$ para alcalinidade e $26,80gL^{-1}$ para AGV, buscou-se manter o pH do biodigestor dentro da faixa reportada como ideal pela literatura, entre 6,8 e 7,5 (CHERNICHARO, 2007), mantendo-se com características alcalinas. Ainda assim, cabe destacar que o acúmulo de ácidos foi mais aumentado quando observada a acidificação do substrato e a necessidade de tamponamento com bicarbonato de sódio.

Com relação à temperatura, foi feito o seu acompanhamento diário, pois é um parâmetro muito importante devido ao crescimento dos micro-organismos na reação, usando um termômetro digital acoplado ao biodigestor, A temperatura não pode ser menor que 29°C nem maior que 45°C, sendo ideal na faixa de 35°C, pois poderá haver morte dos micro-organismos por reação. A Figura 31 mostra os resultados encontrados no biodigestor.

Figura 31 - Resultados para o parâmetro de temperatura



Fonte: A autora (2018).

Os valores encontrados para temperatura apresentaram uma média de 29,54°C, estando dentro do recomendável, porém abaixo do ideal para o crescimento dos microrganismos, que seria na faixa de 35°C.

✓ C%, N% e a Relação C/N

A Tabela 19 apresenta os valores encontrados para C%, N% e a relação C/N. Os valores para C% apresentaram um média de 29,35%, atingindo-se valores próximos à faixa de 15 a 30 para atividade da biomassa anaeróbia (MSHANDETE *et al.*, 2004; SILVESTRE, FERNÁNDEZ e BONMATÍ, 2015). Quanto aos valores de N% foi encontrada uma média de 0,66%, estando abaixo do recomendado, que seria 1%.

Tabela 19- Resultados dos parâmetros C%, N% e C/N

Estatística descritiva						
Parâmetros		Média	Desvio padrão	Mínimo	Mediana	Máximo
C%	p1	29,53	6,08	19,84	29,03	41,37
	p2	29,18	5,45	22,94	27,25	41,1
N%	p1	0,66	0,12	0,38	0,65	0,9
	p2	0,68	0,19	0,245	0,68	1,13
Relação C/N	p1	53,5	9,65	38,54	53,28	76,04
	p2	50,09	12,73	29,17	48,22	75,01

Fonte: A autora (2018).

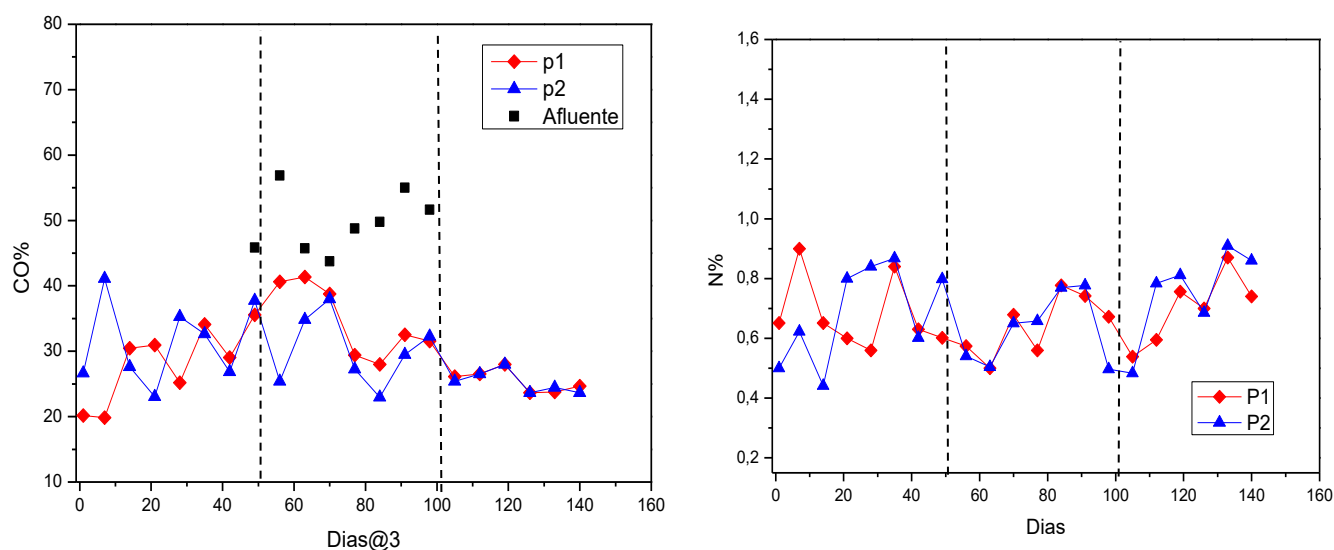
P1: ponto 01

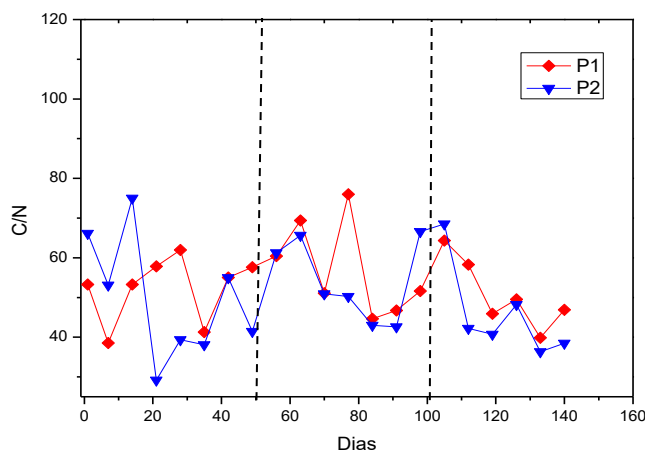
P2: ponto 02

A maioria da literatura recomenda uma relação C/N operacional em um intervalo de 20/1 a 30/1 com uma razão ótima de 25/1 para anaeróbico crescimento bacteriano em um sistema DA (Figura 32). O biodigestor apresentou relação C/N 51,79 (média dos pontos p1 e p2), devido à baixa concentração de nitrogênio presente na amostra, fazendo com que a relação C/N fique imprópria, podendo resultar em elevadas concentrações de AGV ou liberação de amônia, podendo diminuir a atividade metanogênica.

Durante a fase de alimentação foram encontrados valores de C% com média de 49,39%, tendo uma boa remoção de matéria orgânica, com valores de 40,67% de remoção nas concentrações de carbono.

Figura 32 - Resultados para C%, N% C/N.





Fonte: A autora (2018)

✓ ST, STV, DQO e SV%

A Tabela 20 apresenta os resultados encontrados em relação aos parâmetros de ST e STV, DQO, SV% observando-se que houve uma transformação de massa de sólidos totais e voláteis, que se deve a materiais de fácil biodegradação, tais como proteínas, açúcares, lipídios, amido etc. O teor de ST do afluente foi, em média, de $74,19\text{gL}^{-1}$, enquanto que no efluente foi, em média, de $37,45\text{gL}^{-1}$, atingindo uma eficiência média de remoção de 49,52%.

Com relação ao teor de STV do afluente foi em média de $61,25\text{gL}^{-1}$ enquanto que no efluente foi em média de $17,09\text{gL}^{-1}$ atingindo uma eficiência média de remoção de 72,09%, indicando uma satisfatória eficiência de remoção de sólidos totais e voláteis no interior do reator, podendo proporcionar, conseqüentemente, uma taxa satisfatória de produção de biogás e de gás metano.

Tabela 20 - Resultados dos parâmetros ST, STV, DQO e SV%

Estatística descritiva						
Parâmetros		Média	Desvio padrão	Mínimo	Mediana	Máximo
ST (gL^{-1})	p1	37,37	6,51	21,27	39,5	45,01
	p2	37,66	3,99	29,92	38,38	42,54
STV (gL^{-1})	p1	16,54	5,58	4,91	18,04	23,03
	p2	17,65	4,08	11,02	17,93	27,81
DQO (gL^{-1})	p1	11,68	1,2	9,99	11,66	14,49
	p2	11,75	1,22	9,8	11,23	14,49
SV (%)	p1	46,09	7,34	27,27	49,15	55,01
	p2	48,27	8,79	33,94	48,25	65,39

Fonte: A autora (2018)

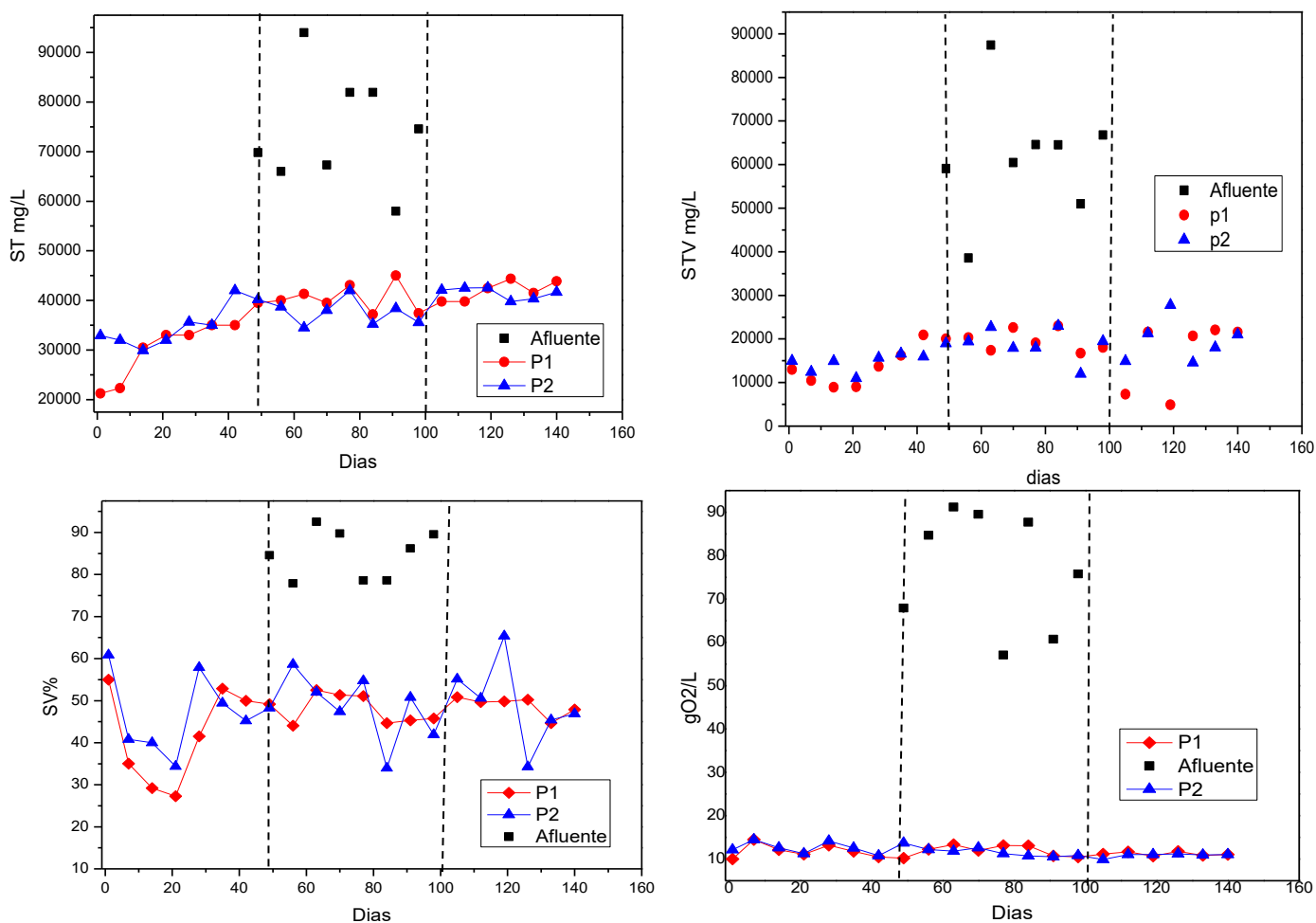
P1: ponto 01

P2: ponto 02

A concentração de DQO no substrato afluente apresentou média de $76,82\text{gO}_2\text{L}^{-1}$, e no efluente apresentou uma média de $11,71\text{gO}_2\text{L}^{-1}$, atingindo-se eficiência máxima de remoção de 84,75%.

A Figura 33 mostra os resultados desses parâmetros no decorrer do experimento. Felizola (2006), tratando resíduos sólidos orgânicos, e Shahriari *et al* (2012), por meio da recirculação da fração líquida, enquanto Silva (2009), tratando resíduos de alimentos, relatam que após suplementação de alcalinidade no biodigestor anaeróbio, a eficiência de remoção de DQO alcançou um patamar entre 54,1 e 77 %. Bouallagui *et al.* (2003), tratando resíduos sólidos vegetais em um biodigestor tubular, com TDH de 20 dias, obtiveram eficiência de remoção de sólidos totais voláteis de 75% com produção de biogás com 65% de metano.

Figura 33 - Resultados para os parâmetros de ST, STV, DQO, SV%



Fonte: A autora (2018).

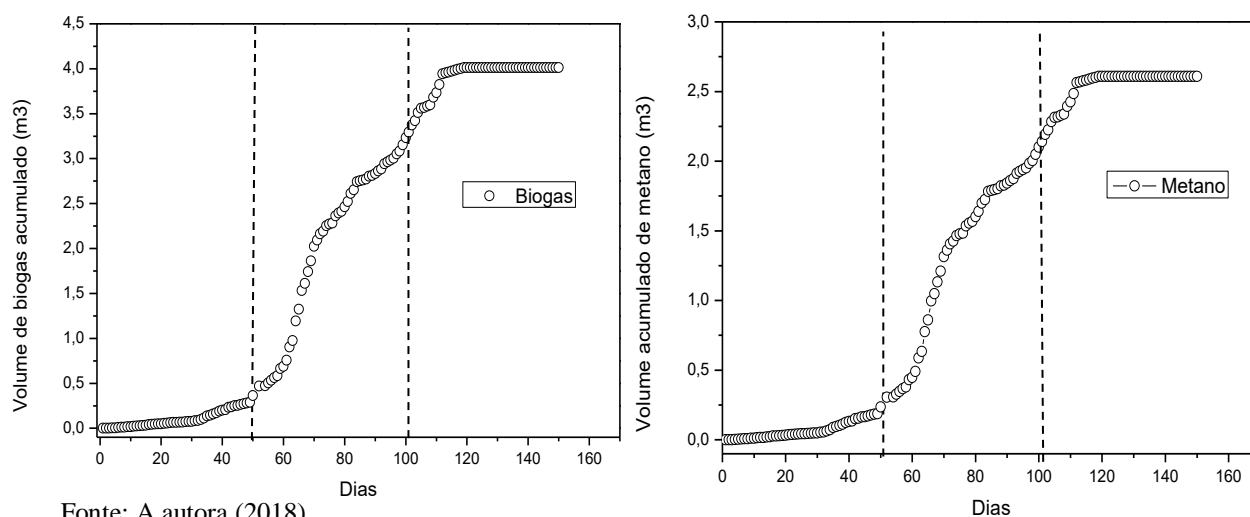
Por meio dos dados apresentados, entende-se que as eficiências de remoção da DQO e STV no sistema atingiram valores bons, acima dos 70%, demonstrando ser o biodigestor uma excelente opção no tratamento dos resíduos orgânicos pela digestão anaeróbia.

5.2.3 Produção acumulada de biogás e metano

As análises realizadas mostraram que, no início do experimento, desde a partida do biodigestor até o dia 50, foi produzido pouco biogás, totalizando um volume acumulado de $0,3\text{m}^3/\text{biogás}$ e $0,2\text{m}^3/\text{CH}_4$ com concentração de média de 65% CH_4 .

Após a alimentação continua, os valores cresceram gradativamente chegando a valores médios de produção acumulada de biogás e metano, de $3,7\text{ m}^3$ e $2,2\text{ m}^3$, respectivamente, durante os 100 dias, chegando à fase de estabilização, onde parou a produção com uma geração de $4,013\text{ m}^3$ de biogás e $2,56\text{ m}^3$ de metano, como mostra a Figura 34.

Figura 34 - Resultados do volume acumulado de biogás e CH_4



Fonte: A autora (2018).

Foi verificada também no sistema uma alta concentração de sulfeto, com média de 3372ppm. No entanto só que após o gás passar pelo sistema de lavagem com hidróxido de

sódio 10%, houve uma remoção de 87,12%, ficando em torno de uma média de 432ppm de sulfeto.

Ferreira (2015) apresentou um rendimento de produção de metano da ordem de $400 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{tSV}^{-1}$ (em condições normais de temperatura e pressão – CNTP). O autor ainda destaca a alternativa como promissora para o tratamento dos resíduos alimentares gerados no Campus universitário da UFMG. Paudel et al. (2017) estudaram o sistema de digestão anaeróbica com agitação contínua e temperatura mesofílicas (37°C), na qual determinaram um TRH ótimo de 8h e 20dias em estágio acidogênico e estágio metanogênico para produção máxima de hidrogênio e metano, em ótimos termos de produção de metano e remoção orgânica.

Com relação ao rendimento de metano, foram aplicadas COV de aproximadamente 1 e $2\text{kgSV}/\text{m}^3.\text{dia}$, e foi observado um rendimento de metano de $150\text{m}^3\text{CH}_4/\text{tSV}$ e de $245\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{tSV}$, respectivamente, sendo que a COV de 2 apresentou um rendimento maior. A Tabela 21 mostra os resultados encontrados na literatura, de acordo com COV aplicada.

Tabela 21 - Rendimento de CH_4 encontrado na literatura

Referência	Rendimento CH_4 ($\text{m}^3\text{CH}_4.\text{tSV}^{-1}$)	Concentração CH_4 (%)	COV ($\text{kgSV}.\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	Eficiência CV (%)	TDH (d)	pH
Ferreira (2015)	234 - 496*	59	1,0 - 3,0	70 - 85	30	7,6
Zhang et al. (2007)	425 - 445	73	2,5	80	28	7,6
Zhu et al. (2010)	170 - 190	40 - 50	3 - 9	53 - 56	30	
Banks et al. (2011)	402	62		-	80	8,1
Zhang et al. (2011)	396	52	4,0	75	20	7,4
Nagao et al. (2012)	455	60	4 - 10	92	16	
Lin et al. (2011)	490				30	
Zhang et al. (2012)	352 - 450	48 - 32	2 - 6		20 - 30	7,5
Kastner et al. (2012)	154 - 509		1 - 20		40	
Browne et al. (2013)	467 - 529				30	
Li et al. (2013)	541		3		30	
A autora (2018)	150 - 245	65%	1,0 - 2,0	72%	30	6,96

Fonte: A autora (2018).

Os resultados de rendimento de CH_4 encontrados no experimento 2 estão dentro do padrão de alguns autores, porém abaixo da maioria encontrada na literatura. Este baixo rendimento pode ter sido ocasionado pela baixa COV utilizada no biodigestor, pela baixa temperatura usada no sistema, que foi aproximadamente 29°C ou pelo o acúmulo de ácidos orgânicos, inibindo a produção e crescimento das bactérias metanogênicas.

Na Figura 35 pode ser visualizada a cor azul da chama do biogás proveniente do biodigestor do experimento 2. A cor azulada denota a presença de metano em quantidade suficiente para emissão de chama.

Figura 35 - Chama observada durante queima do biogás gerado armazenado no bag



Fonte: A autora (2018).

5.2.4 Avaliação microbiológica

Os resultados das contagens de bactérias funcionais utilizando meios de cultura seletivos e condições de tempo e temperatura adaptados estão na Tabela 22. Pode-se verificar que as bactérias acidogênicas foram mais abundantes nas três fases, o que pode ter sido ocasionado pela alta concentração de ácidos no biodigestor.

As bactérias heterotróficas cultiváveis (BHC) também apresentam-se em grandes quantidades na qual esse grupo bacteriano comporta uma série de subgrupos que desempenham importante papel na conversão da matéria orgânica em moléculas menores com quebra das cadeias protéicas em peptídeos e aminoácidos, mono e polissacarídeos; gorduras e fosfolípidios em ácidos graxos pela ação de enzimas extracelulares como proteases (bactérias proteolíticas), amilases (bactérias amilolíticas) e lipases (bactérias lipolíticas). Entre essas bactérias tem-se grupos aeróbios restritos e facultativos e anaeróbios.

Tabela 22 - Quantificação de bactérias no biorreator

Grupos Bacterianos	Unidades	População Microbiana			
		Fase I	Fase II	Fase II	Fase III
BHC (Aeróbicas)	UFC/mL	$1,12 \times 10^5$	$3,15 \times 10^7$	$1,70 \times 10^6$	$1,11 \times 10^7$
BHC (Anaeróbicas) *		$2,85 \times 10^5$	$2,56 \times 10^7$	$1,30 \times 10^7$	$1,72 \times 10^6$
Bact. Proteolíticas		$5,74 \times 10^5$	$5,20 \times 10^6$	$5,00 \times 10^4$	$1,94 \times 10^6$
Bact. Lipolíticas		$4,65 \times 10^4$	$6,85 \times 10^6$	$4,20 \times 10^4$	$2,31 \times 10^6$
Bact. Sulfato Redutora (Aeróbicas)		$2,09 \times 10^5$	$1,57 \times 10^7$	$6,05 \times 10^4$	$5,32 \times 10^6$
Bact. Sulfato Redutora (Anaeróbicas) *		$1,02 \times 10^5$	-	$5,20 \times 10^4$	< 250 (INC)
Bact. Acidogênicas		$3,10 \times 10^{10}$	$5,70 \times 10^{10}$	$4,17 \times 10^{10}$	$3,19 \times 10^{11}$
Fungos		-	$2,40 \times 10^2$	$3,10 \times 10^4$	$1,56 \times 10^4$

est.= valor estimado; -, = sem crescimento; INC= incontável; BHC= bactérias heterotróficas cultiváveis.

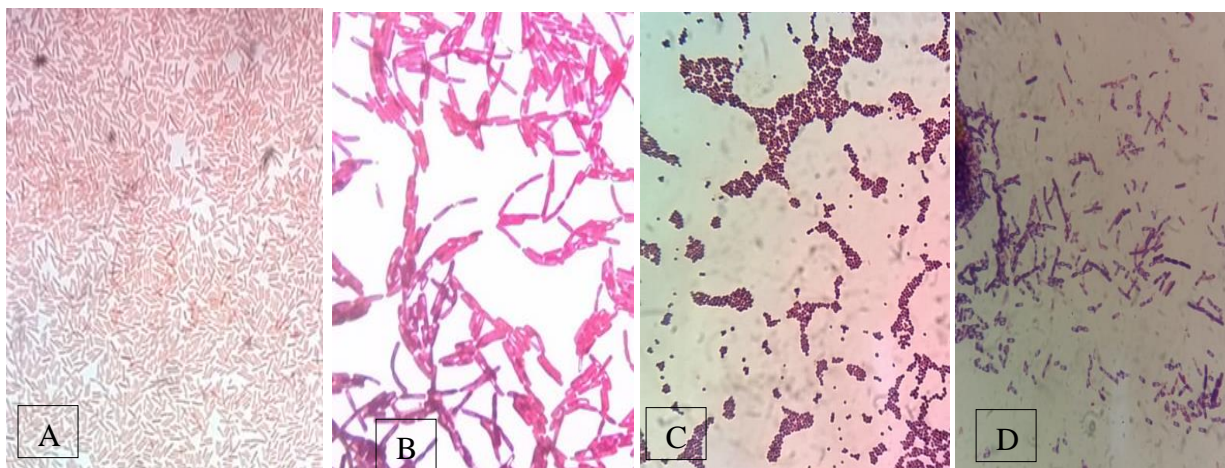
Fonte: A autora (2018)

Uma das principais exigências no estudo da microbiologia é saber qual é o componente-chave da comunidade microbiana no processo de alta eficiência ou falha de digestores anaeróbios. Além disso, a relação qualitativa e quantitativa entre a estrutura da comunidade microbiana e a função do processo DA precisa ser estudada e esclarecida.

De acordo com Weber (2008), vários parâmetros são utilizados para a identificação de arqueas metanogênicas, entre eles morfologia, movimento micro-organismos, microscopia eletrônica, morfologia de colônias, nutrição, taxa de crescimento, condições de crescimento, metabolismo, coloração de Gram, entre outras. A produção de CH₄ pode ser considerada como um marcador taxonômico para a identificação de arqueas, uma vez que a bioquímica da formação do metano é encontrada apenas nas arqueas metanogênicas.

Na Figura 36 podem ser visualizados os exames de microscopia do efluente do biorreator, tendo sido encontrados morfotipos de A: bastonetes curtos gram- ; B: bastonetes longos gram-; C: cocos gram +; D: bastonetes gram + esporulando. . Vale salientar que não foi possível fazer a biologia molecular das espécies devido a um problema técnico no equipamento, não sendo possível a identificação das arqueas metanogênicas.

Figura 36 - Análise de microscopia do efluente do biodigestor



Fonte: A autora (2018).

5.2.5 Problemas operacionais

No decorrer da pesquisa, ocorreram diversos problemas operacionais. Primeiramente teve-se problema com a bomba utilizada no processo de alimentação e recirculação, pois foi utilizada uma bomba simples, para água, porém não se obteve sucesso, pois constantemente entupia, devido não ser apropriada para o processo.

Depois, foram encontradas também dificuldades na lavagem do gás com hidróxido de sódio, pois, por diversas vezes, devido a vazão do gás contínua, ocorria a precipitação de cristais de sais de sódio, provando o entupimento na tubulação de saída do gás, fazendo com que a pressão subisse e derramasse o efluente através do cano de alimentação.

Também, devido às quedas bruscas de pH, e à correção com bicarbonato de sódio, teve-se um acúmulo de ácidos orgânicos no sistema, que pode ter inibido uma produção maior no rendimento do metano. Outro item foi com relação à temperatura, pois como não houve um sistema de aquecimento, a temperatura não chegou ao recomendado, que seria 35°C.

6 CONCLUSÃO

A biodigestão anaeróbia dos resíduos orgânicos alimentares com a utilização do inóculo de lodo de tanque séptico é bastante promissora, pois a digestão anaeróbia produz biogás com boa concentração de metano, sendo uma opção sustentável para geração de energia e para reduzir os impactos causados pelos efeitos da mudança climática, pois, ao invés dos resíduos estarem expostos a céu aberto gerando gases do efeito estufa, estão armazenados no biodigestor gerando gases para posteriormente serem utilizados como energia sustentável.

As caracterizações gravimétricas dos resíduos alimentares, químicas dos substratos (resíduos sólidos orgânicos e poda), inóculo (lodo de tanque séptico) e os testes BMP se mostraram importantes ferramentas experimentais para avaliação qualitativa dos substratos com utilização da poda na co-digestão, apresentando um excelente indicativo da produção de biogás, metano e específica de metano, pois permitiram revelar qual melhor relação I/S e dados de acréscimo de metano com adição de poda.

Os resultados satisfatórios foram principalmente a relação 1:1, onde se obteve valores maiores de produção específica de metano, 420,33 NmLCH₄/gSV, constatados após a aplicação da regressão não linear da função sigmoideal Boltzmann. Na segunda fase utilizou-se o co-substrato de poda na concentração de 5% e 10% da relação 1:1 e obtiveram-se valores de metano 536,04 NmLCH₄/gSV para RP5% e 466,09NmLCH₄/gSV para RP10%.

Em relação ao rendimento de metano, para o biodigestor piloto, foram aplicadas COV de aproximadamente 1 e 2kgSV/m³.dia, e foi observado um rendimento de metano de 150m³CH₄/tSV e de 245m³ CH₄/tSV, respectivamente. Os processos anaeróbios configuram como uma alternativa promissora, em virtude das altas taxas de produção de biogás, pois estes têm sido amplamente utilizados para o tratamento de resíduos sólidos

Conclui-se que os resíduos alimentares podem ser utilizados no processo de digestão anaeróbia, caracterizando-se como uma ferramenta fundamental para a gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU), reduzindo o volume de resíduos sólidos destinados para os aterros ou lixões a céu aberto. O biogás produzido, depois de purificado, pode ser utilizado para produção de energia para veículos em circulação, aplicações de aquecimento e produção de eletricidade, o que pode resultar em grande economia no consumo de combustíveis fósseis.

7 RECOMENDAÇÕES

- Utilizar outras relações I/S, ex: 2/1, para ver se resulta em um aumento significativo na produção de metano.
- Utilizar uma bomba apropriada para a alimentação dos resíduos, ex: bomba de deslocamento positivo, bomba para lodo.
- Na lavagem do gás, testar outros tipos para a sua purificação, como por ex: zeolitas, carvão ativado, microalgas.
- Manter o biodigestor aquecido, com temperatura aproximadamente de 35°C, para que não ocorra a inibição das bactérias metanogênicas.
- Correlação entre parâmetros que influenciam a DA com o metabolismo e comunidade microbiana.
- Estudos para o aproveitamento dos resíduos digeridos, após a biodigestão para ser usado na compostagem como adubo orgânico.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE BIOGÁS E BIOMETANO. Disponível em: www.abiogas.org.br Acesso em: 20 de mar 2017.

ABBASSI-GUENDOUZ, A. et al. Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. **Biosource Technology**, v. 111, p.55-61, maio 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no brasil** Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em: 20 de mar 2017.

ALCÂNTARA, P.B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil, 2007.

ALCANTARA, A. J. de O; PIERANGELI, M. A. P. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT. **Gestão e Educação Ambiental: água, biodiversidade e cultura.**, 2010.

ALMEIDA, R. N. et. al. A problemática dos resíduos sólidos urbanos. **Interfaces Científicas-Saúde e Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 25-36, 2013.

ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, 2008

ALVES, I. R. F. S. **Avaliação da Co-digestão na Produção de Biogás**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

ANGELIDAKI, I; ALVES, D; BOZONELLA, L; BORZACONNI, L; CAMPOS, L; GUWI, A; KALYUZHNYL, S; JENICEK, P; VAN LIER, J. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water science and technology**. v. 59, 2009.

ANDRADE, R. M.; FERREIRA, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil frente às questões da globalização. **Rede: Revista eletrônica do prodema**, v. 6, p. 7-22, 2011.

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

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

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 20a ed. Washington, D. C.: **American public health association**, 2005.

ATHANASOULIA, E; MELIDIS, P; AIVASIDIS, A. Co-digestion of sewage sludge and crude glycerol from biodiesel production. **Renewable Energy**, v. 62, p. 73–78, fev. 2014.

BAVUTTI, M; GUIDETTIA, L; ALLESINAB, G; LIBBRAB, A; MUSCIOB, A; PEDRAZZIB, S. **Thermal stabilization of digesters of biogas plants by means of optimization of the surface radiative properties of the gasometer domes**. 68th Conference of the Italian Thermal Machines Engineering Association, ATI2013. Energy Procedia, 2013.

BOE, K. et al. State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. **Water Research**, v. 44, n. 20, p.5973-5980, dez. 2010.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos>. Acesso em: 20 mar 2017.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbano - 2013**. Brasília: MCIDADES/SNSA, p.135, 2015.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2015/11/energia-renovavel-representa-mais-de-42-da-matriz-energetica-brasileira>. Acesso em: 20 mar 2017.

BOUALLAGUI, H; LAHDHEB, H; BEN, R. E; RACHDI, B; HAMDI, M. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 90, n. 5, p. 1844–1849, 2009.

BLEY JUNIOR, C; LIBÂNIO, J. C; GALINKIN, M; OLIVEIRA, M. M. **Agroenergia da biomassa residual: perspectivas energéticas, socioeconômicas e ambientais**. Foz do Iguaçu/Brasília: Technopolitik Editora, 2009.

CABBAI, V. et al. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic co-digestion with sewage sludge. **Waste management**. v. 33, n. 7, p. 1626–32, jul. 2013.

CAMPUZANO, R; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. **Waste Management**, v. 54, p.3-12, ago. 2016

CAPSON-TOJO, G. et al. Valorização dos resíduos alimentares através de processos anaeróbicos: uma revisão **Revista Environmental Science. Biotechnology**, v. 15, p. 499 – 547, 2016.

CARNEIRO, P. **Remoção de btex em biorreatores anaeróbios sob condições metanogênicas, desnitrificantes e sulfetogênicas**. Universidade Federal do Ceará Dissertação de mestrado.129 p, 2012.

CASTANÓN, N. J. **Biogás, originado a partir dos rejeitos rurais**. São Paulo, 2002.

CECCHI, F; TRAVERSO, PG; PERIN, G; VALLINI, G. Comparison of co-digestion performance of two differently collected organic fractions of municipal solid wastes with sewage sludges. **Environ Technol Lett** v. 9, p. 91–400, 1988.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Radiografando a Coleta Seletiva**. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclossoft/id/8/>>. Acesso em: 27 jun. 2016.

CHEN, Y, CHENG, J.J, CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, v. 99, p.4044–4064, 2008.

CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 2, p. 152 – 161. 2005.

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

CHIU, S. L. H; LO, I. M. C. Reviewing the anaerobic digestion and co-digestion process of food waste from the perspectives on biogas production performance and environmental impacts. **Environmental Science Pollution**, p. 1-16, 2016.

CUETOS, M. J; GOMEZ, X; OTERO, M; MORAN, A. Anaerobic digestion of solids laughter house waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochemisty Engineering**. J. v.40, p.99-106. 2008.

DE BAERE, L; MATTHEEUWS, B. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste in Europe. **BioCycle**, v. 51, n. 2, p. 24-26, 2010.

DEN BOER, E; DEN BOER. J; BERGER, J; JAGER, J. **Waste management planning and optimization: handbook of municipal waste prognosis and sustainability assessment of waste management systems**. Stuttgart: Ibidem-Verlart. 306 p. 2005.

DHAR, H, KUMAR, P, KUMAR S, MUKHERJEE, S., VAIDYA, A. Effect of organic loading rate during anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v.216 p. 56–61, 2016.

DIAS, G. F. **Educação Ambiental: Princípios e Práticas**. 6. ed. Revisada e Ampliada. Editora Gaia, São Paulo, 2000.

DOWNES, M. P; ITO, K. **Compendium of methods for the microbiological examination of foods**. 4th ed., Washington: Ed. APHA, p. 676, 2001.

D. LI, XB HUANG, QJ WANG, YX YUAN, ZY YAN, ZD LI, et al. Cinética de produção de metano e hidrólise na digestão anaeróbia de milho. **Energy**, v. 102, p. 1-9, 2016.

ESPOSITO, G; FRUNZO L; GIORDANO, A; LIOTTA, F; PANICO, A. Anaerobic co-digestion of organic wastes. Reviews In **Environmental Science And Bio/technology**, v. 11, n. 4, p.325-341, 5 abr. 2012.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. "**Plano Decenal de Expansão de Energia 2008-2017.**" 2009.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA. **Food losses and waste in the Latin America and the Caribbean. Food and Agriculture Organization for the United Nations, Rome.** Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i3942e.pdf/>, 2014.

FACCHIN, V; CAVINATO, C; FATONE, F; PAVAN, P; CECCHI, F; BOLZONELLA, D; Effect of trace element supplementation on the mesophilic anaerobic digestion of food waste in batch trials: the influence of inoculum origin. **Biochemical Engineering Journal**, v. 2 2012.

FELIZOLA, C.S; LEITE, V.D; PRASAD, S. Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica**, v.27, n.1, p.53–62, 2006.

FERREIRA, Bernardo Ornelas. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás.** Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

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

FLORENTINO, H.O et al. Funções sigmoidais aplicadas na determinação da atividade metanogênica específica – AME. **Revista Brasileira Biomassa**, São Paulo, v.28, n.1, p.141-150, 2010.

FONOLL, X. et al. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruit wastes : Evaluation of the transitory states when the co-substrate is changed. **Chemical Engineering Journal**. v. 262, p. 1268–1274, 2015.

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

GAO, X; LIU, X; WANG, W. Biodegradation of particulate organics and its enhancement during anaerobic co-digestion of municipal biowaste and waste activated sludge. **Renewable Energy**, v.96, p.1086–1092, 2016.

GE, Xumeng et al. Solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Recent progress and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 205, p.239-249, abr. 2016.

GONÇALVES, Manuel Souteiro. **Gestão de resíduos orgânicos**. Editora SPI – Sociedade Portuguesa de Inovação Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação, S.A. Porto, 1.^a edição, 2005.

GONÇALVES, Imanuel Rodrigues. **Estudo da produção de biogás a partir de resíduos alimentares**. Dissertação de Mestrado, 2014.

GIULIANO, A. et al. Co-digestion of livestock effluents, energy crops and agro-waste: Feeding and process optimization in mesophilic and thermophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 128, p.612-618, jan. 2013.

GUERI, Matheus Vitor Diniz et al. DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES UTILIZANDO ENSAIOS BMP. **Biofix Scientific Journal**. Cascavel, p. 08-16. 01 mar. 2018.

HAGOS, K. et al. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p.1485-1496, set. 2017.

HAIDER, Muhammad Rizwan et al. Effect of mixing ratio of food waste and rice husk co-digestion and substrate to inoculum ratio on biogas production. **Bioresource Technology**, v. 190, p.451-457, ago. 2015.

HAMILTON, D. W. **Anaerobic digestion of animal manures: methane production potential of wastes materials**. Oklahoma State University: Division of Agricultural Sciences and Natural Resources: BAE-1762, 2012.

HANSEN, T. L.; SCHMIDT, J. E; ANGELIDAKI, I; MARCA, E; JANSEN, J. C.; MOSBAEK, H.; CHRISTENSEN, T.H. Method for Determination of Methane Potentials of Solid Organic Waste. **Waste Management**. v.24. p.393-400. 2004.

HARRIES C. R; CROSS C. J; SMITH R. Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples. **In: Proceedings Sardinia. Eighth International Waste Management and Landfill Symposium**. Cagliari: CISA, v. 1, p. 579-588, 2001.

HARTMANN, I; ANGELIDAKI, B; AHRING, K. **Co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with other waste types**. J. Mata-Alvarez (Ed.), Biomethanisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, IWA Publishing Company, Amsterdam 2003.

IACOVIDOU, E; OHANDJA, DG; VOULVOULIS, N. Food waste co-digestion with sewage sludge-realising its potential in the UK. **Journal environmental management**. vol. 112, pag. 267-274, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

JENSEN, P. D. *et al.* ScienceDirect Anaerobic codigestion of sewage sludge and glycerol, focusing on process kinetics, microbial dynamics and sludge dewaterability. **Water research**, v. 7, n. 60, 2014.

JOKELA, J; RINTALA, J. A distributed model of solid waste anaerobic digestion: sensitivity analysis. **Water Science Technology** v. 48, p. 147-154, 2003.

KIM, H.-W; HAN, S.-K; SHIN, H.-S. The optimisation of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge. **Waste Management Research** v. 21, p. 515-526, 2003.

KIM, Mi-hyung; KIM, Jung-wk. Comparison through a LCA evaluation analysis of food waste disposal options from the perspective of global warming and resource recovery. **Science of the total Environment**, v. 408, n. 19, p.3998-4006, 1 set. 2010.

KIM, H.-W; HAN, S.-K; SHIN, H.-S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste using temperature-phased anaerobic digestion process. **Water science and technology**, v. 50, n. 9, p. 107-114, 2004.

KUN WANG, J. Y; DONGSHENG SHEN, N. L. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: effect of pH. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 161, p. 395-401, 2014.

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

KHALID, A; ARSHAD, M; ANJUM, M; MAHMOOD, T; AND DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management** v.31, p.1737-1744. 2011.

KIM JK, OH BR; CHUN YN, KIM SW. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. **Journal Bioscience Bioengineering**, v. 102, n.8, p. 328-332, 2006.

KUCZMAN, O. et al. Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. **Engenharia Agrícola**., Jaboticabal, v. 31, n. 1, fev. 2011.

KUNZ, A. **Tratamento de dejetos: desafio da suinocultura tecnificada**. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA, 2005. 4 p. Disponível em: Acesso em: 24 jul. 2011.

LEITE, V.D; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD. S.; Silva, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13. p.190. 2009.

LEITE, V.D; LOPES, W.S; BELLI FILHO, P; PINTO, R.O; CASTILHO JR, A.B; SOARES, H.M; LIBÂNIO, P.A.C. **Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos**. In: CASSINI,

S.T. (Coord.). Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rio de Janeiro: PROSAB, p.96-119, 2003.

LEVÉN, L; NYBERG K; SCHNÜRER, A. Conversion of phenols during anaerobic digestion of organic solid waste review of important microorganisms and impact of temperature. **Journal of Environmental Management**. v.95, p.99 -103. 2012.

LI, G. Evaluating Methane Production from Anaerobic Mono- and Co- digestion of Kitchen Waste, Corn Stover, and Chicken Manure. **Applied Biochemistry and Biotechnology**. v 171. n 1, p. 117-127 2013.

LI, Yebo; PARK, Stephen Y; ZHU, Jiying. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p.821-826, jan. 2011.

LI, L., et al. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. **Bioresource. Technology**, n.8, v,5, p.327-345, 2017.

LIMA, D. L. **Gestão de Resíduos Sólidos**. ABES, p. 267, 2001.

LIMA, J. D. **Gestão de resíduos sólidos no Brasil**. João Pessoa: Resol – Engenharia Ltda, 266p, 2002.

LIMA, N. C. **Análise de tipos e concentrações de inóculos para potencializar a geração de biogás na digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares do bairro planalto pici, fortaleza – CE**. Universidade Federal do Ceará Dissertação de mestrado.140 p, 2015.

LIN, J. et al. Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. **Journal of Environmental Science**, v. 23, n. 8, p. 1403-1408, 2011.

LINDMARK, J. **Wet Fermentation Biogas Process: Limitations and possibilities for efficiency improvements**. School of Sustainable Development of Society and Technology, Mälardalen University, Suécia, 2010.

LIU, Chuanyang et al. Improve biogas production from low-organic-content sludge through high-solids anaerobic co-digestion with food waste. **Bioresource Technology**, v. 219, p.252-260, nov. 2016.

LIU, X. et al. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste and waste activated sludge in China: Effect of organic loading rate. **Waste Management**, v. 32, n. 11, p. 2056-2060, 2012.

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

LV, Z. et al. Stable isotope composition of biogas allows early warning of complete process failure as a result of ammonia inhibition in anaerobic digesters. **Bioresource Technology**, v. 167, p.251-259, set. 2014.

MACIEL, F. J; JUCÁ, J. F. T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in Brazil. **Waste Management**, v. 31, n. 5, p. 966-977, 2011.

MACHADO, M. F. de S. **A situação brasileira dos biossólidos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil. Campinas, 2001.

MAHDY, A.; MENDEZ, L.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Algal culture integration in conventional wastewater treatment plants: Anaerobic digestion comparison of primary and secondary sludge with microalgae biomass. **Bioresource Technology**, v. 184, p.236–244, 2015.

MALINOWSKY, Carina. **Tratamento dos resíduos sólidos orgânicos da UFSC através de biodigestor anaeróbio**, 121 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Eng. Sanitária e Ambiental, CTC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

MARSHALL, E. R.; FARAHBAKHS, K. Systems Approaches to Integrated Solid Waste Management in Developing Countries. **Waste Management**, v. 33, p. 988-1003, 2013.

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

MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes**. IWA Publishing. 2003.

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

MATA-ALVAREZ, J; CECCHI, F; TILCHE, A. “Anaerobic digestion of solid waste II.” **Water Science and Technology**. v.41 p.7-24, 2000.

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

MARTÍN-GONZÁLEZ, L; FONT, X; VICENT, T. Alkalinity ratios to identify process imbalances in anaerobic digesters treating source-sorted organic fraction of municipal wastes. **Biochemical Engineering Journal**, v. 76, p.1-5, jul. 2013.

MATHERI, A.N. et al. Optimising biogas production from anaerobic co-digestion of chicken manure and organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 80, p.756-764, dez. 2017.

MAZARELI, R. C. S. **Co-digestão anaeróbia de resíduos vegetais e águas residuárias de suinocultura em reatores horizontais de leito fixo e alta taxa**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade em Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal, 2015.

MELO, E. S. R. L. de. **Análise de biodegradabilidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos através de ensaios BMP (Biochemical Methane Potential)**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2011.

MENESES, S. L. de. **Cana-de-açúcar e silagem em cana em co-digestão com esterco bovino na produção de biogás**. Tese (Doutorado em Zootecnia). Universidade Estadual Paulista, Faculdade em Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal, 2011

MENEZES I. C. L. et al. **Análise da atividade metanogênica a partir da biodigestão anaeróbia dos resíduos orgânicos gerados por um restaurante universitário**. In: Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia - Belém-PA, 2017.

METCALF, E; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 3a ed, Nova York, Estados Unidos: McGraw-Hill.1991.

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

MOÑINO, P. et al. Potential use of the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic co-digestion with wastewater in submerged anaerobic membrane technology. **Waste Management**, v. 56, p.158-165, out. 2016.

MORAIS JUNIOR, J.A. **Influence des pré-traitements mécaniques et biologiques des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) sur leur comportement bio-physico-chimique en Installation de Stockage de Déchets (ISD)**. Tese (Doutorado em Ciências Aplicadas) – Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon. 2006.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade e Natureza**, v. 20, Uberlândia, p. 111-113, jun. 2010.

NAGAO, N; TAJIMA, N; KAWAI, M.; NIWA, C; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F. M.; TODA, T. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 210-8, 2012.

NARTKER, S. *et al.* Increasing biogas production from sewage sludge anaerobic co-digestion process by adding crude glycerol from biodiesel industry. **Bioresource Technology** v. 34, p. 2567–2571, 2014.

NAYONO, C; GALLERT, J. Winter Co-digestion of press water and food waste in a biowaste digester for improvement of biogas production. **Bioresource Technology**, v.101 p.6987–6993. 2010.

NEVES, L. *et al.* Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures. **Waste management**, v. 28, n. 6, p. 965–72, 2008.

NIELSEN, H. B; ANGELIDAKI, I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 99, n. 17, p. 7995–8001, 2008.

OLIVEIRA, G. S.; MOTA, F. S. B. Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Fortaleza/CE Dispostos no Aterro Sanitário de Caucaia/CE. **Revista Tecnologia**, v.31, p. 39-50, Fortaleza, jun. 2010.

OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: Manual **Revista científica**. 2004.

PARK, K. Y. *et al.* Combination of different substrates to improve anaerobic digestion of sewage sludge in a wastewater treatment plant. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 109, p. 73–77, abr. 2016.

PAUDEL, Sachin *et al.* Effect of volumetric organic loading rate (OLR) on H₂ and CH₄ production by two-stage anaerobic co-digestion of food waste and brown water. **Waste Management**, v. 61, p.484-493, mar. 2017.

PATINVOH, Regina J. *et al.* Innovative pretreatment strategies for biogas production. **Bioresource Technology**, v. 224, p.13-24, jan. 2017.

PAVAN, P; BOLZONELLA, D; BATTISTONI, E; CECCHI, F. Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small sewage treatment plants: evaluation of economic considerations **Water Science. Technology**. v. 56, pag. 45-53, 2007.

PELLERA, F; GIDARAKOS, E. Effect of substrate to inoculum ratio and inoculum type on the biochemical methane potential of solid agroindustrial waste. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 3, p.3217-3229, set. 2016.

PÉREZ-ELVIRA S.I; CANO R; FDZ-POLANCO, M; SOUZA, T. S. O; FDZ-POLANCO, F. **Domestic food waste and sewage sludge combined treatment implementing household food waste disposers**. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Universidad de Valladolid (España). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Escola Politécnica. Universidade de São Paulo (Brasil). XI Simpósio de Digestão anaeróbia. 2014.

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

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

POLAG, D. et al. Online monitoring of stable carbon isotopes of methane in anaerobic digestion as a new tool for early warning of process instability. **Bioresource Technology**, v. 197, p.161-170, dez. 2015.

POLZER, Verônica Rosária. **Desafios e perspectivas rumo ao gerenciamento integrado de resíduos sólidos nas cidades brasileiras: contribuições a partir de estudos de caso europeus**. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2017.

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

PRABHU, MS; MUTNURI, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food residue. **Waste management**. v. 34, p. 307-315. 2016.

PROBIOGAS, 2015. **Catálogo de tecnologias e empresas de biogás**. 1a Edição Ministério das Cidades Brasília, 2015.

PROSAB, 2009. **Lodo de Fossa séptica: Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Coordenador: Cleverton Vitório Andreoli. Rio de Janeiro, ABES, 2009.

RAO, M. S; SINGH, S. P. Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gás yield–organic loading relationships for process optimization. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 2, p. 173-185, 2004.

RAPOSO, A; DE LA RUBIA, M. A; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: Na overview relating to methane yields and experimental procedures. In: **Renewable and sustainable energy reviews**. v.16, p.861-877, 2012.

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

RENEWABLE ENERGY WORLD - Acesso em 07 de agosto de 2017.
<http://www.renewableenergyworld.com>

RIBAS, M. M. F; MORAES, E. M; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, nº. 3, p. 240-246, 2007.

RIUJI, L. C. **Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar Es Salaam, Tanzania.** Bachelorthesis. Institute of Natural Resource Sciences. Zurich University, 63f, 2009.

RINTALA, J; AHRING, BK. A two-stage thermophilic anaerobic process for the treatment of source sorted household solid waste. **Biotechnology Lettinga** v.16, pag. 1097–1102, 1994.

ROCHA, C.M da. **Proposta de implantação de um biodigestor anaeróbio de resíduos alimentares.** Trabalho de conclusão de curso – TCC. Programa de Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Juiz de Fora. 2016.

ROCHA, M. A. G. **Estudos da atividade metanogênica de lodos e da biodegradabilidade anaeróbia de efluentes de indústrias de bebidas.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil (Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Recife, 130 f, 2003.

SANTOS, A. C. **Geração de Metano devido a digestão anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos - Estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador-Bahia.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Salvador. 154p, 2011.

SANTOS, A. F. de M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, CTG. Recife, 2009.

SANTOS, Maria Cecília Loschiavo dos Santos; DIAS, Sylmara Lopes Francelino Gonçalves. **Resíduos Sólidos Urbanos e seus impactos socioambientais.** São Paulo: IEE-USP, 2012.

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

SHAFIEE, Shahriar; TOPAL, Erkan. When will fossil fuel reserves be diminished? **Energy Policy**, v. 37, n. 1, p.181-189, jan. 2009.

SIDDIQUI, Z; HORAN, N. J; KOFI, A. Optimisation of C/N Ratio for Co-Digested Processed Industrial Food Waste and Sewage Sludge Using the BMP Test. **International Journal of Chemical Reactor Engineering**. 2011.

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

SILVA, C. L. *et al.* A cadeia de biogás e a sustentabilidade local: uma análise socioeconômica ambiental da energia de resíduos sólidos urbanos do aterro da Caximba em Curitiba. **Innovar** (Universidad Nacional de Colombia), v. 19, p. 83-98, 2009.

SILVA, G. A; MORAIS JUNIOR, J A.; ROCHA, E. R. Proposta de procedimento operacional padrão para o teste do Potencial Bioquímico do Metano aplicado a resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p.11-16, mar. 2016.

SILVA, M. C. P. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares**. Dissertação de Mestrado Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

SILVA, R. C. **Co-digestão anaeróbia de resíduos vegetais e águas residuárias de suinocultura em reatores horizontais de leito fixo e alta taxa**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2015.

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

SILVESTRE, G; FERNÁNDEZ, B; BONMATÍ, A. Addition of crude glycerine as strategy to balance the C/N ratio on sewage sludge thermophilic and mesophilic anaerobic co-digestion. **Bioresource Technology**, v. 193, p.377-385, out. 2015.

SIEGERT, I; BANKS, C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry** v.40, p.3412-3418, 2005.

SOSNOWSKI, P; KLEPACZ-SMOLKA, A; KACZOREK, K; LEDAKOWICZ, S. Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Bioresource Technology** v. 99, p.5731–5737, 2008.

SOUZA, C. de F. Produção de biogás e tratamento de resíduos: Biodigestão anaeróbia. **Ação Ambiental**, Viçosa, n. 34, p.26-29, nov./dez. 2005.

SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos** - 2014. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2016.

STALEY, B. F; REYES, F. L; BARLAZ, M. A. Effect of spatial differences in microbial activity, pH, and substrate levels on methanogenesis initiation in refuse. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 77, n. 7, p. 2381–2391, 2011.

THI, Ngoc Bao Dung; KUMAR, Gopalakrishnan; LIN, Chiu-yue. An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. **Journal of Environmental Management**, v. 157, p.220-229, jul. 2015.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes**. 2002. 50 f. Dissertação (Master in Earth Resources Engineering) – Columbia University, New York, 2002.

- VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 416 p. 1997. 416 p. 1997.
- WANG, K; YIN, J; SHEN, D; LI, N. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: effect of pH. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 161, p. 395-401, 2014.
- WEBER, P. S. **Relatório Projeto ETE Ouro Verde**. Curitiba: Sanepar, Setembro, 2008.
- WEILAND, P. Produção de biogás: estado atual e perspectivas. **Microbiology Biotechnology**, n. 85, v.4, p. 849, 2010.
- WG, Mezz Ullo; MC McManus, GP Hammond. Avaliação do ciclo de vida de uma planta de digestão anaeróbica em pequena escala a partir de resíduos de gado. **Apply Energy**, v.102, p. 657-664, 2013.
- WICKHAM, Richard et al. Biomethane potential evaluation of co-digestion of sewage sludge and organic wastes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 113, p.3-8, set. 2016.
- WORLD, B. **What a waste**. A Global review of Solid Waste Management. No 15. World Bank, Washington, 2012.
- YANG, Liangcheng; LI, Yebo. Anaerobic digestion of giant reed for methane production. **Bioresource Technology**, v. 171, p.233-239, nov. 2014.
- ZANTA, V.M; MARINHO, M. J. M.R; LANGE, L. C; PESSIN, N. **Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário**. In: Castilhos Junior, A.B. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. PROSAB 4, Florianópolis-SC, 1-15, 2006.
- ZHANG, R; EL-MASHAD, HM; HARTMAN, K; WANG, F; LIU, G; CHOATE, C; GAMBLE P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology** v. 98, p. 929–35, 2007.
- ZHANG, G; XIAO, LY PENG; HJ, SU; TW, TAN. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 170-176, 2013.
- ZHANG, C; SU, H; BAEYENS, J; TAN T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** v.38; p.383–392, 2014.
- ZHU, B; GIKAS, P; ZHANG, R; LORD, J; JENKINS, B; LI, X. Characteristics and biogas production potential of municipal solid wastes pretreated with a rotary drum reactor. **Bioresource Technology**. v.100, p.1122–1129, 2009.