



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

LAÍS ROBERTA GALDINO DE OLIVEIRA

ESTUDO PARA A METANIZAÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES

Recife

2018

LAÍS ROBERTA GALDINO DE OLIVEIRA

ESTUDO PARA A METANIZAÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES

Tese apresentada submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof^o. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Coorientador: Prof^o. Dr. Sérgio Peres Ramos da Silva.

Recife

2018

Catálogo na fonte
Bibliotecária: Rosineide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (BCTG)

O48e Oliveira, Laís Roberta Galdino de.
Estudo para a metanização de resíduos alimentares / Laís
Roberta Galdino de Oliveira. – 2018.
120f., il., figs., quads., tabs., abrev. e siglas.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Coorientador: Prof. Dr. Sérgio Peres Ramos da Silva.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2018.
Inclui Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Restaurante universitário. 3. Inóculos.
4. Aclimação. 5. Digestão anaeróbia. 6. Metano. I. Jucá, José
Fernando Thomé (Orientador). II. Silva, Sérgio Peres Ramos da
(Coorientador). III. Título.

624 CDD (22.ed)

UFPE/BCTG-2019/ 39



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

ESTUDO PARA A METANIZAÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES
defendida por

Laís Roberta Galdino de Oliveira

Considera a candidata APROVADA

Orientador - Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá – UFPE
Coorientador - Prof. Dr. Sérgio Peres Ramos da Silva – UPE

Recife, 05 de julho de 2018

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá – UFPE
(orientador)

Prof. Dr. Ricardo Luís Radis Steinmetz – EMPRAPA
(examinador externo)

Prof. Dr. Paulo Belli Filho – UFSC
(examinador externo)

Prof.^a Dr.^a Maria de Los Angeles Perez Fernandes Palha – UFPE
(examinadora externa)

Prof. Dr. Mauricio Alves da Motta Sobrinho – UFPE
(examinador interno)

AGRADECIMENTOS

A Deus por me abençoar com força, garra e determinação, e por permitir que mais um objetivo fosse atingido em minha vida.

Aos meus pais, Mirian e Ricardo pela educação e pelo incentivo, por colocarem a minha formação profissional como prioridade, pelo carinho e, principalmente, pelo amor.

À minha irmã Thaís, sempre motivadora, sem dúvidas minha melhor amiga.

Ao meu amor e companheiro de vida e de bancada, Derovil, pela paciência, força e incentivo profissional.

Ao meu bebê, Miguel, simplesmente por existir e me proporcionar sentimentos e sensações tão especiais.

À toda minha família, pelos bons momentos de convivência familiar, os quais foram indispensáveis para conclusão e sucesso de mais uma etapa de minha vida.

A Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), a Universidade de Pernambuco (UPE), ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da UFPE, ao meu orientador José Fernando Thomé Jucá e co-orientador Sérgio Peres Ramos da Silva, pela confiança depositada.

A EMBRAPA Suínos e Aves, em nome do pesquisador Ricardo Steinmetz pelo apoio no esclarecimento de dúvidas.

Aos amigos do Grupo de Resíduos Sólidos: Daniela, Talita, Éricka, Raliny, Antônio Brito e Sávio; pelas conversas, desabafos e compreensões.

Ao Restaurante Universitário (RU) da UFPE, pela disponibilização de informações, e fornecimento dos resíduos alimentares utilizados nessa pesquisa.

À BRK Ambiental pelo provimento de um dos inóculos analisados nesse estudo.

À Central de Tratamento de Efluentes Líquidos (CETREL) e a Companhia Alcoolquímica Nacional (Vitória de Santo Antão/PE) pela disponibilização do inóculo agroindustrial usado na referida tese.

Ao Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco (CEASA/PE) e ao Abatedouro Regional da Paudalho, em nome dos colegas Fátima e Brito, pelo fornecimento de resíduos pecuários para o desenvolvimento da pesquisa.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela concessão de bolsa de pós-graduação.

À Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pelo financiamento da infraestrutura necessária para o desenvolvimento dessa pesquisa.

Ao projeto PROBIOGÁS, de cooperação técnica entre o Governo Brasileiro, por meio do Ministério das Cidades, e o Governo Alemão, por meio da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, pelo apoio a estruturação da Rede de Avaliação de Substratos (RAS).

Ao Laboratório de Energia e Combustíveis da UPE, em nome do colega Adalberto, pelo auxílio na realização de ensaios essenciais ao desenvolvimento dessa pesquisa.

RESUMO

O descarte inadequado dos resíduos orgânicos pode resultar na poluição das águas superficiais e subterrâneas, do solo e do ar, devido ao alto teor de matéria orgânica biodegradável. Para evitar tal situação, a digestão anaeróbia vem sendo bastante utilizada para o tratamento e aproveitamento energético (metano) dos mesmos. Nesse escopo, o presente trabalho, objetiva maximizar a produção de metano obtido a partir da digestão anaeróbia de resíduos alimentares (RA) produzidos pelo Restaurante Universitário da Universidade Federal de Pernambuco. Para tanto serão testados diferentes inóculos (lodos de reatores UASB que tratam esgoto doméstico ou vinhaça, esterco e resíduo ruminal bovino, e inóculos aclimatado ao substrato), bem como o efeito do agente alcalinizante (bicarbonato de sódio). Desta forma, foram realizados ensaios de avaliação do potencial bioquímico de metano (BMP) dos inóculos separadamente e da codigestão com RA (com e sem agente alcalinizante). Foi também realizada a caracterização antes e após o processo de digestão anaeróbia. A melhor condição do processo de codigestão foi analisada em escala piloto, em reator horizontal, no qual foi adicionado 6 kg de inóculo composto por um digestato e esterco bovino, aclimatado por 56 dias (IC2) e 6 kg de RA, adicionado de forma semi-contínua (1 kg/semana), durante 56 dias. Com relação à produção de metano, o esterco bovino foi o que proporcionou a maior produção ponderada por massa de sólidos voláteis (SV) do resíduo alimentar, com 412,5 NmL CH₄/gSV, seguido do inóculo IC2, com 382,7 NmL CH₄/gSV, ambos com um tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 50 dias. O reator piloto produziu aproximadamente 99,5 litros de biogás (com concentração de metano acima de 60% a partir do 21^o dia), durante o período de aclimação, e cerca de 218 litros, com uma concentração de metano que oscilou entre 14,8 e 88%, na codigestão com RA. Nesse sentido, estima-se um potencial de produção de biogás de 36,40 Nm³/ton, em termos de metano, tem-se 25,29 Nm³/ton, considerando a concentração média do período avaliado, que foi de 69,49%.

Palavras-chave: Restaurante universitário. Inóculos. Aclimação. Digestão anaeróbia. Metano.

ABSTRACT

Improper disposal of organic waste can result in pollution of surface and ground water, soil and air due to the high content of biodegradable organic matter. To avoid this situation, the anaerobic digestion has been widely used for the treatment and energy utilization (methane) of the same. In scope, the present work aims to maximize the production of methane obtained from anaerobic digestion of food waste (RA) is produced by the University Restaurant of the Federal University of Pernambuco. For this purpose, different inoculums (sludge from UASB reactors that treat domestic sewage or vinasse, manure and bovine ruminal residue, and inocula acclimated to the substrate), as well as the effect of the alkalizing agent (sodium bicarbonate) will be tested. In this way, the biochemical methane potential (BMP) of the inocula was evaluated separately and the coding with RA (with and without alkalizing agent). Characterization was also performed before and after the anaerobic digestion process. The best condition of the codigestion process was analyzed in a pilot scale, in a horizontal reactor, in which 6 kg of inoculum composed of digestate and bovine manure, acclimated for 56 days (IC2) and 6 kg of RA, added semi-continuous (1 kg/week) for 56 days. In relation to methane production, bovine manure provided the largest mass-weighted production of volatile solids (SV) of the feed residue, with 412.5 NmL CH₄/gSV, followed by the IC2 inoculum, with 382.7 NmL CH₄/gSV, both with a hydraulic holding time of approximately 50 days. The pilot reactor produced approximately 99.5 liters of biogas (with methane concentration above 60% from the 21st day) during the acclimatization period, and about 218 liters, with a methane concentration ranging from 14.8 and 88%, in the codigestión with RA. In this sense, it is estimated a biogas production potential of 36.40 Nm³/ton in terms of methane, it is 25.29 Nm³/ton, considering the average concentration of the period evaluated, which was 69.49%.

Keywords: University restaurant. Inoculants. Acclimatization. Digestion anaerobic. Methane.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Evolução da geração de RSU no Brasil, de 2008 a 2016.....	21
Figura 2 -	Etapas da digestão anaeróbia e compostos formados.....	33
Figura 3 -	Condições de sinergia da codigestão entre um inóculo e um substrato.....	43
Figura 4 -	Reatores manométricos para o ensaio BMP (reatores de vidro acoplados com manômetro).....	46
Figura 5 -	Reatores volumétricos para o ensaio BMP: (A) Reatores de vidro com tampa de borracha e lacre de alumínio com determinação do volume por meio de uma seringa; (B) Reatores de vidro conectados a tubos eudiômetros onde a determinação do volume é função do descolamento da solução do tubo; (C) medidor de volume automatizado (sistema AMPTS II - Automatic Methane Potential Test System ou Sistema automático de teste de potencial de metano).....	47
Figura 6 -	Modelo esquemático do sistema Kompogas.....	49
Figura 7 -	Modelo esquemático do sistema Dranco.....	50
Figura 8 -	Fluxograma de atividades realizadas na presente tese.....	53
Figura 9 -	Estação de Tratamento de Esgoto Dancing Days.....	54
Figura 10 -	Estação de Tratamento de Vinhaça.....	55
Figura 11 -	Abatedouro Regional de Paudalho.....	55
Figura 12 -	Amostragem por quarteramento do substrato.....	57
Figura 13 -	Obtenção do extrato solubilizado do resíduo alimentar.....	57
Figura 14 -	Fluxograma do processo de aclimação do inóculo IA1.....	59
Figura 15 -	Foto do reator piloto.....	60
Figura 16 -	Sistema AMPTS II.....	63
Figura 17 -	Alimentação semi-batelada de resíduo alimentar no reator piloto.....	67
Figura 18 -	Produção acumulada de metano ao longo do processo de aclimação do inóculo IA1.....	75
Figura 19 -	Produção acumulada de biogás ao longo do processo de aclimação do inóculo IA2.....	77

Figura 20 - Concentração de metano ao longo do processo de aclimatação do inóculo IA2.....	77
Figura 21 - Produção acumulada de metano de diferentes inóculos utilizados na digestão anaeróbia de resíduos alimentares.....	80
Figura 22 - Produção acumulada de metano da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio.....	82
Figura 23 - Produção acumulada de metano da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos.....	83
Figura 24 - Produção líquida de metano do resíduo alimentar codigeridos com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio.....	85
Figura 25 - Produção ponderada por massa seca (MS) e massa de sólidos voláteis (SV) de resíduo alimentar codigeridos com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio.....	85
Figura 26 - Redução da massa total e de sólidos totais (ST) de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia.....	87
Figura 27 - Redução da massa total e de sólidos totais (ST) ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio.....	88
Figura 28 - Teor de sólidos voláteis (SV) de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia.....	89
Figura 29 - Teor de sólidos voláteis (SV) ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio.....	89
Figura 30 - Umidade de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia.....	90
Figura 31 - Umidade ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio.....	91
Figura 32 - pH de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia.....	92
Figura 33 - pH ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio.....	92
Figura 34 - Produção acumulada de biogás ao longo do processo de codigestão anaeróbia do resíduo alimentar e inóculo IA2.....	94

Figura 35 - Concentração de metano ao longo do processo de codigestão anaeróbia do resíduo alimentar e inóculo IA2..... 95

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -	Categorias e subcategorias estabelecidas pela Portaria nº 851/2009 do Diário da República Portuguesa.....	23
Quadro 2 -	Características ótimas para metanogênese.....	35
Quadro 3 -	Relação entre a temperatura e o TDH.....	38
Quadro 4 -	Relação entre o TDH e o tipo de resíduo orgânico.....	38
Quadro 5 -	Relação C:N de diferentes resíduos.....	39
Quadro 6 -	Algumas características técnicas de reatores pilotos existente na literatura empregados para digestão anaeróbia.....	48
Quadro 7 -	Análise da variação do volume e da composição do meio reacional em função do tempo para diferentes formas de operação de um reator.....	51
Quadro 8 -	Monitoramento do reator piloto durante o processo de aclimação do inóculo IA2.....	61
Quadro 9 -	Características do analisador de biogás Dräger.....	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Geração de RSU per capita no Brasil e nas regiões brasileiras.....	22
Tabela 2 -	Composição gravimétrica simplificada dos RSU em diversos países.....	23
Tabela 3 -	Caraterísticas dos bio-resíduos em diferentes estudos.....	25
Tabela 4 -	Intervalos médio da produção de dejetos por tipo de animal.....	27
Tabela 5 -	Caraterísticas de dejetos de animais em diferentes estudos.....	28
Tabela 6 -	Características típicas do resíduo ruminal bovino.....	28
Tabela 7 -	Concentração mínima requerida e inibitória de diferentes elementos químicos e substâncias para a digestão anaeróbia.....	41
Tabela 8 -	Concentração de diferentes elementos químicos e substâncias presente no substrato e no inóculo.....	42
Tabela 9 -	Configurações analisadas para avaliação da produção de metano.....	64
Tabela 10 -	Análises físico-químicas do substrato e dos inóculos.....	68
Tabela 11 -	Análise elementar do substrato e dos inóculos.....	71
Tabela 12 -	Análise bioquímica do substrato e dos inóculos.....	72
Tabela 13 -	Análise de metais do substrato e dos inóculos.....	73
Tabela 14 -	Evolução dos parâmetros ao longo do processo do inóculo IA1.....	75
Tabela 15 -	Evolução dos parâmetros ao longo do processo de aclimação de um dos inóculos empregados.....	78
Tabela 16 -	Relação dos sólidos voláteis (SV) do substrato pelo SV dos diferentes inóculos.....	82
Tabela 17 -	Análise elementar de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia.....	93
Tabela 18 -	Análise elementar ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio.....	93
Tabela 19 -	Evolução dos parâmetros ao longo do processo de codigestão de IA2 + RA.....	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	ácido graxos volátil
C	Carbono
CH ₄	Metano
C:N	relação carbono/nitrogênio
DG	digestato de um reator
EB	esterco bovino
H	Hidrogênio
IA1	inóculo aclimatado com o resíduo alimentar, composto por LED e EB
IA2	inóculo aclimatado com o resíduo alimentar, composto por DG e EB
LAI	lodo anaeróbio agroindustrial
LED	lodo anaeróbio de esgoto doméstico
MS	massa seca
N	Nitrogênio
RA	resíduo alimentar
RA1	resíduo alimentar (1ª coleta)
RA2	resíduo alimentar (2ª coleta)
RRB	resíduo ruminal bovino
RSU	resíduo sólido urbano
S	Enxofre
ST	sólidos totais
SV	sólidos voláteis
TDH	tempo de detenção hidráulica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
1.1	HIPÓTESE.....	19
1.2	OBJETIVOS.....	19
1.2.1	Objetivo geral.....	19
1.2.2	Objetivos específicos.....	19
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	20
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS.....	20
2.1.1	Resíduos sólidos urbanos e resíduos alimentares.....	20
2.1.2	Resíduos pecuários.....	26
2.2	GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	29
2.3	DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	31
2.3.1	Fatores que influenciam a digestão anaeróbia.....	34
2.3.2	Codigestão.....	42
2.4	REATORES ANAERÓBIOS.....	45
2.4.1	Porte (reatores para ensaio BMP e reatores piloto).....	45
2.4.2	Formas de Alimentação.....	50
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	53
3.1	COLETA DO SUBSTRATO E INÓCULOS.....	53
3.2	CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E INÓCULOS.....	56
3.3	ACLIMATAÇÃO DOS INÓCULOS EMPREGADOS.....	58
3.3.1	No sistema AMPTS II.....	58
3.3.2	No reator piloto.....	60
3.4	AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE METANIZAÇÃO DOS INÓCULOS SEPARADAMENTE E DA CODIGESTÃO DOS MESMOS COM RESÍDUO ALIMENTAR.....	63
3.5	CODIGESTÃO NO REATOR PILOTO.....	66
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E INÓCULOS.....	68
4.2	ACLIMATAÇÃO DOS INÓCULOS EMPREGADOS.....	74
4.2.1	No sistema AMPTS II.....	74
4.2.2	No reator piloto.....	76

4.3	AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE METANIZAÇÃO DOS INÓCULOS SEPARADAMENTE E DA CODIGESTÃO DOS MESMOS COM RESÍDUO ALIMENTAR.....	79
4.4	CODIGESTÃO NO REATOR PILOTO.....	94
5	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	97
5.1	CONCLUSÕES.....	97
5.2	PERSPECTIVAS FUTURAS	99
	REFERÊNCIAS.....	100

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda de energia, o aumento da produção de resíduos, a escassez de recursos naturais renováveis e todas as implicações ambientais oriundas desse contexto, têm estimulado pesquisas e desenvolvimento de tecnologias alternativas de suprimento energético (GRANATO, 2003).

Segundo Hoornweg & Bhada-Tata (2012), a quantidade de resíduos sólidos (RS) gerados por pessoa nas cidades aumentou de 0,64 kg por dia para mais de 1,2 kg diários, entre 2003 e 2013. De acordo com os autores, as projeções indicam que até 2025, 4,3 bilhões de habitantes urbanos irão gerar cerca de 1,42 kgRS.hab⁻¹.dia⁻¹, totalizando 2,2 trilhões de toneladas por ano. Além disso, estima-se que o Brasil possui aproximadamente 70% dos seus resíduos sólidos urbanos caracterizados como orgânicos e 30% caracterizados como materiais potencialmente recicláveis e reaproveitáveis secos, onde apenas 5,2% deste total seco, em média, é recuperado (SNSA, 2016).

Semelhantemente à média nacional, a Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU) produzidos pelo campus da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) é de 63%, sendo cerca de 1 t.dia⁻¹ proveniente do Restaurante Universitário, e 6,9 t.dia⁻¹ oriundo das podas e limpeza das áreas verdes (FERREIRA, 2014). O referido autor também estima que seriam gastos cerca de 300 mil reais por ano para a destinação correta (aterro sanitário) destes resíduos.

Hoje, a forma mais utilizada para destino final dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), no Brasil, é a disposição no solo, ou seja, em lixões, aterros controlados e sanitários. No entanto, os lixões e os aterros controlados são formas de disposição final inadequada, visto que podem causar a poluição do solo, do ar e das águas superficiais e subterrâneas, devido à falta de sistemas de coleta e contenção dos produtos oriundos dos mesmos. Aliado à este fato, tem-se ainda o alto teor de matéria orgânica e a produção de Gases do Efeito Estufa (GEE). Mesmo assim, mais de 29 milhões de toneladas de RSUs foram dispostos inadequadamente nos referidos locais no ano de 2017 (ABRELPE, 2017).

Nesse sentido, Lei nº 11.445/2007, trouxe o conceito de saneamento básico, que compreende o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais urbanas.

Três anos depois, foi estabelecida a Lei nº 12.305/2010 ou Política Nacional Resíduos Sólidos (PNRS), que prevê a não geração e a redução na geração de resíduos, tendo como proposta, a prática de hábitos de consumo sustentáveis e um conjunto de instrumentos para propiciar o aumento da reciclagem e da reutilização dos resíduos sólidos (aquilo que tem valor econômico e pode ser reciclado ou reaproveitado) e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos (aquilo que não pode ser reciclado ou reutilizado) em aterros sanitários.

Como arcabouço legal para a gestão de resíduos sólidos, tem-se também a Política Nacional sobre Mudança do Clima (Brasil, 2009) que contemplou medidas de mitigação para o setor de resíduos por meio da recuperação de metano em aterros sanitários, incineração com recuperação energética e reciclagem, além de metas de incentivo ao aproveitamento energético do biogás de aterros sanitários.

Segundo o relatório do *Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC (2006), as emissões de GEEs no setor de resíduos compreendiam 19,4% das emissões globais. Com relação ao gás metano, mais especificamente, o IPCC (2007) citou que a degradação da matéria orgânica em aterros e lixões correspondem a aproximadamente 5% das emissões globais de GEE.

Dentre as possibilidades viáveis para o tratamento de efluentes e resíduos orgânicos, a digestão anaeróbia é uma alternativa, pois permite redução do potencial poluidor, geração de energia e a utilização do digestato para fertilização de diversas culturas comerciais (MACHADO, 2011). Nesse sentido, a utilização da digestão anaeróbia, para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), é uma tecnologia disseminada mundialmente. Na União Europeia e na Índia, por exemplo, as regulamentações existentes restringem ou proíbem a destinação de resíduos orgânicos em aterros sanitários (Gomes et al., 2012).

Além da FORSU, a biomassa oriunda de áreas rurais e agroindustriais, de acordo com Avaci et al. (2013), também é uma fonte de energia disponível, visto que compreende resíduos vegetais, dejetos de animais e efluentes agroindustriais.

Nesse sentido, Silva e Palha (2016) realizaram uma estimativa de geração de biogás para a Região Metropolitana do Recife, e apontaram os resíduos sólidos urbanos como a biomassa com o maior potencial de geração de biogás, com quase 95 milhões m³/ano. E em terceiro lugar tem-se os resíduos produzidos pelos rebanhos, ou seja, dejetos dos animais, com valores acima de 11,5 milhões m³/ano, perdendo apenas para as pontas e palhas da cana de açúcar, que, atualmente, é queimada pelas usinas.

Na Alemanha, os dejetos da produção animal possuem o segundo maior potencial, dentre as fontes orgânicas, para produção de energia, com 1.545 MW, perdendo apenas para a biomassa dedicada (3.750 MW), que são vegetais produzidos unicamente para a geração de energia (AGEE-Stat, 2014). De acordo com a fonte supracitada, a FORSU ocupa o penúltimo lugar no ranking, com 337 MW.

Segundo Barcelos (2009), os inóculos geralmente empregados para codigestão da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos são os lodos de esgoto sanitário e alguns materiais de origem animal, como esterco bovino, suíno e de frango, ricos em micro-organismos anaeróbios capazes de acelerar o tempo de bioestabilização.

Steinmetz (2016) cita que, apesar das diversas oportunidades de geração de biogás a partir de resíduos orgânicos, existe carência de dados técnicos aplicáveis à realidade brasileira, visto que faltam dados padronizados e/ou confiáveis sobre a cinética de produção de metano, e isso pode acarretar inúmeras incertezas e fragilidades para o desenvolvimento da cadeia do biometano. Ele afirma ainda que, a maior dificuldade é a obtenção de um inóculo anaeróbio em condições estáveis para realização dos testes de digestão, visto que no Brasil, especificamente, a aquisição desse tipo de inóculo é bastante difícil, em função das distâncias e menor nível tecnológico dos reatores anaeróbios disponíveis, necessitando, com isso, a aclimação do inóculo ao substrato que será tratado.

1.1 HIPÓTESE

O resíduo alimentar do Restaurante Universitário da Universidade Federal de Pernambuco (RU/UFPE) e os inóculos (lodo de esgoto doméstico, lodo agroindustrial, esterco e resíduo ruminal bovino, e inóculos adaptados ao substrato) podem ser utilizados para codigestão e metanização.

1.2 OBJETIVOS

O presente subtópico apresenta o objetivo geral e os específicos que foram alcançados com o desenvolvimento dessa pesquisa.

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo do presente estudo é maximizar a metanização de resíduos alimentares do RU da UFPE, através da codigestão anaeróbia com diferentes resíduos semissólidos (lodo de esgoto doméstico, lodo agroindustrial, esterco e resíduo ruminal bovino), aclimatação de inóculo adaptado ao substrato e uso de agente alcalinizante (bicarbonato de sódio).

1.2.2 Objetivos específicos

- Adequar e implementar a metodologia para produção de inóculo mesofílico anaeróbio adaptado ao substrato (resíduo alimentar), de acordo com requisitos da guia alemã VDI 4630 (2006);
- Avaliar o potencial de metanização, em escala laboratorial, dos inóculos separadamente e codigeridos com resíduo alimentar (em batelada);
- Avaliar a produção de biogás e metano da codigestão do resíduo alimentar, em escala piloto (reator horizontal), como alimentação semi-batelada;
- Analisar a biodegradação e o comportamento dos parâmetros físico-químicos antes e depois da digestão anaeróbia.

2 REVISÃO DE LITERATURA

O presente tópico traz a revisão de literatura sobre resíduos sólidos (em especial os orgânicos), digestão anaeróbia, reatores de laboratório e metanização.

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), os resíduos sólidos podem ser definidos como: “Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição 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 corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

Já a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), traz em seu art. 3º o conceito “rejeito”, que difere do termo “resíduo sólido”. Que é o “resíduo sólido que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis não apresenta outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010).

Assim, compreende-se que rejeito é a fração dos resíduos sólidos irreversível, da qual não se pode extrair nada útil.

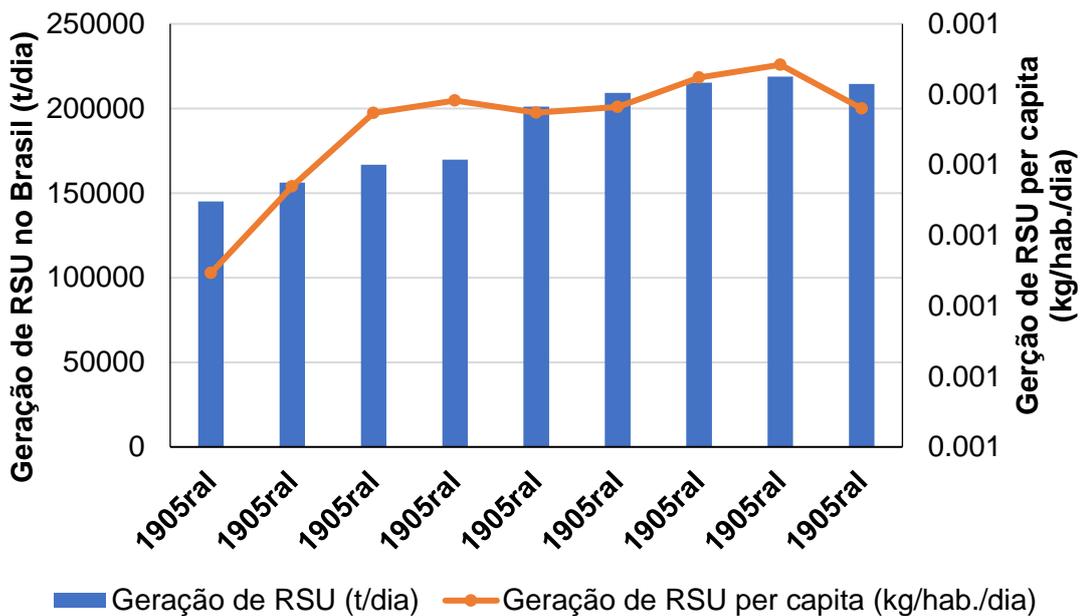
A NBR 10.004 (ABNT, 2004a), classifica os resíduos sólidos de acordo com sua periculosidade (ou seja, riscos à saúde pública e ao meio ambiente), em: Classe I ou perigosos, que possuem pelo menos uma dessas propriedades: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade; Classe II ou resíduos não perigosos, a qual é subdividida em A e B, sendo a primeira a nomenclatura usada para os RS não inertes, pois pode ser biodegradado, entrar em combustão e/ou solubilizar em água.

2.1.1 Resíduos sólidos urbanos e resíduos alimentares

A geração total de RSU no Brasil teve um incremento de quase 51% de 2008 a 2015, no entanto, em 2016, houve uma redução de cerca de 2% com relação a 2015

(Figura 1). Já a geração *per capita* teve um aumento entre 2008 e 2010, se manteve praticamente constante de 2011 a 2013, voltou a crescer em 2014 e 2015, e por fim, teve uma queda de 2,9% em 2016, com relação a 2015 (ABRELPE, 2009; ABRELPE, 2010; ABRELPE, 2011; ABRELPE, 2013; ABRELPE, 2014; ABRELPE, 2015; ABRELPE, 2016).

Figura 1 - Evolução da geração de RSU no Brasil, de 2008 a 2016



Fontes: ABRELPE (2009); ABRELPE (2010); ABRELPE (2011); ABRELPE (2013); ABRELPE (2014); ABRELPE (2015); ABRELPE (2016).

A produção *per capita* de resíduos sólidos urbanos de uma comunidade está diretamente relacionado com a quantidade de resíduos coletado em uma cidade dividida pela população atendida. Porém ressalva-se que a massa *per capita* de resíduos obtida não corresponde exatamente à quantidade gerada por habitante em suas atividades domésticas, tendo em vista que nem todo o resíduo produzido pela população é coletado, além disso neste total incluem-se não apenas resíduos de atividades domésticas, mais também alguns resíduos da construção civil, resíduos de atividades comerciais, dentre outros (grandes cidades, capitais, etc).

No Brasil, a geração de RSU tem registrado considerável elevação, incrementada pela crescente urbanização. Cidades com maior concentração populacional, as médias de geração superam 1,2 kg/hab.dia (como é o caso da Região

Sudeste – Tabela 1), quantidade esta equivalente à verificada nos países desenvolvidos (DIAS et al., 2012; Jucá et al., 2013).

Tabela 1 - Geração de RSU per capita no Brasil e nas regiões brasileiras

Brasil	1,04 kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹
Centro-Oeste	1,09 kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹
Nordeste	0,97 kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹
Norte	0,87 kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹
Sudeste	1,21 kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹
Sul	0,75 kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹

Fonte: ABRELPE (2016).

O Programa Ambiental das Nações Unidas (*United Nations Environment Programme – Unep*, 2005), destaca três tendências gerais ao se considerar a geração de resíduos sólidos (Philippi Jr. et al., 2013):

- O aumento *per capita* na geração de resíduos ocorre paralelamente com aumento no grau de desenvolvimento econômico de uma sociedade;
- O grau de desenvolvimento de um país está relacionado com o aumento na concentração de papel no fluxo de resíduos;
- A porcentagem de material orgânico diminui à medida que o país torna-se mais desenvolvido.

Campos (2012) também acredita que a geração *per capita* pode sofrer alteração devidos aos fatores econômicos que refletem diretamente no consumo e consequente na geração de resíduos sólidos.

Confirmando a última tendência apresentada acima (Tabela 1), a Tabela 2, mostra que países mais desenvolvidos apresentam um menor percentual de matéria orgânica quando comparado a países menos desenvolvidos.

A composição gravimétrica e volumétrica dos RSU consiste na obtenção dos percentuais em massa e em volume, respectivamente, dos seus componentes. Tchobanoglous et al. (1993) sugeriram a classificação dos resíduos inicialmente em materiais orgânicos e inorgânicos para posterior subdivisão em categorias. Por outro lado, a Portaria Portuguesa nº 851/2009 (Diário da República Portuguesa, 2009) recomenda a segregação em 11 categorias e 32 subcategorias (Quadro 1).

Tabela 2 - Composição gravimétrica simplificada dos RSU em diversos países

Países	Matéria orgânica (%)	Papel/Papelão (%)	Plástico (%)	Vidro (%)	Metal (%)	Outros (%)
Estados Unidos ¹	29,0	35,6	7,3	8,4	8,9	10,8
Itália ¹	42,1	22,3	7,2	7,1	3,0	18,3
Japão ¹	22,2	31,1	15,5	13,8	6,4	10,6
Reino Unido ¹	23,4	33,9	4,2	14,4	7,1	17,0
Brasil ²	51,4	13,1	13,5	2,4	2,9	16,7
Brasil (Pernambuco) ³	56,5	8,9	11,0	2,7	3,1	17,8
Brasil (Rio Grande de Norte) ⁴	37,5	5,0	13,4	1,0	1,6	41,5

Fonte: ¹Farias (2000); ²IBGE (2010); ³SEMAS (2012); ⁴SEMARH (2012).

Quadro 1 - Categorias e subcategorias estabelecidas pela Portaria nº 851/2009 do Diário da República Portuguesa

Categorias	Subcategorias
Finos < 20 mm	
Bio-resíduos	Resíduos alimentares (restos de cozinha) Resíduos de jardim Outros resíduos putrescíveis
Papel/cartão	Resíduos de embalagens de papel/cartão Jornais e revistas Outros resíduos de papel/cartão
Plástico	Resíduos de embalagens em filme de PE Resíduos de embalagens rígidas em PET Resíduos de embalagens rígidas em PEAD Resíduos de embalagens rígidas em EPS

(Continua)

Quadro 1 - Categorias e subcategorias estabelecidas pela Portaria nº 851/2009 do Diário da República Portuguesa

(Continuação)

	Outros resíduos de embalagens de plástico Outros resíduos de plástico
Vidro	Resíduos de embalagens de vidro Outros resíduos de vidro
Compósitos	Resíduos de embalagens de cartão para alimentos líquidos (ECAL) Outros resíduos de embalagens compósitas Pequenos aparelhos eletrodomésticos Outros resíduos compósitos
Têxteis	Resíduos de embalagens têxteis Outros resíduos têxteis
Têxteis sanitários	
Metais	Resíduos de embalagens ferrosas Resíduos de embalagens não ferrosas Outros resíduos ferrosos Outros resíduos metálicos
Madeira	Resíduos de embalagens de madeira Outros resíduos de madeira
Resíduos perigosos	Produtos químicos Tubos fluorescentes e lâmpadas de baixo consumo Pilhas e acumuladores Outros resíduos perigosos
Outros resíduos	Outros resíduos de embalagens Outros resíduos de não embalagens
Resíduos verdes (recolhidos em separado)	
Resíduos volumosos	

Fonte: Diário da República Portuguesa (2009).

Já com relação aos bio-resíduos mais especificamente, a referida Portaria traz três subcategorias (ver Quadro 1), que são de suma importância, devido a grande variabilidade das características dos mesmos, como mostra a Tabela 3.

Tabela 3 - Características dos bio-resíduos em diferentes estudos

Resíduos orgânicos	pH	Umidade (%)	Relação SV/ST	Relação C:N	Referências de literatura
Resíduos alimentares	6,5	71,9	0,94	13,2	Zhang et al. (2014)
	4,2	76,9	0,91	24,5	
	-	69,1	0,85	14,8	
	-	76,0	0,94	22,5	
	-	67,6	0,75	31,2	Firmo (2013)
Resíduos de jardim	-	64,2	0,80	33,57	Firmo (2013)
Resíduos de feiras livres	5,6	95,0	0,76	12,1	Luna et al. (2009)
	4,2	90,5	0,92	33,7	Edwiges (2017)

Legenda: pH: potencial hidrogeniônico, SV: sólidos voláteis, ST: sólidos totais, C: carbono, N: nitrogênio. Fonte: Autora (2018).

Outro RSU, produzido em grande quantidade no Brasil, é o lodo de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), com cerca de 150 a 220 mil toneladas de matéria seca por ano (Pedroza et al., 2010). Este valor ainda é baixo, visto que apenas 54,33% dos municípios brasileiros tinha seu esgoto devidamente coletado e tratado (Oliveira et al., 2018).

Segundo Carreas (2013), no Brasil, as tecnologias mais empregadas eram as lagoas de estabilização e os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* ou Reator anaeróbio de fluxo ascendente).

No tratamento aeróbio, de uma forma geral, há uma grande quantidade de lodo a ser descartado nos sistemas de lodos ativados, que é a tecnologia que gera o maior volume de lodo (Pedroza et al., 2010). Por outro lado, os sistemas anaeróbios possuem uma produção baixa de lodo estabilizado (Metcalf e Eddy, 2002). No entanto,

são as lagoas facultativas ou de estabilização (zona aeróbia, zona facultativa e zona anaeróbia) que geram a menor quantidade de lodo (Pedroza et al., 2010).

Na fase primária do tratamento do esgoto, o lodo é constituído por sólidos em suspensão removidos do esgoto bruto, já na fase secundária o lodo é composto, principalmente, pelos micro-organismos (biomassa) que se reproduziram graças à matéria orgânica do próprio efluente (Pestana e Ganghis, 2018), sendo assim bem mais indicado ao processo de digestão anaeróbia.

2.1.2 Resíduos pecuários

Os resíduos pecuários são aqueles oriundos da criação e do abate de animais para o consumo humano. De acordo com Costa (1994), os esterco são dejetos sólidos ou líquidos de animais, cuja composição química está relacionada com o tipo de animal que o originou e da forma que foi realizado o manejo do resíduo.

Esses dejetos, quando manejados e/ou tratados de forma inadequada, podem causar prejuízos ambientais incalculáveis, visto que os mesmos são ricos em matéria orgânica e agentes patogênicos, podendo ser responsáveis, inclusive, pela poluição de águas superficiais e subterrâneas, devido ao carreamento desse material pela ação das chuvas (DORAN; LINN, 1979).

Devido ao elevado potencial poluidor dos resíduos agropastoris, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2011) possui uma diretriz que pede a realização de inventários, por municípios ou regiões, de todos estes resíduos, sendo identificados os locais de maior geração de resíduos.

No entanto, a estimativa da produção de tais resíduos é bastante complexa, visto que existem muitas variáveis envolvidas, tais como: espécie, tamanho do animal, estado fisiológico, alimentação, tipo de produção (livre/confinado) e a frequência de lavagens (Carreas, 2013). Como dado orientativo, a Tabela 4 reúne, intervalos médios, da produção de dejetos produzidos por diferentes espécies animais.

Tabela 4 - Intervalos médio da produção de dejetos por tipo de animal

Animal	Quantidade de dejetos (kg.dia⁻¹)
Bovino de corte	15 – 30
Vacas leiteiras	30 – 50
Ovinos	1,5 – 5
Porcos adultos	5,3 – 25
Porcos de engorda	3 – 9
Galinhas de corte	0,10 – 0,17
Galinhas poedeiras	0,15 – 0,25
Perus	0,40 – 0,70
Cavalos	20 – 50

Fonte: AEE (2010).

Já nos abatedouros, a produção de esterco é bem menor, cerca de 4,5 e 1,6 kg/cabeça para bovino (de 250 kg) e suíno (de 90 kg), respectivamente, visto que ficam em jejum por 16 a 24 horas, reduzindo com isso o conteúdo estomacal e intestinal (PACHECO, 2006).

As diversas variáveis supracitadas, influenciam não apenas na quantidade de dejetos gerados, como também em suas características. A Tabela 5, traz uma compilação da composição dos resíduos em diferentes espécies de animais.

Além dos dejetos, o resíduo ruminal é um dos materiais gerados em matadouros frigoríficos que requer especial atenção no que se refere ao seu gerenciamento, devido à elevada umidade, teores de matéria orgânica e nutrientes (N e P), bem como pela dificuldade de destinação final (KUNZ e ENCARNAÇÃO, 2007; ROSA, 2009).

Tal resíduo é produzido pelos ruminantes, grupo em que estão enquadrados os bovinos, caprinos, etc., visto que os mesmos possuem uma fermentação pré-gástrica dos alimentos fibrosos na presença de micro-organismos, produzindo ácidos graxos voláteis (AVG) e biomassa bacteriana, aproveitáveis como energia e proteína (CABRAL et al., 2004).

Tabela 5 - Características de dejetos de animais em diferentes estudos

Resíduos pecuários	Proteína (%)	Lipídeos (%)	Lignina (%)	Cinzas (%)	Referências de literatura
Dejeto bovino	23,31	6,69	10,07	14,84	Orrico Júnior et al. (2011)
	9,05	3,23	35,57	19,66	Varnero (2011)
Dejeto suíno	23,31	16,17	3,61	11,29	Orrico Júnior et al. (2011)
	10,95	11,50	21,49	23,67	Varnero (2011)
Dejeto caprino	13,26	8,47	10,51	10,95	Orrico Júnior et al. (2011)
	4,70	2,90	33,00	26,40	Varnero (2011)
Dejeto de aves	32,00	10,20	3,50	30,79	Orrico Júnior et al. (2011)
	9,56	2,84	19,82	17,23	Varnero (2011)

Fonte: Autora (2018).

A Tabela 6 traz valores de alguns parâmetros do resíduo ruminal bovino de diferentes estudos.

Tabela 6 - Características típicas do resíduo ruminal bovino

Parâmetros				Referências de literatura
pH	Umidade (%)	Relação SV/ST	DQO (mg/L)	
7,6	92,6	0,88	-	Leite et al. (2002)
7,5	68,9	0,67	-	Barcelos (2009)
7,5	-	-	43.733	Valencia et al. (2011)
7,3	-	-	32.200	Santos Filho et al. (2016)

Fonte: Autora (2018).

2.2 GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

O gerenciamento de resíduos sólidos é entendido como sendo um conjunto de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que uma administração municipal desenvolve, baseada em critérios sanitários, ambientais e econômicos para coletar, tratar e dispor o lixo (PHILIPPI JR. et al., 2013).

Nessa perspectiva, as soluções devem ser baseadas na utilização de várias técnicas para o manejo dos distintos elementos do fluxo de resíduos. Em um sistema de gerenciamento integrado todos os elementos fundamentais devem ser avaliados e utilizados, e todas as suas interfaces e conexões são consideradas para se conseguir a solução mais eficaz e econômica (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

O tratamento de resíduos sólidos, mais especificamente, pode ser compreendido como uma série de processos físicos, químicos e biológicos que têm por finalidade reduzir a carga poluidora no meio ambiente, amenizar os impactos sanitários negativos produzidos pela humanidade, e se possível, obter um retorno financeiro (JUCÁ et al., 2013).

Nesse sentido, faz-se necessário o uso de outras tecnologias de tratamento, como triagem, compostagem, digestão anaeróbia, reciclagem, além de aterros sanitários, que permitam intensificar o aproveitamento de materiais e energético dos resíduos.

Assim, para Suocheng et al. (2001), a comercialização dos resíduos é o ideal e o melhor caminho para o gerenciamento sustentável dos resíduos, sendo necessário o desenvolvimento de um sistema comercial eficiente para explorar novas possibilidades de melhorias ambientais.

Figueiredo (2012) afirma que, apesar dos esforços de diversos segmentos da sociedade brasileira e da intenção da administração pública em alavancar a atividade da reciclagem no Brasil, nos últimos anos os índices de reaproveitamento não indicaram grandes avanços no país. Para o autor, melhores índices de reciclagem somente seriam possíveis através de rigorosos programas de coleta seletiva, com separação da matéria orgânica dos materiais recicláveis na fonte geradora. Tais programas deveriam ainda contar com forte apoio social e uma tradição local da população com as questões ambientais.

A ausência de definições e diretrizes nos três níveis de governo associada à escassez de recursos técnicos e financeiros para o equacionamento do problema,

além das dificuldades na aplicação das determinações legais são a causa de inúmeros episódios críticos de poluição, relacionados com a ausência de tratamento e má disposição de resíduos. Este fato provoca a contaminação do solo e dos recursos hídricos por metais pesados, solventes orgânicos halogenados e resíduos de defensivos agrícola (PHILIPPI JR. et al., 2013).

Nesse contexto, pode-se dizer que as universidades são equivalentes a pequenos núcleos urbanos, com relação a geração de resíduos, visto que possuem áreas como bares, restaurantes, alojamentos, centros de conveniência, etc (TAUCHEN e BRANDLI, 2006).

Embora sem a magnitude de uma indústria, as universidades também apresentam impactos ambientais negativos significativos, visto que consomem quantidades consideráveis de recursos (energia, água e substâncias químicas) e produzem, igualmente, grandes quantidades de resíduos (ALBUQUERQUE et al., 2010).

Por outro lado, universidade é o ambiente capacitador de agentes transformadores e tomadores de decisão, além de representar as inovações em pesquisas e desenvolvimento, desta forma atribui-se a estas instituições a responsabilidade de educar para a criação de uma cultura sustentável, com o objetivo de motivar a população a se envolver na educação, investigação, formação de políticas e troca de informação sobre os fatores que influenciam no desenvolvimento rumo ao futuro sustentável (GOMES, 2009; SOUZA et al., 2016).

Um estudo realizado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Campus Francisco Beltrão), revelou que muitos dos resíduos encaminhados ao aterro sanitário municipal ou aterro industrial (resíduos de laboratório) são passíveis de reutilização, reciclagem ou compostagem, e tal fato reflete a necessidade de maiores ações de treinamento e sensibilização de alunos, professores e técnico-administrativos e, ainda, a implantação de projetos para o aproveitamento dos resíduos orgânicos (GONÇALVES et al., 2010).

Madeira e Martinelli (2014) realizaram uma análise do manejo dos resíduos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Câmpus Medianeira), e também verificaram que a Universidade gerencia de forma ineficiente os resíduos gerados, visto que 25% dos resíduos poderiam ser reciclados (plásticos, papel/papelão, alumínio, isopor e vidro) e 11% poderia ser aproveitado na criação de composteira

para o uso do setor de manutenção da área verde (resíduos orgânicos), no entanto, são destinados ao aterro controlado.

A Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), através da Prefeitura da Cidade Universitária (PCU), criou a Coordenação de Prevenção e Gerenciamento de Resíduos e Efluentes (Coopere), que tem como objetivo fazer do campus uma cidade modelo na gestão de resíduos, servindo de exemplo para pequenas e médias cidades (UFPE, 2014). Em 2017, foram lançados Manuais de Gestão de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade, sobre os temas Coleta Seletiva, Medicamentos, Pilhas e Baterias, Óleo de Fritura e Sustentabilidade (UFPE, 2017).

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo de digestão anaeróbia é uma tecnologia eficaz para resolver a problemática da escassez de energia e dos problemas de poluição ambiental das indústrias e de atividades residenciais (ZHANG et al., 2013).

Nesse sentido, o governo brasileiro, criou recentemente o Programa RenovaBio, que visa reconhecer o papel estratégico de todos os tipos de biocombustíveis na matriz energética do Brasil (BRASIL, 2017b).

A digestão anaeróbia pode ser considerada um processo adequado ao tratamento de resíduos orgânicos, denominada, inclusive, como reciclagem da matéria orgânica, pois faz a transformação dos componentes orgânicos complexos, em matéria orgânica mineralizada e em compostos orgânicos mais simples (FIGUEIREDO, 2012).

Desta forma, a mesma pode ser empregada para tratamento de materiais, tanto na forma sólida quanto na líquida (MACHADO, 2011), sendo uma alternativa eficiente para tratar os resíduos orgânicos, reduzindo o seu poder poluente e os riscos sanitários advindos dos mesmos (HILLS, 1980).

Segundo Machado (2011), no tratamento biológico de resíduos orgânicos, não há interesse em se atingir um nível de tratamento que leve a disposição final do resíduo em corpos d'água (que apresentam critérios bastante rigorosos), pois é de grande importância a reciclagem do efluente na adubação de plantas.

Rossol et al. (2012) também concluíram em seu estudo, que a destinação final mais adequada para os resíduos sólidos da agricultura, em geral, é a reutilização no

solo agrícola (precedida de análises de impacto ambiental), tanto sob o ponto de vista ambiental como econômico.

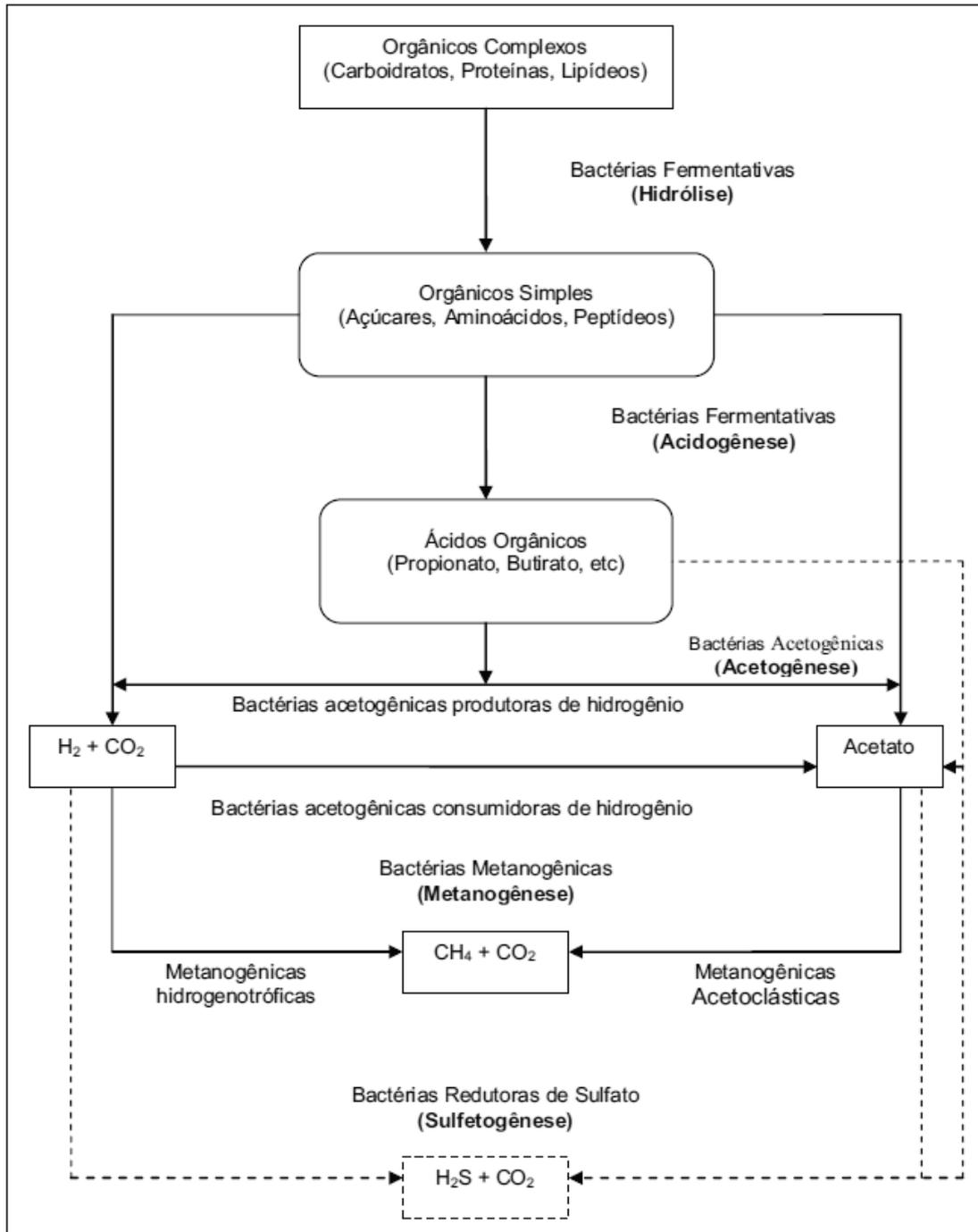
No entanto, tais resíduos precisam ser estabilizados por meio do tratamento biológico, transformando-os em biofertilizantes. Os dejetos de animais, por exemplo, são amplamente utilizados frescos, podendo, desta forma, inibir a germinação de sementes, ocasionar o alongamento de raízes, além de contaminar o operador, o solo e os vegetais (SEDIYAMA et al., 2008).

Segundo Divya et al. (2015), a digestão anaeróbia é um conjunto de processos pelos quais os micro-organismos transformam resíduos orgânicos em biogás e material digerido (ou digestato) na ausência de oxigênio. O metano contido no biogás é um combustível renovável que pode ser utilizado para produzir energia elétrica, mas também como gás de cozinha e combustível de veículos automotivos, e o digestato pode ser aproveitado como fertilizante na agricultura (Holm-Nielsen et al., 2009).

Tal processo pode ser dividido em quatro diferentes fases, apresentadas na Figura 2 e descritas abaixo:

- **Hidrólise:** lise da estrutura, culminando na redução dos biopolímeros de grande conteúdo molecular e maior complexidade (carboidratos, proteínas e lipídeos) a moléculas mais simples, solúveis em água e com peso moleculares menores (açúcares simples, aminoácidos e ácidos orgânicos), pela ação de enzimas produzidas por micro-organismos aeróbios facultativos, na presença de água (CARREAS, 2013; KONDUSAMY & KALAMDHAD, 2014);
- **Acidogênese:** fase onde ocorre a degradação e acidificação dos produtos oriundos da fase de Hidrólise, sendo os mesmos metabolizados no interior das células, e posteriormente excretados pelas bactérias fermentativas e convertidos em compostos, como, ácidos graxos voláteis - AGV's, no entanto, alguns micro-organismos são facultativos, podendo metabolizar o material orgânico pela via oxidativa, fazendo o uso do oxigênio eventualmente presente no meio e que pode tornar-se tóxico às anaeróbias estritas (CHERNICHARO, 2007; STEINMETZ, 2016);
- **Acetogênese:** etapa na qual os compostos são transformados em acetato, dióxido de carbono e hidrogênio, principalmente, por meio de bactérias fermentativas (CHERNICHARO, 2007; CARREAS, 2013);

Figura 2 - Etapas da digestão anaeróbia e compostos formados



Fonte: Siqueira (2008) apud Araujo (2017).

- **Metanogênese:** etapa final do processo de digestão anaeróbia que implica na conversão de compostos de estrutura mais simples de carbono em metano, pela ação de organismos metanogênicos (CARREAS, 2013; STEINMETZ, 2016).

2.3.1 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

Para que o processo de digestão anaeróbia de um substrato ocorra de maneira eficiente é necessário que se tenha condições adequadas para o desenvolvimento da biomassa microbiana (RUIZ, 1992).

Segundo Chernicharo (1997), o sucesso da digestão anaeróbia está relacionado ao controle rigoroso das condições ambientais, tais como: presença de macronutrientes (nitrogênio, fósforo e enxofre), de micronutrientes (ferro, cobalto, níquel e molibdênio), temperatura, pH, controle da alcalinidade e dos ácidos voláteis gerados. Mao et al. (2015) também puderam observar em seu estudo que a relação C:N e o tempo de detenção hidráulica (TDH) também são fatores preponderantes.

Nesse sentido, o Quadro 2, traz faixas consideradas ideais para a metanogênese, visto que, geralmente, é uma etapa limitante do processo de digestão anaeróbia. Vale salientar que apesar dos fatores supracitados terem sido organizados de forma isolada, dentro de um biodigestor, os mesmos trabalham em conjunto, podendo ocorrer o antagonismo ou o sinergismo entre os mesmos. Um exemplo disso é a relação entre as variáveis temperatura, tempo de detenção hidráulico (TDH), tipo do substrato, tamanho das partículas e do reator.

Quadro 2 - Características ótimas para metanogênese

Parâmetro	Faixa	Referência	Relação com a digestão anaeróbia
Umidade	60 – 90%	Andreoli et al. (2003)	Condições ideais para à fase inicial do crescimento dos micro-organismos e solubilização/disponibilização dos nutrientes.
	60 – 95%.	Demetriades (2008)	
	90	Rizzoni et al. (2012)	
Sólidos totais	5 – 12%	Caritas (2008)	- Alimento necessário para o crescimento dos micro-organismos; - Baixa relação alimento/micro-organismos (substrato/inóculo) resulta em baixa atividade biológica; - Elevadas relações podem levar ao acúmulo de ácidos orgânicos voláteis e falência do processo.
	< 40%	FNR (2010)	
	< 30%	Kunz et al. (2016)	
Sólidos voláteis	6 – 8%	Caritas (2008)	
Tamanho das partículas	< 1 cm	Souza (1984)	Aumenta a superfície de contato, aumentando também a interação entre a matéria orgânica e os micro-organismos.
	Baixa granulometria	Leite (1997)	
pH	6,8 – 7,2	Souza (1984)	Intervalo ótimo de crescimento da maioria dos micro-organismos, especialmente, os metanogênicos.
	6,6 – 7,4	Chernicharo (1997)	
	6,5 – 7,5	Pereira et al. (2009)	

(Continua)

Quadro 2 - Características ótimas para metanogênese.

(Continuação)

Ácidos graxos voláteis (AGVs)	< 500 mg/L	Carreas (2013)	O aumento da concentração dos AGV, reduz o pH do meio e a capacidade tampão do sistema, que são fatores responsáveis pela estabilidade do processo anaeróbio.
Alcalinidade de bicarbonatos	2500 – 5000 mgCaCO ₃ /L	Souza (1984)	Capacidade de manter em condições de equilíbrio os íons de dióxido de carbono e bicarbonato, ou seja, tamponamento do meio e neutralização dos AGVs.
	1000 – 5000 mgCaCO ₃ /L	Metcalf e Eddy (1991)	
Nitrogênio amoniacal	600 – 900 mg/L	Souza (1984)	- Contribui para a formação da alcalinidade, e, portanto, para a estabilidade da digestão; - A degradação de compostos ricos em proteína conduz a formação do bicarbonato de amônia que atua como fonte de nitrogênio, cuja amonificação gera capacidade de tamponamento (Felizola, 2006).
Temperatura	35 – 37 °C	Souza (1984)	Intervalo ótimo para a condição mesofílica.
	30 – 35 °C	Metcalf e Eddy (2014)	
	57 – 62 °C	Souza (1984)	Intervalo ótimo para a condição termofílica.
	50 – 55 °C	Metcalf e Eddy (2014)	

(Continua)

Quadro 2 - Características ótimas para metanogênese.

(Continuação)

Relação C:N	20 – 30	Souza (1984)	Relação ideal de nutrientes para micro-organismos. Quando essa relação está alta, tende a ocasionar uma baixa solubilização de proteína, e quando está baixa, eleva-se as chances de inibição por amônia.
	25 – 30	Yadvika et al. (2004)	
	25 – 30	Kunz et al. (2016)	
Sódio	100 – 200 mg/L	Souza (1984)	Micronutrientes essenciais aos micro-organismos.
Potássio	200 – 400 mg/L		
Cálcio	100 – 200 mg/L		
Magnésio	75 – 150 mg/L		

Fonte: Autora (2018).

De acordo com Jacinto (2014), o TDH nos digestores anaeróbios (que é o tempo para ocorrer as reações bioquímicas em um reator biológico, ou seja, tempo que o substrato permanece no mesmo), está diretamente ligado à temperatura e ao tipo do substrato utilizado, como mostram os Quadros 3 e 4. Ainda, segundo o referido autor, quanto mais elevada for a temperatura, maior será a velocidade de consumo do substrato e, conseqüentemente, maior será a taxa de degradação e menor o TDH.

Quadro 3 - Relação entre a temperatura e o TDH

Condições da digestão anaeróbia	TDH (dias)
Psicrofílica	> 100
Mesofílica	30 – 60
Termofílica	10 – 16

Fonte: IIP (2003) apud Caritas (2008).

Quadro 4 - Relação entre o TDH e o tipo de resíduo orgânico

Tipo de substrato	TDH (dias)
Dejeto bovino	20 – 30
Dejeto suíno	15 – 25
Dejeto avícola	20 – 40

Fonte: IER (2003) apud Caritas (2008).

Rajagopal et al. (2017) demonstraram a viabilidade de usar a digestão anaeróbica em um ambiente de temperatura menor, no qual, relatou a utilização de uma temperatura de 20°C e obteve concentrações de metano entre 64 a 69%, demonstrando, com isso a possibilidade de conversão dos resíduos sólidos (restos alimentares com ou sem esterco animal) em energia renovável e fertilizante orgânico, mesmo em países com baixas temperaturas e sem uso do aquecimento do sistema.

Nesse contexto, segundo a Associação Européia de Biogás (EBA, 2017) existem 17.662 plantas de biogás (em 2016) espalhadas por toda União Europeia, onde as temperaturas variam bastante ao longo do ano.

No Brasil há uma crescente demanda para o uso desse tipo de processo, no qual os reatores são preenchidos com diversos tipos de substrato, tais como lodo de esgoto, dejetos de diversos animais e resíduos sólidos.

Segundo Carreas (2013), a redução do tamanho das partículas dos resíduos, produzem um aumento da velocidade de hidrólise, resultando em menores TDH e, conseqüentemente, reatores menores.

É importante ressaltar que severas oscilações de temperatura podem levar à um desbalanceamento entre as bactérias acidogênicas e os micro-organismos metanogênicos, afetando assim todo o processo anaeróbio (CHERNICHARO, 2008). Craveiro et al. (1982) também observaram que variações de temperatura podem levar o processo de digestão ao desequilíbrio, caso sejam elevadas, ocasionando a mortandade dos micro-organismos.

Segundo Moller et al. (2004), a produção de metano é dependente da composição química dos compostos orgânicos, que varia bastante entre os substratos, como mostra o Quadro 5. Mas, a qualidade dos sólidos voláteis contidos nos dejetos é o principal fator (ORRICO JÚNIOR, 2011).

Quadro 5 - Relação C:N de diferentes resíduos

Resíduo	Relação C:N
Dejeto bovino	25 ⁽¹⁾
	24 ⁽²⁾
Dejeto caprino	19 ⁽²⁾
Dejeto suíno	15 ⁽¹⁾
	18 ⁽²⁾
Folhas de vegetais	11 – 19 ⁽¹⁾
Lodo de esgoto	6 – 10 ⁽¹⁾
Resíduo ruminal bovino	17 ⁽³⁾
Resíduos sólidos municipais	18 ⁽¹⁾
	40 ⁽²⁾
Resíduos alimentares	18,6 ⁽⁴⁾
	22,9 ⁽⁵⁾

Fonte: ⁽¹⁾Caritas (2008); ⁽²⁾Kigozi et al. (2014), ⁽³⁾Oliveira et al. (2017), ⁽⁴⁾Tchobanoglous et al. (1993), Achour (2008).

Já para a relação de C:N ideal, Yadvika et al. (2004) estabelecem valores entre 25 e 30, como faixa ótima para a degradação da matéria orgânica.

Outra correlação muito importante é relação alcalinidade devido aos ácidos voláteis ou alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade devido a bicarbonato ou alcalinidade parcial (AP), onde valores superiores a 0,3 indicariam um distúrbio no processo (Chernicharo, 2007).

A relação de AGV/alcalinidade, por exemplo, indica a estabilidade nos digestores (Scano et al., 2014), visto que o acúmulo de AGV no digestor é um sintoma de desestabilização causada pela dissociação das reações de produção e eliminação destes compostos (Carreas, 2013). Além disso, o aumento da concentração de AGV no material em digestão provoca uma queda no pH do meio, quando a alcalinidade do sistema não é suficientemente elevada (Souza, 1984). Tal fato poderá inibir a produção de biogás e, principalmente, metano.

Além do AGV, outros compostos podem atuar como inibidores ou estimulantes da degradação, por serem considerados micronutrientes. A Tabela 7 apresenta as concentrações de elementos químicos e compostos considerados benéficas à digestão e às quantidades consideradas tóxicas e inibitórias.

Santos Filho et al. (2016) caracterizaram o substrato (resíduos de frutas e verduras oriundos da Central de Abastecimento de Pernambuco – CEASA/PE) e o inóculo (resíduo ruminal bovino) empregados na digestão anaeróbia (Tabela 8), utilizando como base os valores estabelecidos por Deublein e Steinhauser (2008) – apresentados na Tabela 7. Nesse sentido, os referidos autores concluíram que a concentração de potássio, cálcio e cobre, presente no resíduo orgânico pode inibir a digestão, por outro lado, a concentração de ferro, no resíduo orgânico, e de manganês, no rúmen bovino, estão dentro da faixa ideal dos referidos elementos traço, ou seja, pode estimular o processo.

Tabela 7 - Concentração mínima requerida e inibitória de diferentes elementos químicos e substâncias para a digestão anaeróbia

Elemento químico ou substância	Concentração mínima requerida (mg/L)	Concentração inibitória (mg/L)
Cádmio	-	20 – 600 ⁽¹⁾
Cálcio	-	2.500 – 7.000 ⁽¹⁾
		2500 – 4.500 ⁽²⁾
Chumbo	0,02 – 200 ⁽¹⁾	340 ⁽¹⁾
Cobalto	0,06 ⁽¹⁾	-
Cobre	-	170 – 300 ⁽¹⁾
		100 ⁽²⁾
Cromo	0,005 – 50 ⁽¹⁾	500 ⁽¹⁾
		200 ⁽²⁾
Ferro	1 – 10 ⁽¹⁾	1.750 ⁽¹⁾
Magnésio	-	1.000 – 2.400 ⁽¹⁾
		1.000 – 1.500 ⁽²⁾
Manganês	0,005 – 50 ⁽¹⁾	1500 ⁽¹⁾
Molibidênio	0,05 ⁽¹⁾	-
Nitrato	-	0,05 ⁽¹⁾
Níquel	0,005 – 0,5 ⁽¹⁾	300 – 1.000 ⁽¹⁾
		200 – 500 ⁽²⁾
Potássio		2.500 – 4.500 ⁽²⁾
Selênio	0,008 ⁽¹⁾	-
Sódio	-	60.000 ⁽¹⁾
		3.500 – 5.500 ⁽²⁾
Zinco	-	250 – 600 ⁽¹⁾

Fonte: ⁽¹⁾Deublein e Steinhauser (2008); ⁽²⁾Parkin e Owen (1986).

Tabela 8 - Concentração de diferentes elementos químicos e substâncias presente no substrato e no inóculo

Parâmetros (mg/L)	Resíduos de frutas e verduras	Resíduo ruminal bovino
Nitrogênio	18.000	700
Fósforo	3.680	490
Potássio	11.750	240
Sódio	1.280	320
Cálcio	19.470	1.710
Magnésio	260	80
Zinco	42	6,30
Cobre	48	4
Ferro	1,45	66
Manganês	60	8,10

Fonte: Santos Filho et al. (2016).

A concentração dos nutrientes deve ser bem balanceada, como evidenciou Alves (2008) ao adicionar à codigestão resíduo orgânico e lodo de esgoto (anaeróbio), além dos macro e micronutrientes intrínsecos aos mesmos, diferentes concentrações de ferro (2, 7 e 20 mg/L), zinco e manganês (2 e 7 mg/L, para os dois últimos), tendo verificado que a produção de biogás foi negativamente influenciada pelas concentrações 7 e 20 mg/L de Mn e Fe, respectivamente.

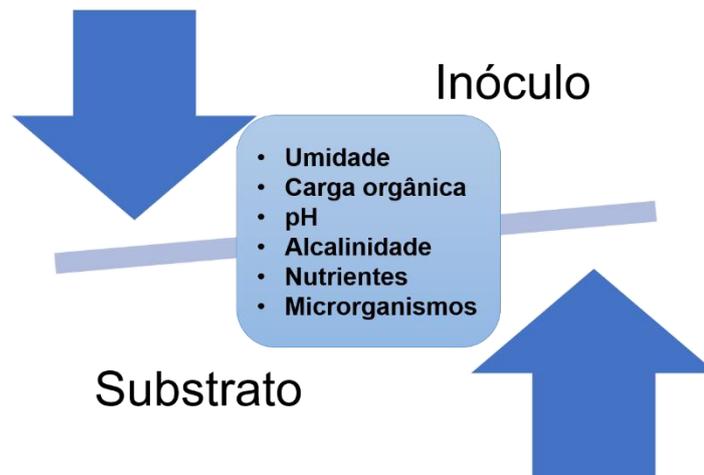
2.3.2 Codigestão

Denomina-se codigestão o processo da digestão anaeróbia que utiliza dois ou mais resíduos orgânicos, onde geralmente, pelo menos um deles é fonte de carga orgânica (que é o que convertido em biogás e metano), e o outro fornece condições propícias ao processo, ou seja, micro-organismos, água, alcalinidade, etc. Nesse sentido, a inoculação do reator visa o controle das condições ambientais para fins de obtenção máxima de metano, desta forma, o inóculo pode até conter matéria orgânica residual, mas o primordial é que contenha os micro-organismos responsáveis pelas rotas metabólicas do processo da digestão anaeróbia (Gomes, 2014).

Kusch et al. (2011) realizaram a codigestão anaeróbica, para produção de biogás, empregando diferentes tipos de biomassa: resíduos orgânicos alimentares, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), resíduos orgânicos de indústria e comércio, lodo de esgoto, excrementos, resíduos agrícolas, etc.

No estudo de Griffin et al. (1998), a partida dos reatores foi dado utilizando lodo de esgoto e dejetos bovinos para tratar a FORSU. Segundo Barcelos (2009), o produto do rúmen bovino e os dejetos bovinos e suínos possuem características complementares ao FORSU, que em geral possuem valores de pH, umidade e quantidade de micro-organismos reduzida. Tal complementaridade proporciona um equilíbrio (Figura 3), e conseqüentemente, um melhor desempenho nos reatores, culminando, em maiores produções de biogás (CHELLAPANDI, 2004).

Figura 3 - Condições de sinergia da codigestão entre um inóculo e um substrato



Para Xu et al. (2018) observaram que a codigestão com resíduos alimentares é um processo promissor para conversão dos mesmos em energia, todavia este processo não está completamente elucidado, sendo necessário novos estudos para a sua otimização.

Silva (2009) relata que a codigestão de um resíduo orgânico rico em micro-organismos, como é o caso do lodo de esgoto sanitário, dos dejetos bovinos, avícolas, entre outros, pode melhorar o processo da digestão anaeróbica com outros resíduos orgânicos.

O dejetos do bovino leiteiro, por exemplo, devido à natureza fisiológica do animal, elimina cerca de 33% dos nutrientes fornecido pelos alimentos ingeridos,

desta forma, possuem altos teores de nutrientes, que podem ser aproveitados pelos micro-organismos na digestão anaeróbia (VAN HORN, 1994).

O resíduo ruminal bovino, por sua vez, sofre um pré-tratamento no trato digestivo dos animais, que são verdadeiras câmaras naturais de fermentação anaeróbia onde se desenvolvem harmonicamente as bactérias (Bueno, 2010).

No entanto, segundo VDI 4630 (VDI, 2006) e Steinmetz (2016) um inóculo de boa qualidade deve conter micro-organismos adequados para digerir diferentes fontes de biomassa, obtendo, com isso, uma produção de metano de, no máximo, 2% da produção da amostra codigerida, visto que a carga orgânica deve advir do substrato e não do inóculo. Para isso, faz-se necessário a aclimação do inóculo, havendo assim uma redução de sua carga orgânica do próprio inóculo e preparação do mesmo para a recepção do substrato. O referido autor ainda fala da necessidade do estabelecimento de um padrão nacional, ou seja, de inóculo estável, adaptado ao substrato.

A VDI 4630 (VDI, 2006) é um guia da Associação de Engenheiros Alemães que fornece regras e especificações para testes para determinar a produção de biogás de materiais orgânicos que servem a interpretação e otimização operacional de plantas de biogás.

Steinmetz (2016) monitorou (por 875 dias) um inóculo mesofílico aclimatado constituído por dejetos bovinos frescos, lodos anaeróbios de reatores UASB que tratam dejetos suínos e efluentes de indústria de gelatina (separadamente), na proporção 1:1:1, e posteriormente, o mesmo passou por diversos peneiramentos para redução ST e SV. O objetivo da supracitada pesquisa era propor uma metodologia de aclimação e enriquecimento de inóculo para atender os requisitos da VDI 4630.

Similarmente, Amaral et al. (2016), produziram um inóculo aclimatado (anaeróbio e mesofílico), preparado a partir de partes iguais de lodo anaeróbio de reator UASB alimentado com dejetos de suínos, lodo anaeróbio de UASB de indústria de alimentos e esterco bovino fresco.

2.4 REATORES ANAERÓBIOS

2.4.1 Porte (reatores para ensaio BMP e reatores piloto)

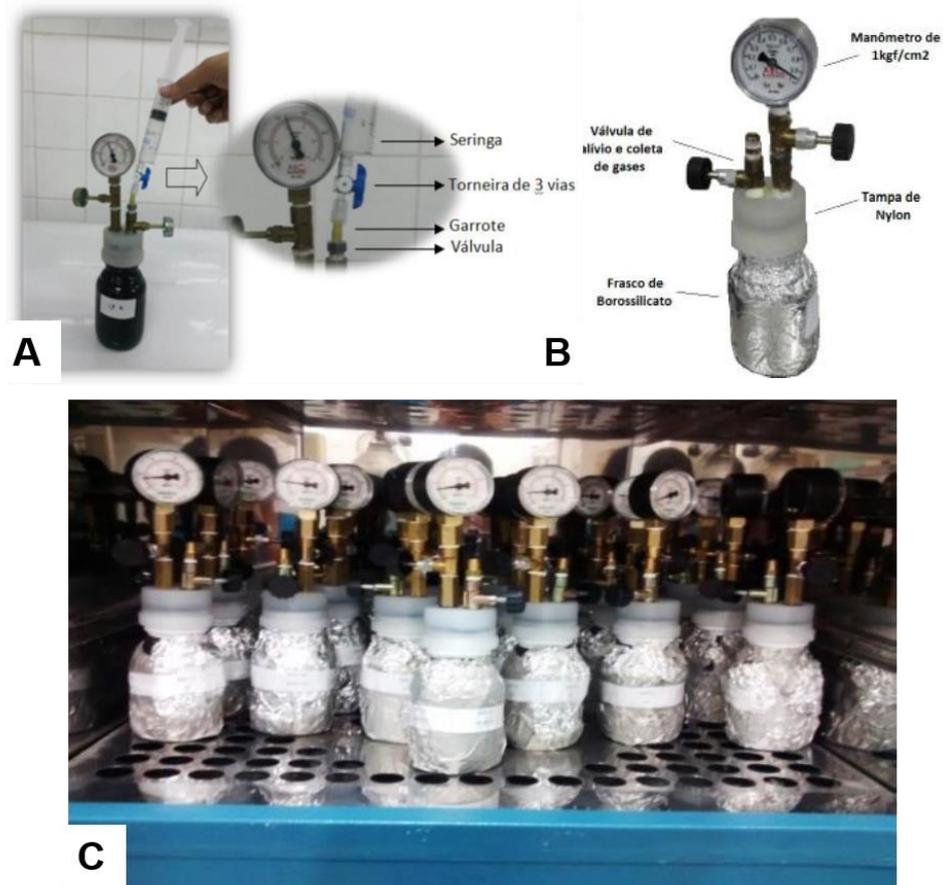
O potencial de geração de biogás e metano de um resíduo representa a produção total de biogás e/ou metano por quantidade de material, que depende principalmente da sua composição, em particular, da fração de carbono biodegradável (MENDES e SOBRINHO, 2005).

Segundo Harries et al. (2001), testes de laboratório para quantificar a produção de biometano gerado, são conhecidos por ensaio de BMP (*Biochemical Methane Potential* ou Potencial Bioquímico de Metano), e vem sendo utilizados em várias pesquisas, desde as décadas de 30/40 (Buswell).

De acordo com Aquino et al. (2007), há diferentes métodos para a realização do ensaio BMP, os quais podem ser classificados como manométricos ou volumétricos, o primeiro se baseia na medição da pressão exercida sobre um sensor de pressão (manômetro) acoplado ao reator (Figura 4), e o segundo é realizado por meio da determinação do volume de biogás ou metano produzido em um reator (Figura 5). Segundo os mesmos autores, ambos os métodos são passíveis de monitoramento instantâneo e automação, dispensando o uso de instrumentos manuais (como seringas de vidro), e de cromatógrafo para determinação da composição do biogás, além de não trabalhar com pressões maiores (aumentando o risco de perda de biogás) no entanto, tem-se custo de aquisição e manutenção dos equipamentos.

Chernicharo et al. (1997), Harries et al. (2001), Alves (2008), Firmo (2013), Lucena (2016), Alves (2016), Valença (2017), Santos Filho (2018), dentre outros autores, utilizaram em suas pesquisas, reatores tipo manométricos para avaliar a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos em diferentes condições (inóculos variados, adição de agente alcalinizante e metais).

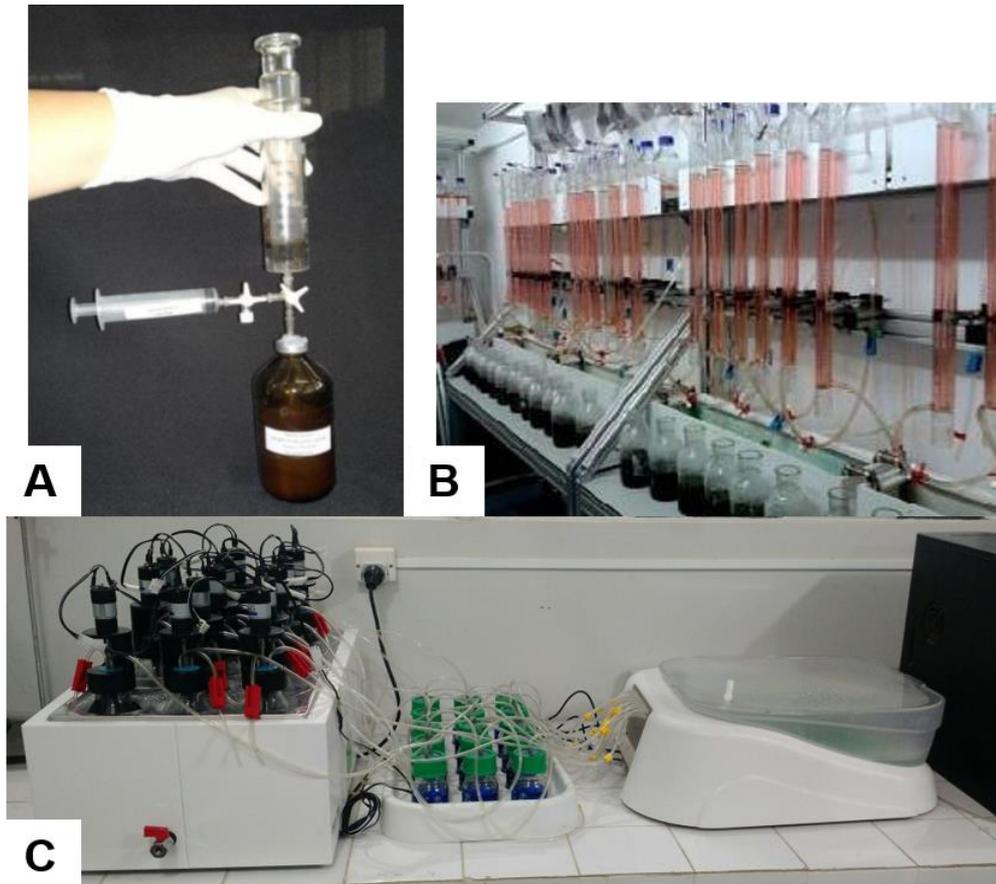
Figura 4 - Reatores manométricos para o ensaio BMP (reatores de vidro acoplados com manômetro)



Fonte: A) Alves (2016), B) Firmo (2013) e C) Lucena (2016).

Os reatores tipo volumétricos também são amplamente empregados em diversas investigações, como a de: Esposito et al. (2012), Steinmetz (2012), Silva (2014), Bona et al. (2015), Santos Filho et al. (2016) e Oliveira et al. (2017).

Figura 5 - Reatores volumétricos para o ensaio BMP: (A) Reatores de vidro com tampa de borracha e lacre de alumínio com determinação do volume por meio de uma seringa; (B) Reatores de vidro conectados a tubos eudiômetros onde a determinação do volume é função do descolamento da solução do tubo; (C) medidor de volume automatizado (sistema AMPTS II - Automatic Methane Potential Test System ou Sistema automático de teste de potencial de metano).



Fonte: A) Silva (2014), B) Steinmetz (2012) e C) Próprio autor (2017).

Segundo Gambetta (2011), a pesquisa em bancada gera resultados sólidos e confiáveis que permitem afirmar que a tecnologia é promissora, e a partir desse ponto é realizado o desenvolvimento de um processo a ser transposto em uma planta piloto, de forma a verificar a viabilidade técnica e econômica da tecnologia proposta. De acordo com a autora supracitada, as informações obtidas ao longo da operação de planta piloto, fornecem subsídios para iniciar um projeto de planta industrial, levando em conta as características técnicas e econômicas, que permitirão construir uma planta industrial competitiva.

O estudo piloto, por definição, é um teste, em pequena escala, dos procedimentos, materiais e métodos propostos para determinada pesquisa, que objetiva descobrir pontos fracos e problemas em potencial, e conseqüentemente, possibilitar alterações e melhorias (MACKEY e GASS, 2005; BAILER et al., 2011).

Nesse escopo, o Quadro 6 traz alguns reatores piloto confeccionados com diferentes formatos, materiais e capacidade de armazenamento da biomassa, oriundo de diferentes pesquisas que avaliaram a digestão anaeróbia e a produção de biogás e metano.

Quadro 6 - Algumas características técnicas de reatores pilotos existente na literatura empregados para digestão anaeróbia

Formato do reator	Composição do reator	Capacidade do reator	Referências de literatura
Vertical	Policloreto de vinila (PVC)	16,1 L	Kuczman et al. (2011)
		49,5 L	Santos e Oliveira (2011)
		47,78 L	Duda et al. (2013)
Horizontal		2200 L	Leite et al. (2014)
Vertical	Aço inoxidável	75 L	Valença (2017)
Horizontal		25 L	Santos Filho (2018)

Fonte: Autora (2018).

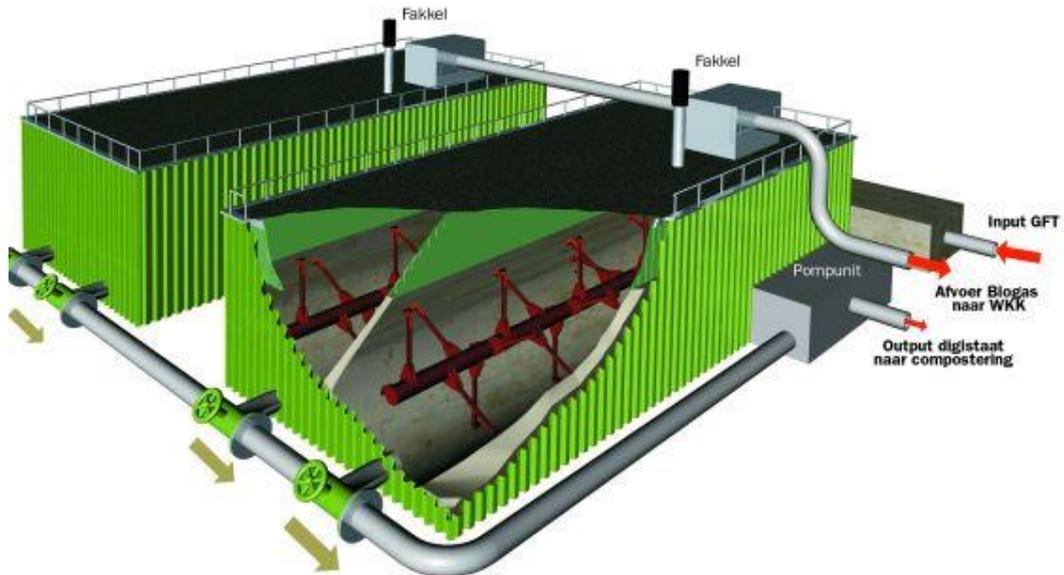
De acordo com Santos Filho (2018), tais estudos são de extrema importância para a sociedade, principalmente quando se trata de uma tecnologia que pode ser adaptada para a população, onde cada cidadão será capaz de produzir sua própria fonte de energia (biogás), bem como potencializar o aproveitamento dos seus resíduos orgânicos.

A FEAM (2009) apresenta diferentes tecnologias para a metanização de resíduos orgânicos disponíveis no mercado (planta industrial), são elas:

- **Sistema Kompogas (Figura 6):** reator é construído em concreto armado ou em aço, em formato retangular, de fluxo contínuo, digestão seca (ST da ordem de 28%) e operando majoritariamente na faixa de operação termofílica. O sistema de alimentação se dá pela introdução do material via bombas similares às utilizadas para bombeamento de concreto, nesse processo também ocorre o aquecimento

da biomassa (via injeção de vapor d'água). A extração do material digerido foi projetada de forma a ocorrer sem o auxílio de bombas, utilizando-se apenas da sobre-pressão no interior do reator. A agitação do material em digestão é realizada pela rotação de pás fixadas em um único eixo transversal.

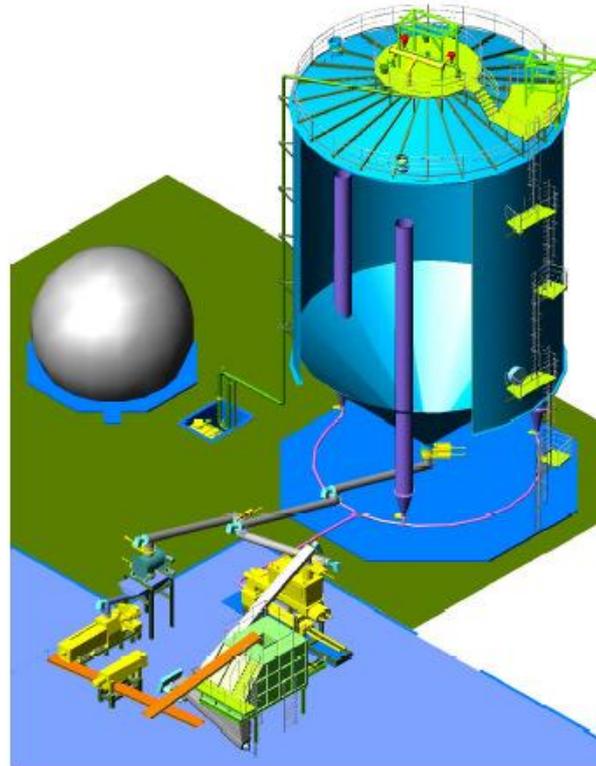
Figura 6 - Modelo esquemático do sistema Kompogas



Fonte: FEAM (2009).

- **Sistema Dranco (Figura 7):** digestor em formato de silo (construídos em concreto armado ou aço inox) com sistema de agitação realizada pela re-circulação do material e alimentação da biomassa via bombas similares às utilizadas para o bombeamento de concreto, bem como injeção de vapor para manutenção da temperatura. Operam na sua maioria em faixa termofílica, digestão seca (ST da ordem de 15 a 40%). Os sistemas de recirculação e extração são realizados através da abertura de válvulas em diferentes regiões da parte inferior do reator.

Figura 7 - Modelo esquemático do sistema Dranco



Fonte: FEAM (2009).

2.4.2 Formas de Alimentação

De acordo com Pereira (2018a), existem várias formas de operar os reatores, de uma forma geral, que é em função da forma de alimentação, nesse sentido o Quadro 7 apresenta um resumo da análise da variação do volume e da composição do meio reacional em função do tempo.

Segundo Pereira (2018b):

- reator batelada: todos os produtos são introduzidos no reator de uma só vez, em seguida são misturados e reagem entre si (variação da composição inicial), só após algum tempo, os produtos obtidos são descarregados de uma só vez;
- reator contínuo: tem-se a entrada e saída de produtos (na mesma vazão) ao longo do processo de operação, resultando em um volume e composição constante;
- reator semi-batelada (ou semi-contínuo): operam apenas com a entrada de produtos, por esse motivo o volume, bem como a composição pode ser variável

ou constante, visto que o que está sendo degradado, pode ter sido adicionado ou não.

Quadro 7 - Análise da variação do volume e da composição do meio reacional em função do tempo para diferentes formas de operação de um reator

Operação	Volume	Composição
Batelada	Constante	Variável
Contínuo	Constante	Constante (no mesmo ponto)
Semi-batelada ou Semi-contínuo	Variável	Variável
Semi-batelada ou Semi-contínuo	Variável	Constante
Semi-batelada ou Semi-contínuo	Constante	Variável

Fonte: Pereira (2018b).

Via de regra, os reatores operados com fluxo contínuo, resultam em processos mais estáveis e com maior taxa de conversão de matéria orgânica em biogás, contudo, requerem maiores custos com a operação, bem como maior quantidade de paradas para manutenção do conjunto de bombas, além de demandam mais energia em relação ao processo regido por bateladas, ao passo que os processos em batelada, apesar de suportarem maiores cargas orgânicas em relação ao fluxo contínuo, resultam em condições ambientais menos estáveis, reduzindo os rendimentos de produção de metano (FERREIRA, 2015). Segundo o mesmo autor, o fluxo semi-batelada é uma alternativa intermediária, pois não há o esgotamento total do reator, promovendo uma maior estabilidade do processo, em relação à batelada, e menor custo operacional e energético, em relação ao fluxo contínuo.

Leite et al. (2001) realizaram experimentos com reatores tipo batelada (capacidade de 20 L), preenchido com resíduo de frutas e verduras, e rúmen bovino (na proporção, em massa, resíduo/rúmen bovino de 100/0, 95/5, 90/10 e 85/15), durante 365 dias.

Zhang et al. (2013) também conduziram estudos em reatores tipo batelada, fabricados a partir de frascos Erlenmeyer de 1 L, onde foi analisada digestão

anaeróbia de esterco de cabra com palha de trigo, caules de milho e palha de arroz (na proporção esterco de cabra/resíduo de culturas de 90/10, 70/30, 50/50, 30/70 e 10/90).

Já Valença (2017) operou os reatores empregados de forma semi- batelada, adicionando 620 g de resíduo alimentar três vezes por semana (além de bicarbonato de sódio e água), totalizando, após 98 dias, 23 e 26 kg de resíduo (para 18 e 13 L de inóculo, respectivamente), bem como cerca de 15 L de água e 7,5 a 3,8 kg de bicarbonato de sódio (respectivamente).

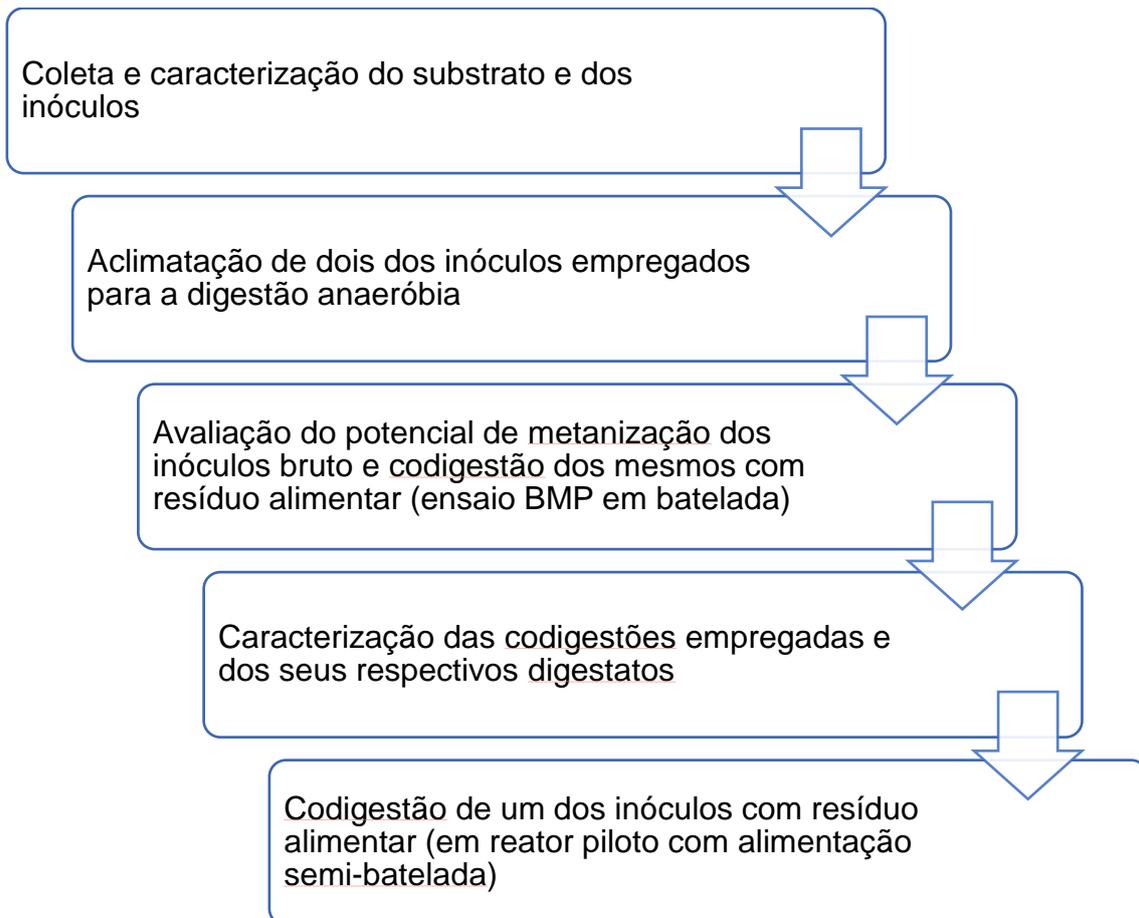
Gueri (2017) também desenvolveu um estudo com um reator semi- batelada, onde inicialmente foi adicionado substrato (resíduos alimentares), inóculo (efluente de um biodigestor anaeróbio em operação alimentado com dejetos da suinocultura) e água (na proporção de 1:210:195, em volume), posteriormente, o biodigestor recebeu alimentações diárias de resíduos alimentares (exceto aos sábados e domingos).

Edwiges et al. (2017) investigou a influência da composição química no potencial bioquímico de metano (BMP) de doze diferentes composições de resíduos de frutas e hortaliças coletadas ao longo de um ano, em um sistema composto por 39 reatores de vidro (200 mL), preenchidos com 1 gSV de substrato e 200 mL de inóculo, mantidos em banho-maria com temperatura controlada a 37°C, acoplados a tubos graduados em eudiômetro (300 mL) e operados ao mesmo tempo (32 dias).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A presente tese apresentou o fluxograma de trabalho que será descrito na Figura 8.

Figura 8 - Fluxograma de atividades realizadas na presente tese



Fonte: Autora (2018).

3.1 COLETA DO SUBSTRATO E INÓCULOS

O resíduo alimentar (RA) utilizado nesse estudo foi obtido no Restaurante Universitário (RU) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), sendo o mesmo composto de resíduos provenientes da cozinha (cascas e pedaços estragados de frutas e verduras) e do refeitório (resto de comida processada). As coletas foram realizadas nos dias 09/05/2016 e 15/03/2018, onde foram disponibilizados 5 sacos de 100 L com os resíduos supracitados.

Os lodos dos reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* ou reator anaeróbio de fluxo ascendente), empregados como inóculos na codigestão, foram obtidos na Estação de Tratamento de Esgoto doméstico (ETE) e na Unidade de produção de biogás de vinhaça, sendo denominados, respectivamente, lodo de esgoto doméstico (LED) e lodo agroindustrial (LAI). Vale salientar que ambos foram coletados pelas válvulas da descarga de fundo dos reatores nos dias 01/05/2016 e 14/11/2016, respectivamente, para LAI e LED.

O LED foi obtido na ETE Dancing Days, localizada no bairro da Imbiribeira, Recife/PE. A qual é composta por uma caixa de areia, quatro reatores anaeróbios, quatro filtros, dois decantadores e uma unidade de desinfecção com cloro, com capacidade de tratar $300 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, sendo o esgoto oriundo dos bairros da Imbiribeira e Ipsep (TV COMPESA, 2014). A gestão e manutenção da supracitada ETE é fruto de uma parceria público-privada da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) e BRK Ambiental (Figura 9).

Figura 9 - Estação de Tratamento de Esgoto Dancing Days



Fonte: Google Earth (2017).

O LAI foi coletado de um reator UASB de 1000 m^3 , localizado na zona rural da Vitória de Santo Antão/PE, onde fica a Companhia Alcoolquímica Nacional, usina do grupo pernambucano JB, que funcionou em escala industrial, tratando cerca $60 \text{ m}^3/\text{h}$ de vinhaça (Elia Neto, 2014), como mostra a Figura 10. Vale ressaltar que a Usina produz açúcar e álcool, logo o teor de enxofre presente na vinhaça é mais alto, devido ao uso do mesmo no clareamento do caldo da cana para a produção de açúcar.

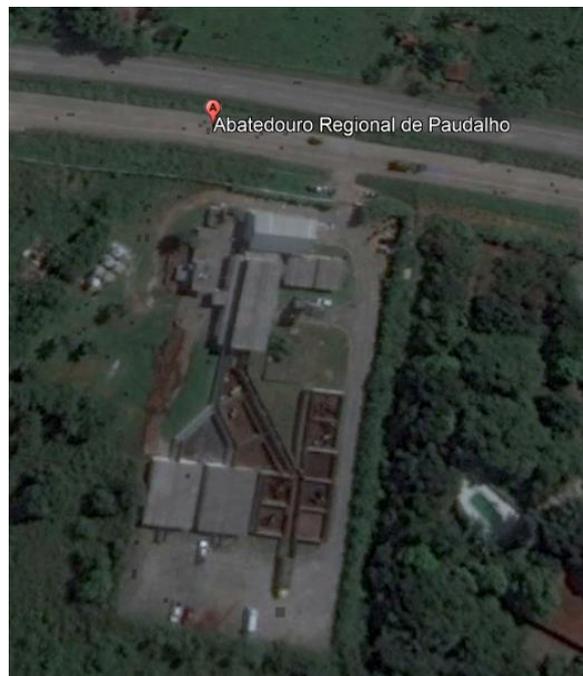
Figura 10 - Estação de Tratamento de Vinhaça



Fonte: Elia Neto (2014).

Além dos lodos dos reatores UASB, também foram empregados como inóculos, o resíduo ruminal bovino (RRB) e o esterco bovino (EB), colhidos na linha de abate e curral, respectivamente, do Abatedouro Regional da Paudalho, localizado no município de mesmo nome (Figura 11). A coleta tanto do RRB e quanto EB foi realizada no dia 10/06/2016.

Figura 11 - Abatedouro Regional de Paudalho



Fonte: Google Earth (2017).

Tanto o RA, quanto os inóculos foram acondicionados em sacos e recipientes plásticos e durante o transporte foram mantidos a uma temperatura aproximada de 4° C, seguindo a técnica de coleta de amostras da CETESB (2011).

Durante a realização dos ensaios de caracterização e avaliação do potencial de metanização (descritos nos tópicos 4.3 e 4.5, respectivamente), os inóculos foram mantidos sob refrigeração à uma temperatura de aproximadamente 11°C, e o resíduo alimentar foi congelado (~ -16°C), visando, com isso, evitar o surgimento de colônias de fungos, degradação da matéria orgânica, e até mesmo geração de biogás. O RRB foi mantido em temperatura ambiente, visto que, segundo Ruiz (1992), a temperatura ruminal situa-se entre 38° a 42° C. E os inóculos aclimatados foram acondicionados em banho termostatizado a aproximadamente 37°C, visto que foi é, aproximadamente, a mesma temperatura do processo de aclimação.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E INÓCULOS

Para a caracterização do RA foi realizada uma amostragem por quarteamento, de acordo com NBR 10.007 (ABNT, 2004b), como mostra a Figura 12. Em seguida extraiu-se o solubilizado do resíduo (Figura 13), utilizando uma relação de 1:20 para a massa da amostra (resíduo alimentar) e o volume do extrator (água destilada), seguindo a metodologia Lange et al. (2002). Visando a determinação dos seguintes parâmetros: demanda química de oxigênio - DQO (método da espectrofotometria), pH (método potenciométrico), alcalinidade de bicarbonatos – AB e ácidos graxos voláteis - AGV (ambos pela metodologia de Kapp). Tais análises também foram realizadas com as amostras *in natura* (líquida) de todos os inóculos (exceto a DQO).

É importante ressaltar a dificuldade da realização do ensaio de DQO, nas amostras empregadas nesse estudo, visto que a metodologia existente (APHA, 2012) é para amostras líquidas, sendo necessário a realização de grandes diluições ou obtenção de um extrato solubilizado, reduzindo bastante a confiabilidade dos resultados.

Angelidaki et al. (2009), recomenda o uso do teor de SV (sólidos voláteis) ou SSV (sólidos suspensos voláteis) em ensaios para avaliação de degradabilidade de lodos de origem sanitária, industrial, ou da fração orgânica de RSU, visto que a determinação de DQO e DBO (demanda bioquímica de oxigênio), nestes casos, torna-se inviável ou passível de incertezas. Além disso, o guia VDI 4630 (VDI, 2006) expressa os resultados de produção de biogás, com base no teor de sólidos voláteis.

Figura 12 - Amostragem por quarteamento do substrato



Fonte: Autora (2018).

Figura 13 - Obtenção do extrato solubilizado do resíduo alimentar



Fonte: Autora (2018).

Por esse motivo, tal análise só foi realizada para o RA, visto que a dosagem de agente alcalinizante foi feita com base na referida análise, como mostra o tópico 3.5. Para as demais amostras, ou seja, os inóculos, será utilizado o parâmetro SV (sólidos voláteis) para mensurar a carga orgânica.

Uma fração de todas as amostras (substrato e inóculos) foi encaminhadas para secagem em estufa, na temperatura de 105°C, até a constância da massa, conforme WHO (1979), objetivando a quantificação do teor de água (ou umidade) e preparação de amostras para ensaios em base seca.

O RA seco foi triturado em um moinho de facas (marca SP Labor, modelo SP-31N, série 0017/10), e os inóculos (também secos) foram destorroados com o auxílio de um almofariz e pistilo de porcelana, e em seguida foram realizadas as seguintes análises:

- sólidos voláteis (SV) de acordo com a NBR13999 (ABNT, 2003);
- análise elementar (carbono, hidrogênio, nitrogênio e enxofre) pelo método de Pregl-Dumas (Analisador Elementar - CHNS-O, Carlo Erba EA1110), em que as amostras são sujeitas à combustão em uma atmosfera de oxigênio puro, e os gases resultantes dessa combustão são quantificados em um detector TCD (detector de condutividade térmica);
- série de metais (cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês e zinco) pela metodologia da APHA (2012);
- análise bioquímica, seguindo o método Van Soest (1967), para celulose, hemicelulose, lignina, e método de Soxhlet (1879) para lipídeos.

3.3 ACLIMATAÇÃO DOS INÓCULOS EMPREGADOS

3.3.1 No sistema AMPTS II

Visando a obtenção de um inóculo mesófilo anaeróbico e adaptado ao substrato (denominado inóculo aclimatado 1 – IA1), foi realizado a aclimação do LED e EB (na proporção de 2:1), que foram os inóculos que apresentaram maior produção acumulada de metano na codigestão com resíduo alimentar (Figura 22), com exceção do LAI, que atualmente não está sendo disponibilizado, visto que a Unidade de produção de biogás a partir da vinhaça foi desativada.

Tal procedimento foi realizado no sistema *Automatic Methane Potential Test System* (AMPTS) II ou Sistema automático de potencial de metano (marca Bioprocess Control), ou seja, com agitação e temperatura mesofílica constante (~37°), e seguindo as premissas do guia alemão VDI 4630, que foi descrita por Bona et al. (2015) e Steinmetz et al. (2016) com algumas adaptações, apresentado na Figura 14.

Figura 14 - Fluxograma do processo de aclimação do inóculo IA1

Nos primeiros 2 meses, o inóculo foi alimentado a cada 2 ou 3 dias, com 0,3 gSV/dia.L, ou seja, 0,1684 ou 0,2526g (para 2 e 3 dias, respectivamente) de RA seco e triturado diluído em aproximadamente 4 mL de água destilada;



Uma semana antes de completar 2 meses, a alimentação não foi realizada para a retirada de uma alíquota do inóculo para avaliação do pH, umidade, ST e SV;



Nos demais 2 meses, a alimentação foi realizada 2 vezes por semana com 0,2526 g de RA (seco e triturado) e 3,48 mL de água destilada, visto que o valor de SV estava em torno de 6,70% e segundo VDI 4630, o inóculo deve apresentar de 1,5 a 2%;



Uma semana antes de completar 3 meses, a alimentação não foi realizada para a retirada de uma alíquota do inóculo para avaliação do pH, umidade, ST e SV;



Uma semana antes de completar 4 meses, a alimentação não foi realizada para a retirada de uma alíquota do inóculo para avaliação do pH, umidade e SV, sendo a amostra submetida a um pré-tratamento para a remoção de sólidos grosseiros com o uso de uma peneira como abertura de 1,19 mm, visando remover os sólidos contido no inóculo;



De posse dos resultados do SV, foi realizada a avaliação do potencial de produção de metano (descrita no tópico 4.6), sendo o referido inóculo denominado IA1 (inóculo aclimatado).

3.3.2 No reator piloto

Com o mesmo objetivo do processo de aclimação realizada no sistema AMPTS II, sendo que com o volume maior de inóculo anaeróbico adaptado e em condições de temperatura ambiente (variou de 26,8 a 36,1°C), foi adicionado no reator piloto horizontal (Figura 15) 4 kg de esterco bovino fresco (EB) e 8 kg de um digestato de um reator anaeróbico, que codigeriu lodo de esgoto doméstico (anaeróbico), resíduo ruminal bovino, esterco caprino e resíduo de hortifrútiis (da CEASA/PE), na proporção 5:4:1:5, aproximadamente e respectivamente, denominado de DG.

Figura 15 - Foto do reator piloto



Fonte: Santos Filho (2018).

O supracitado reator piloto está sobre processo de patente (nº processo: BR 10 2018 007348 6). O mesmo foi fabricado em aço inox 304 e é constituído por duas partes: a inferior tem cerca de 26 litros e dispõe de um sistema de agitação do tipo de paletas (com distância entre elas de 5,85 cm), onde é colocada a biomassa residual; e a superior tem aproximadamente 17 litros e possui de dois segmentos de dutos, para o encaixe do manômetro de 0 a 1 bar (escala de 0,2), da válvula de esfera monobloco latão forjado com conexões de 1/8" e do nipe para redução de 1/4" para 1/8", onde fica acomodado e é coletado o biogás produzido pelo processo de digestão da biomassa residual. A união dessas partes e estanqueidade do reator é

proporcionada por uma estrutura de borracha (semelhante à um o-ring) de 5 mm, e por parafusos e porcas de 1/4”.

O sistema de agitação do reator é ativado por motor elétrico de indução trifásico de marca Eberle, de 1/3 de CV, com 60 Hz de frequência, com uma tensão de 220 volts e uma corrente 1,45 ampères, com um inversor de frequência (que transforma a corrente alternada em contínua) de marca MEQ, modelo CFW08, com variação de velocidade de rotação de 0 a 1670 rpm. No referido experimento, especificamente, a agitação foi contínua e de 100 rpm.

A aclimação do inóculo, denominado IA2, também recebeu uma alimentação de 0,3 gSV/dia.L, que acontecia duas vezes na semana com a adição de 10,08 g de RA seco e triturado diluído em aproximadamente 40 mL de água destilada, durante um período de 56 dias (quando a produção de biogás estava bem reduzida – cerca de 1L/dia).

Durante o processo de aclimação foi realizado o seguinte monitoramento do reator piloto, como mostra o Quadro 8, com seus respectivos parâmetros, objetivos e periodicidades.

Quadro 8 - Monitoramento do reator piloto durante o processo de aclimação do inóculo IA2

Parâmetro	Objetivo	Periodicidade
Pressão do manômetro do reator piloto	Determinação do volume de biogás	Diária
Temperatura do reator piloto		
Pressão atmosférica		
Concentração de CH ₄ , CO ₂ e H ₂ S no biogás do reator piloto	Analisar a composição do biogás no analisador de gases	2x por semana
	Analisar a composição do biogás no cromatógrafo gasoso	A cada 20 dias

Fonte: Autora (2018).

Como apresentado no Quadro 8, a determinação do volume de biogás produzido diariamente foi realizada através da medição das variáveis: pressão do

manômetro do reator (marca ABC hidráulica, com escala de 0-1,0 kgf/cm²), temperatura do reator e pressão atmosférica, de acordo com a metodologia de Harries et al. (2001). Os dois primeiros parâmetros são oriundos da instrumentação do reator piloto, já a pressão atmosférica foi obtida no site do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), mais especificamente, da Estação automática de Recife/PE (Recife-A301), sendo considerada a pressão atmosférica medida para o horário aproximado de leitura da pressão dos manômetros do reator.

Com relação ao analisador de gases utilizado, o Quadro 9 traz a faixa de medição, limite de quantificação e faixa de erro de gás avaliado pelo Dräger (Modelo X-am 7000).

Quadro 9 - Características do analisador de biogás Dräger

Parâmetro	Faixa de medição	Limite de quantificação	Faixa de erro
CH₄	0 a 100%	0,1%	± 5,0 %
CO₂	0 a 100%	0,1%	± 2,0 %
H₂S	0 a 500 ppm	1 ppm	± 1,0 ppm

Fonte: Manual Dräger (Modelo X-am 7000).

As concentrações de metano e de dióxido de carbono produzidos também foram analisados com o auxílio de um cromatógrafo gasoso (APPA Gold), que utiliza o hidrogênio como gás de arraste, possui detector condutividade térmica (DCT) e sistema de aquisição de dados N2000 *Chromatostation*. As temperaturas de forno, injetor e detector são, respectivamente, 60, 140 e 150°C.

Semelhantemente a aclimação realizada no sistema AMPTS II, antes e depois do referido processo foram determinados os parâmetros pH, umidade, ST e SV, seguindo as metodologias supracitadas (tópico 4.2).

3.4 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE METANIZAÇÃO DOS INÓCULOS SEPARADAMENTE E DA CODIGESTÃO DOS MESMOS COM RESÍDUO ALIMENTAR

A avaliação do potencial de produção de metano foi realizada através do ensaio de BMP (*Biochemical Methane Potential* ou Potencial Bioquímico de Metano), no sistema *Automatic Methane Potential Test System* (AMPTS) II ou Sistema automático de potencial de metano (marca *Bioprocess Control*), apresentado na Figura 16.

Figura 16 - Sistema AMPTS II



Fonte: Autora (2018).

O AMPTS II é um equipamento dotado de um conjunto de 15 reatores de vidro hermeticamente fechados, com volume individual de 600 mL, agitação mecânica opcional e controle de temperatura em banho-maria ($37 \pm 1^\circ \text{C}$). Esses reatores são conectados à recipientes com 80 mL de uma solução 3 mol/L de hidróxido de sódio, para absorção do dióxido de carbono produzido pela digestão (eficiência maior que 98%). E por fim, o sistema registra o volume de metano produzido, por meio de sensores de volume de metano interligados a um sistema de aquisição de dados que registra a cada 15 minutos a produção do referido gás, e constrói automaticamente a curva de produção acumulada em função do tempo.

Os reatores do sistema AMPTS foram pesados, e em seguida, preenchidos com diferentes configurações, apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 - Configurações analisadas para avaliação da produção de metano

Configurações	Quantidade			
	Inóculo (mL)	Substrato (g)	Água destilada (mL)	Bicarbonato de sódio (g)
LED	400	-	-	-
LED + RA	234,8	62,6	93,9	8,7
LAI	400	-	-	-
LAI + RA	234,8	62,6	93,9	8,7
EB	160	-	240	-
EB + RA	140,9	62,6	187,8	8,7
RRB	400	-	-	-
RRB + RA	234,8	62,6	93,9	8,7
DG	400	-	-	-
DG + RA	234,8	62,6	93,9	8,7
IA1	400	-	-	-
IA1 + RA	234,8	62,6	93,9	8,7
IA2	400	-	-	-
IA2 + RA	234,8	62,6	93,9	8,7

Legenda: RA: resíduo alimentar, LED: lodo anaeróbico de esgoto doméstico, LAI: lodo anaeróbico agroindustrial, EB: esterco bovino, RRB: resíduo ruminal bovino, DG: digestato de um reator, IA1 e IA2: inóculos aclimatados com o resíduo alimentar desse estudo, composto por LED e EB, e DG e EB, respectivamente. Fonte: Autora (2018).

As proporções de água destilada e substrato, e de inóculo e água destilada+substrato foram de 3:2 (em massa), proporção com maior quantidade de substrato recomendado pelo manual do equipamento, e a dosagem do agente alcalinizante (bicarbonato de sódio) levou em consideração a proporção de 0,2 g de $\text{HCO}_3^-/\text{g DQO}$, que apresentou o melhor desempenho no reator mesofílico estudado por Doll e Foresti (2010), sendo considerado apenas a DQO do resíduo alimentar.

O RA e os inóculos foram utilizados no experimento *in natura*, sendo o RA, triturado para melhorar a homogeneização e reduzir o tamanho das partículas em um liquidificador industrial (marca Spolu, modelo SPL-052), visto que segundo Souza (1984), a redução do tamanho da partícula tende a facilitar a digestão anaeróbia.

Vale salientar que os parâmetros umidade, ST, SV, pH e análise elementar também foram determinados para as configurações com RA, ou seja, as codigestões, visando avaliar as alterações dos parâmetros com a mistura do substrato com os diferentes inóculos, bem como comparação dos valores antes e após o processo de digestão anaeróbia.

Após o preenchimento, os reatores foram pesados, novamente, em balança da marca Marte, modelo AS5500C (capacidade de 5000 a 0,5 g e precisão de 0,1 g) para a quantificação exata da biomassa total a ser biodigerida. Em seguida os reatores foram fechados, e foi realizada a recirculação de nitrogênio gasoso (2,5 L/min), por cerca de 2 minutos, para a purga do oxigênio atmosférico contido no frasco e estabelecimento da anaerobiose.

Todos os referidos tratamentos foram conduzidos em triplicata, conforme sugerido por Angelidaki et al. (2009), para que possuam significância estatística, e sob agitação constante (100 rpm) durante um período que variou entre 21 e 53 dias, entre as configurações. Tal variação foi devido aos diferentes valores de critério de estabilidade que foi obtido ao longo do experimento, sendo o ensaio considerado finalizado, após obter por um período de 5 ou mais dias valores menores que 1% (como recomendado pelo manual do equipamento). O mesmo leva em consideração a relação entre leitura consecutivas, e é dada pela Equação 1.

$$\text{Critério de estabilização} = \frac{\text{Leitura subsequente} - \text{Leitura anterior}}{\text{Leitura subsequente}} \cdot 100 \quad (1)$$

Para a determinação da produção líquida de metano do resíduo alimentar codigeridos com diferentes inóculos foi realizada a subtração da produção acumulada de metano da codigestão e da produção acumulada de metano do inóculo sozinho (considerando as devidas proporções, visto a diferente quantidade de inóculo adicionado na codigestão com relação ao mesmo separadamente, como mostra a Tabela 9).

No entanto, como os experimentos tiveram diferentes tempo de duração, em função do critério de estabilização supracitado, o valor encontrado posteriormente foi dividido pelo tempo de estabilização necessário para estabilização da produção de biogás de cada inóculo, resultando em uma velocidade média da produção líquida de metano do RA.

Para a determinação da produção ponderada (por massa de sólidos voláteis), a maior produção líquida do metano do resíduo alimentar foi dividida pela massa de SV do resíduo alimentar inserido nos reatores.

Após os diferentes períodos de avaliação do potencial de produção de metano, foram repetidas as análises de pH, umidade, ST, SV e análise elementar da biomassa digerida, de acordo as metodologias citadas no tópico 4.2). Também foi feita a pesagem do reator para aferir a redução da massa, ou seja, a quantidade de biomassa transformada em biogás.

3.5 CODIGESTÃO NO REATOR PILOTO

Após a aclimação do inóculo IA2, descrita no tópico 4.3.2, foi realizado, no mesmo, uma redução dos sólidos com o uso de uma peneira de solos nº 10 (abertura de 2 mm), semelhantemente a Steinmetz (2016). Posteriormente a esse processo foram realizados ensaios laboratoriais para determinação dos parâmetros: pH, umidade, ST, SV e análise elementar (de acordo as metodologias supracitadas no tópico 4.2), bem como contagem de bactérias heterótrofas anaeróbicas, que foi realizada de acordo com a Técnica Pour Plate (APHA, 2012).

Logo em seguida, 6 kg do inóculo foi adicionado ao reator piloto horizontal juntamente com 1 kg de RA *in natura* (apenas triturado em um liquidificador industrial). Uma semana depois, foi acrescentado mais 1 kg do RA, sendo tal procedimento repetido pelas próximas quatro semanas, totalizando 6 kg de RA (proporção de 1:1) e caracterizando o sistema como semi-batelada. Vale salientar que a introdução do RA foi feita por meio de um dos segmentos de dutos do reator, que tem acoplado uma válvula esfera, com o auxílio de um funil e um bastão plástico (Figura 17).

Figura 17 - Alimentação semi-batelada de resíduo alimentar no reator piloto



Fonte: Autora (2018).

O monitoramento realizado durante a codigestão no reator piloto foi idêntico a do processo de aclimatação (Quadro 8), que aconteceu no mesmo reator.

E por fim, após 44 dias, foram repetidas as análises de pH, umidade, ST, SV, análise elementar e contagem de bactérias heterotróficas anaeróbias.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente tópico apresenta e discute os resultados dos ensaios laboratoriais de caracterização, aclimatação, potencial de metanização dos resíduos e codigestão em reator piloto.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E INÓCULOS

As Tabelas 10, 11, 12 e 13 apresentam a resultado da caracterização inicial do substrato (resíduo alimentar – RA) e dos inóculos, que tem como objetivo identificar fatores que possam estimular ou inibir a ação dos micro-organismos metanogênicos.

Tabela 10 - Análises físico-químicas do substrato e dos inóculos

Parâmetros	RA1	RA2	LED	LAI	EB	RRB	DG	IA1	IA2
Umidade (%)	85,45	83,75	88,26	88,24	76,98	95,45	92,91	90,40	88,46
ST – Sólidos totais (%)	14,55	16,25	11,74	11,76	23,02	4,55	7,09	9,60	11,44
SV – Sólidos voláteis (%)	13,61	15,19	5,16	7,42	17,59	3,44	4,16	4,99	6,75
SV/ST	0,94	0,93	0,44	0,63	0,76	0,76	0,59	0,52	0,59
DQO – Demanda química de oxigênio (mg/L)	76.000	-	-	-	-	-	-	-	-
pH – Potencial hidrogeniônico	6,29	5,13	6,98	7,49	7,24	6,91	7,60	8,50	7,71
AB – Alcalinidade de bicarbonatos (mg CaCO₃/L)	120	-	182	53.676	18.477	712	-	-	-
AGV – Ácidos graxos voláteis (mg/L)	800	-	807	645	28.945	2.189	-	-	-

Fonte: Autora (2018).

Pode-se observar que a umidade do substrato e dos inóculos estudados é bastante elevada, estando em todos os resíduos, acima de 75%, que de acordo com Andreoli et al. (2003) pode variar entre 60 a 90%, do peso do conteúdo total. Por outro lado, segundo Rizzoni et al. (2012), o teor de água deve estar em torno de 90% para não ser prejudicial à digestão. Além disso, trata-se de um meio fundamental para o transporte de nutrientes. Nesse caso, apenas o RRB, DG e IA1 encontram-se nesse patamar, demonstrando, com isso, a possível necessidade de um aporte de água, nos demais casos. Nota-se também uma variação de aproximadamente 18% entre os resíduos estudados, sendo maior nos materiais mais fluidos (lodos, RR, digestato e inóculos aclimatados).

Para o parâmetro ST, a variação foi a mesma que a da umidade (cerca de 18%), visto que o mesmo é exatamente o oposto, ou seja, os maiores valores são oriundos dos resíduos com consistência mais sólida (RA e EB). Tais valores ficaram abaixo de 40% (oscilou entre 4,55% e 23,02%), que segundo FNR (2010) é ideal para não estagnar a digestão, devido a escassez de água necessária para o crescimento dos micro-organismos. Além de apresentar um elevado valor de ST, o RA1, o RA2 e o EB, também possui um alto valor de SV, demonstrando uma elevada quantidade de matéria orgânica.

A relação SV/ST, também maior para RA1 e RA2 (acima de 0,9) e menor para os inóculos (variando entre 0,76 e 0,44), haja vista que os mesmos já sofreram uma degradação biológica – os lodos, nos reatores anaeróbios, o EB e o RRB, no sistema digestivo e excretor do animal, e o digestato e inóculos aclimatados, no próprio processo de digestão e aclimatação anaeróbia –, onde grande parte da matéria orgânica foi consumida. Os reatores UASB, por exemplo, possuem uma eficiência média de remoção de DBO de 70% (Von Sperling, 2005).

Hallam (2016), em estudo realizado com sobras e rejeitos dos pratos do Restaurante Universitário da Unisinos, obteve uma faixa de relação SV/ST entre 0,94 e 0,96. Zhang et al. (2007), Zhang et al. (2011) e Zhang et al. (2013) também caracterizaram resíduos alimentares e encontraram, respectivamente, valores de SV/ST de 0,85; 0,95 e 0,91.

Com relação ao pH, os inóculos LED, LAI, EB e RRB encontraram-se na faixa entre 6,5 e 7,5; que segundo Pereira et al. (2009), é o intervalo ótimo de crescimento dos micro-organismos produtores de metano, especialmente os metanogênicos. No entanto, o pH dos RA1 e RA2, estavam abaixo da referida faixa (6,29 e 5,13), que

pode inibir a atividade das metanogênicas (necessitando, com isso, da correção do pH). Por outro lado, o pH do digestato e dos inóculos aclimatados ficaram entre 7,6 e 8,5, o que é esperado, devido ao processo de digestão e aclimação anaeróbia, que culmina na elevação do pH, visto que há um consumo dos AGVs.

De acordo com Souza (1984), valores ideais de alcalinidade em bicarbonatos estão entre 2.500 a 5.000 mg CaCO_3/L , conferindo um bom poder de tamponamento ao meio em digestão. Nesse sentido, observou-se que o RA, LED e RRB apresentou um valor de AB muito abaixo da faixa ideal, por outro lado, o inóculos LAI e EB apresentaram valores da AB acima da faixa recomendada.

Em contraposição, o EB possui uma concentração de AGVs acima de 5.000 mg/L, que segundo Carreas (2013), atua como fator inibidor do processo anaeróbio. O referido autor relata que um digestor maduro e estável, tem valores de AGV inferiores a 500 mg/L, ou seja, tais valores mudam bastante durante o processo de digestão anaeróbia, haja vista que na fase acidogênica há formação de AGV's.

A Tabela 11 traz os teores de carbono, hidrogênio, nitrogênio e enxofre dos substratos e inóculos estudados, bem como a relação entre alguns elementos químicos, que são ideais para micro-organismos metanogênicos.

Nota-se primeiramente que a análise elementar do RA estudado é bem semelhante a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos padrão (C: 44,36, H: 4,68, N: 1,37, S: 0,29), baseada em diferentes porcentagens de: frutas, legumes crus e cozidos, hortaliças, pão/bolo, carne, café, folhas, queijo, arroz, feijão, macarrão, osso, papel úmido e casca de ovo, confeccionada por Barcelos (2009), objetivando a redução de problemas de reprodutibilidade entre experimentos na área de digestão de resíduos orgânicos.

O lodo de esgoto e líquido ruminal bovino caracterizado por Santos Filho (2018) também apresentou valores bastante próximos aos obtidos nesse estudo, (C: 23,25, H: 3,27, N: 2,56, S: 2,38 e C: 37,94, H: 5,20, N: 1,53, S: 0,42; respectivamente).

Tabela 11 - Análise elementar do substrato e dos inóculos

Parâmetros	RA1	RA2	LED	LAI	EB	RRB	DG	IA1	IA2
Carbono – C (%)	44,35	48,10	23,07	33,56	39,42	37,55	22,96	21,99	24,26
Hidrogênio – H (%)	5,75	7,90	3,07	4,31	4,82	4,84	4,03	3,34	4,06
Nitrogênio – N (%)	3,36	4,50	2,58	4,83	2,68	2,21	2,17	2,06	2,15
Enxofre – S (%)	0,62	0,96	2,92	1,69	3,28	2,97	1,33	1,44	1,17
Relação C:N	13,20	10,69	8,94	6,95	14,71	16,99	10,58	10,67	11,28
Relação C:N:S	21,29	11,13	3,06	4,11	4,48	5,72	7,96	7,41	9,64

Fonte: Autora (2018).

Yadvika et al. (2004) e Kunz et al. (2016), indicam como relação ideal de C:N valores entre 25 e 30, pois é a faixa ideal para os micro-organismos anaeróbios mesofílicos na metanogênese. Já Zhang et al. (2014) demonstraram que a digestão anaeróbia procede de forma satisfatória com a relação C:N entre 15 e 20.

No entanto, pode-se observar que tanto os resíduos quanto os inóculos possuem uma relação C:N menor do que as faixas recomendadas (exceto RRB), que variou entre 8,94 (LED) e 16,99 (RRB), indicando excesso de nitrogênio e carência de carbono. Vale salientar que a relação C:N do RA foi semelhante a encontrada por Felizola et al. (2006), que obteve uma proporção de 12,1, na caracterização da fração orgânica proveniente do descarte de alimentos de restaurantes. A relação C:N do LED e EB também foi bem próxima a obtida por Forster-Carneiro et al. (2007), que foi de, respectivamente, 8,7 e 14, para o mesmo tipo de resíduo.

Kunz et al. (2016) também trouxeram uma relação ótima entre os macronutrientes C:N:S, que é 600:15:3 (ou 13,33), que ficou acima da faixa ideal para o RA1, e abaixo para o RA2 e inóculos, ou seja, as concentrações de nitrogênio e enxofre estão abaixo ou acima, respectivamente, do considerado adequado a metanogênese. Tal comportamento também ocorreu no estudo de Santos Filho (2018) para o resíduo orgânico e o inóculo lodo de esgoto.

Segundo Cremones et al. (2013), a produção de metano é afetada pela composição e difícil biodegradabilidade da matéria lignocelulósica, tal dificuldade se deve à natureza recalcitrante da lignina. Barlaz (2009) afirma que a lignina impede fisicamente o acesso de micro-organismos às substâncias mais degradáveis como celulose, hemicelulose, proteínas, dentre outras. De forma semelhante, os lipídeos, necessitam de um maior tempo no reator, enquanto os carboidratos e proteínas apresentam taxas de conversão mais elevadas (STEFFEN et al., 1998), no entanto, apresentam melhores rendimentos de biogás e teor de metano (LUCENA, 2016). Nesse sentido, a Tabela 12 apresenta a análise de carboidratos e de lipídeos de cada um dos resíduos estudados.

Tabela 12 - Análise bioquímica do substrato e dos inóculos

Parâmetros	RA1	LED	LAI	EB	RRB
Celulose – C (%)	21,05	6,40	13,01	8,38	6,74
Hemicelulose – H (%)	12,47	4,28	10,90	19,46	7,96
Lignina – L (%)	16,02	50,91	25,72	36,47	34,81
Lipídeos (%)	7,16	7,50	3,37	3,42	3,46
Biodegradabilidade [(C+H)/L]	2,09	0,21	0,93	0,76	0,42

Fonte: Autora (2018).

A porcentagem de carboidratos (somatório da celulose, hemicelulose e lignina) e lignina do RA obtido nesse estudo foi muito semelhante ao de Peres et al. (1992), que foi 49,5 e 16,0% para a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos estudada.

O EB também apresentou valores muito próximo ao Varneiro (2011) com relação a celulose hemicelulósica (32,49%), lignina (35,57%) e lipídeos (3,23%).

O teor de lipídeos do RA e dos inóculos foi maior que o encontrado por Parra-Orobio et al. (2015), que foi de 0,96 e 0,5% para os resíduos sólidos municipais e o

lodo de reator UASB que tratava esgotos domésticos, respectivamente. Tal fato pode ser justificado pela grande variedade e diferença naturais existentes dos substratos e inóculo utilizados. Com relação ao resíduo, mais especificamente, a amostra analisada pelos autores continha, não só resíduos alimentares, mas também podas de jardim, papel/papelão, plástico, metais, borracha, dentre outros.

A partir do conhecimento das composições bioquímicas dos resíduos é possível analisar a sua biodegradabilidade através das relações de Celulose+Hemicelulose/Lignina, proposta por Wang et al. (1994), no qual um valor inferior a 0,24 indica a que o resíduo está estabilizado. Nota-se que o RA possui uma maior biodegradabilidade (já mencionada por meio da relação SV/ST), em seguida vem os inóculos LAI, EB e RRB, com valores entre 0,93 e 0,42, e por fim está o LED com 0,21, indicando uma maior estabilização da biomassa. Segundo Von Sperling (2005), o lodo oriundo de reatores UASB é adensado e estabilizado, sendo essa uma das principais vantagens desse tipo de tratamento de efluentes.

Outro fator que pode influenciar no processo de biodegradação é a presença de elementos em quantidades estimulantes ou inibitórias, que é o caso dos metais. Nessa perspectiva, a Tabela 13 apresenta as análises de metais realizadas para o substrato e inóculos estudados.

Tabela 13 - Análise de metais do substrato e dos inóculos

Parâmetros	RA1	LED	LAI	EB	RRB
Cádmio – Cd (mg/kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chumbo – Pb (mg/kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cobre – Cu (mg/kg)	0,00	148,18	25,54	36,58	23,64
Cromo – Cr (mg/kg)	170,98	141,17	159,38	120,33	87,37
Ferro total – Fe (mg/kg)	1.577,74	34.242,71	28.467,38	4.663,15	1.766,24
Manganês – Mn (mg/kg)	10,95	160,58	707,82	261,96	230,25
Zinco – Zn (mg/kg)	67,27	973,39	415,90	174,45	194,43

Observação: mg/kg = mg/L

Fonte: Autora (2018).

De acordo com Deublein e Steinhauser (2008), o RA não possui nenhum elemento metálico na faixa de toxicidade (vide Tabela 7 da Revisão de Literatura), apesar de ter concentrações de Cr e Fe acima da quantidade mínima necessária, e deficiência de concentrações traço de Pb.

Com relação aos lodos aneróbios, o LED apresentou concentrações inibidoras de Cu, segundo Parkin & Owen (1986), e LED e LAI, obtiveram valores tóxicos de Fe (oriundo de tratamentos com precipitação química com sais de metais) e Zn, de acordo com Deublein & Steinhauser (2008). Tais inóculos também possuem concentrações de Cr e Mn acima da quantidade mínima requerida, mas não a ponto de causar toxicidade (Deublein & Steinhauser, 2008).

Semelhantemente aos lodos, os resíduos pecuários EB e RRB, também contém valores de Cr e Mn acima da quantidade mínima necessária, apresentando concentrações tóxicas apenas para o Fe (Deublein & Steinhauser, 2008).

O resíduo sólido orgânico (oriundo de hortifrútis), o lodo de esgoto e o líquido ruminal bovino caracterizado por Santos Filho (2018) também apresentaram valores semelhantes aos obtidos nesse estudo, ou seja, apenas o lodo de esgoto apresentou concentrações inibidoras de Fe e Zn.

É importante salientar que as faixas estabelecidas pelos autores supracitados são orientativos, visto que os micro-organismos têm a capacidade de adaptar-se a condições que a princípio as afetavam notavelmente (Carreas, 2013).

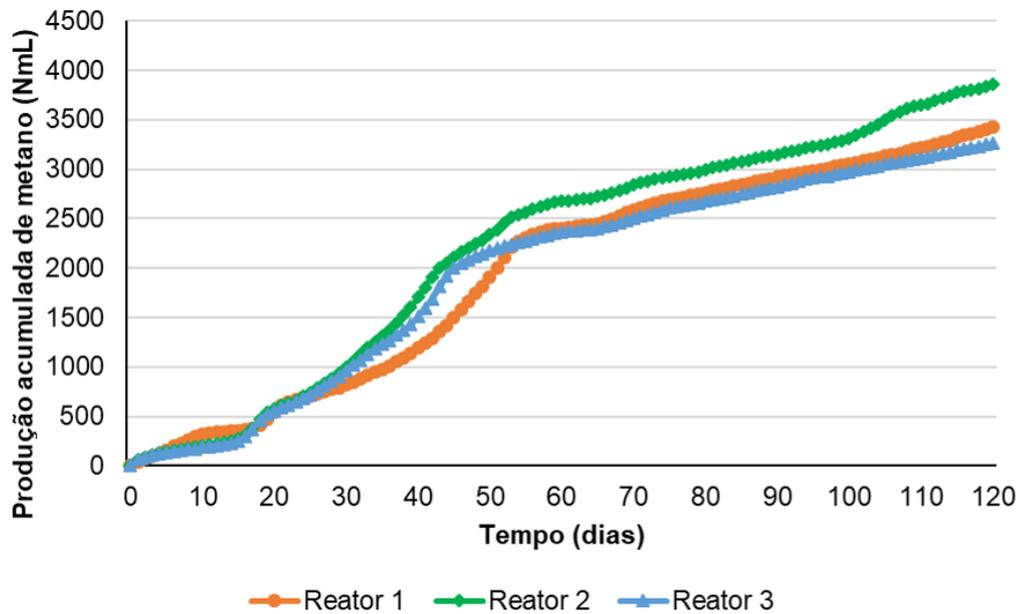
4.2 ACLIMATAÇÃO DOS INÓCULOS EMPREGADOS

4.2.1 No sistema AMPTS II

A Figura 18 apresenta a geração acumulada de metano (nos três reatores empregados) durante o período de aclimação, onde pode-se observar 3 fases: a primeira, do tempo 0 a 20, aproximadamente, uma fase adaptativa (possivelmente devido a hidrólise); a segunda, de 20 a 55, com uma significativa produção de metano; e a última, com a estabilização do processo.

Ao longo desse processo obteve-se uma média acumulada de 3.518 NmL (velocidade média de 29,32 NmL/dia), indicando que mesmo durante o período de aclimação do inóculo, a ser utilizado na codigestão com resíduos alimentares, há uma produção de metano.

Figura 18 - Produção acumulada de metano ao longo do processo de aclimação do inóculo IA1



Fonte: Autora (2018).

Com relação aos demais parâmetros monitorados, a Tabela 14 traz a evolução com o tempo da umidade, ST, SV e pH, para o inóculo denominado IA1 (composto por lodo anaeróbico que trata esgoto doméstico e esterco bovino, na proporção de 2:1).

Tabela 14 - Evolução dos parâmetros ao longo do processo do inóculo IA1

Parâmetros	Início	60 dias	90 dias	120 dias
Umidade (%)	84,64	88,10	88,67	90,40
Sólidos totais – ST (%)	15,36	11,90	11,33	9,60
Sólidos totais voláteis – SV (%)	9,19	6,70	6,53	4,99
Potencial hidrogeniônico – pH	7,02	7,45	7,92	8,50

Fonte: Autora (2018).

Pode-se observar que, com o passar do tempo, houve um aumento da umidade, visto que o inóculo foi aclimatado com adição de alíquotas de resíduo alimentar (com o qual foi codigerido posteriormente), em solução aquosa. Nessa perspectiva, houve um incremento da umidade e, conseqüentemente, uma redução

dos teores de ST. Além disso, a redução não só dos ST, mas, principalmente, dos SV pode ser justificado pela degradação da matéria orgânica para geração de biogás e metano.

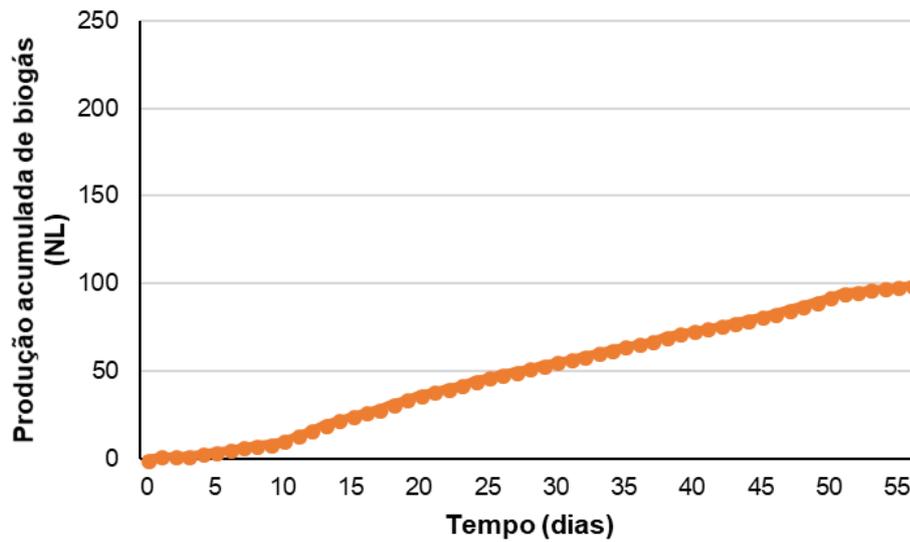
Após os 120 dias de aclimação foi realizada uma remoção dos sólidos através do peneiramento da amostra aclimatada, visto que o valor de SV estava acima de 6% (nas últimas análises), e segundo VDI 4630 (2006), o inóculo deve apresentar de 1,5 a 2%. Desta forma, o valor ainda está acima da estipulada pela VDI 4630 (2006), contudo os valores de SV obtidos por Bona et al. (2015) variaram de 1,4 a 4,8% na aclimação de um inóculo composto por dejetos bovinos frescos e efluente de um biodigestor anaeróbico que trata esse tipo de dejetos, durante 6 meses.

Por outro lado, o pH sofreu um incremento, que pode ser um indicativo que o experimento atingiu a fase metanogênica. No experimento de Luna et al. (2009) os valores de pH da biomassa digerida (resíduo de feiras livres e lodo de esgoto sanitário) cresceu gradativamente, chegando a atingir valores próximos de 8,0, após 140 dias de monitoramento. Gueri et al. (2018) também observaram um incremento do pH (na codigestão de resíduos alimentares com um inóculo oriundo de reator anaeróbico de resíduos alimentares operando em regime de alimentação semi-batelada), chegando a 8,26, após 30 dias.

4.2.2 No reator piloto

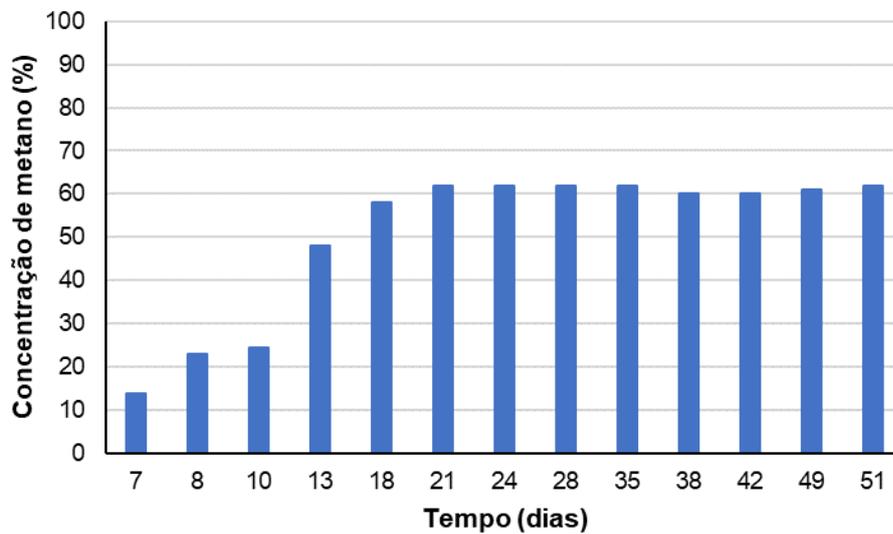
A Figura 19 mostra a geração de biogás no reator horizontal durante o período de aclimação, que teve um volume acumulado de aproximadamente 99,5 NL (velocidade média de 1,78 NL/dia) e uma concentração de metano que variou de 13,8 a 62%, como mostra a Figura 20, tendo se estabilizado em torno de 64% a partir do 21º dia.

Figura 19 - Produção acumulada de biogás ao longo do processo de aclimação do inóculo IA2



Fonte: Autora (2018).

Figura 20 - Concentração de metano ao longo do processo de aclimação do inóculo IA2



Fonte: Autora (2018).

Santos Filho (2018) também aclimatou um inóculo para utilizar na digestão de resíduos orgânicos, sendo o mesmo composto por lodo anaeróbio de esgoto doméstico, resíduo ruminal bovino e esterco caprino (na proporção de 5:4:1, em massa), totalizando 15kg, e obteve uma produção acumulada de biogás 254,35 NL (velocidade média de 2,12 NL/dia), em 120 dias, chegando a 78% de metano (com 41

dias). Tanto o volume de biogás, quanto a concentração máxima de metano do experimento de Santos Filho (2018) foi superior ao do presente estudo, devido ao maior volume de resíduos adicionados e maior carga orgânica dos mesmos (apenas o lodo anaeróbio já tinha passado por um tratamento, ou seja, redução da matéria orgânica), além de maior TDH.

Steinmetz (2016) produziu um inóculo, constituído por lodo UASB de dejetos suínos e de uma indústria de gelatina, e dejetos bovino fresco (na proporção 1:1:1, em volume), durante um período de 875 dias, no entanto, não foi quantificado a geração de biogás ao longo do processo de aclimação, pois foram avaliadas as atividades metanogênica e celulolítica específicas.

A Tabela 15 apresenta a variação dos parâmetros umidade, ST, SV, pH e bactérias heterotróficas anaeróbias, do inóculo denominado IA2 (composto por um inóculo aclimatado para resíduo de hortifrúti – DG e esterco bovino, na proporção de 2:1), antes e depois do processo de aclimação, que durou apenas 56 dias, visto que um dos materiais já tinha sido aclimatado (redução da carga orgânica – ST e SV).

Tabela 15 - Evolução dos parâmetros ao longo do processo de aclimação de um dos inóculos empregados

Parâmetros	Início	56 dias	
		Sem peneiramento	Com peneiramento
Umidade (%)	86,26	87,18	88,46
Sólidos totais – ST (%)	13,74	12,82	11,54
Sólidos totais voláteis – SV (%)	8,75	8,00	6,75
Potencial hidrogeniônico – pH	7,71	7,41	7,50
Bactérias heterotróficas anaeróbias (UFC/mL)	Incontáveis	-	1,3 x 10 ⁹

Fonte: Autora (2018).

De forma semelhante a aclimação do inóculo IA1 (tópico 5.2.2), houve um leve incremento do parâmetro umidade, e uma redução tanto dos ST, quanto dos SV.

No entanto, o valor de SV ainda estava acima do recomendado pela VDI 4630 (2006), por esse motivo, esse inóculo também foi peneirado, antes da codigestão com o resíduo alimentar.

Com relação ao pH, nota-se um comportamento oposto ao do IA1, visto que houve uma pequena queda, devido, provavelmente, a degradação da carga orgânica e produção de AGVs ainda está acontecendo, já que o período de aclimação foi bem menor.

Por fim, no que diz respeito as bactérias heterotróficas anaeróbias, pode-se observar que no início do processo as mesmas eram incontáveis, e após o processo de aclimação, houve, possivelmente, uma seleção natural dos micro-organismos, em função das condições ambientais do processo de digestão anaeróbia, ficando na ordem de 10^9 .

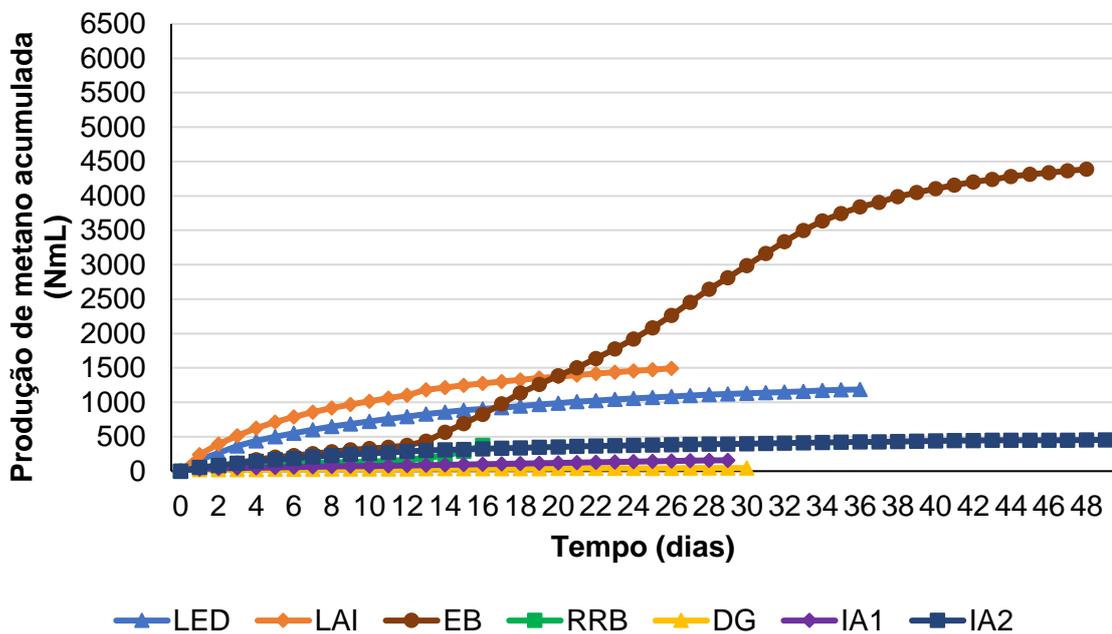
Bona et al. (2013) realizaram uma caracterização microbiológica de um inóculo constituído pela mistura de lodos oriundos de biorreatores que tratam dejetos bovinos e suínos (separadamente), e inferiram que o conhecimento microbiológico de inóculos para o tratamento em biodigestores anaeróbios pode sugerir rotinas que permitam uma melhoria no processo de produção do biogás.

4.3 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE METANIZAÇÃO DOS INÓCULOS SEPARADAMENTE E DA CODIGESTÃO DOS MESMOS COM RESÍDUO ALIMENTAR

As Figuras 21, 22 e 23 apresentam, respectivamente, a produção acumulada de metano dos inóculos separadamente e da codigestão dos mesmos com o resíduo alimentar – RA com e sem a adição de bicarbonato de sódio (de acordo com as configurações apresentadas na Tabela 9 da Metodologia).

Na Figura 21 pode-se observar que o inóculo EB teve uma geração cerca de 7 vezes maior que a média acumulada dos demais inóculos, em um TDH de 48 dias, por outro lado, o DG teve a menor geração, que foi de 44,6 NmL (em 30 dias). Posteriormente veio os experimentos com os lodos anaeróbios, que tiveram duração de 26 e 36 dias, resultando em um volume acumulado de metano de 1.494,5 e 1.186,8 NmL, respectivamente, para LAI e LED. E por fim, vinheram o IA2, RRB e IA2, com 453,0 (em 49 dias); 374,5 (em 16 dias) e 157,7 NmL (em 29 dias), simultaneamente.

Figura 21 - Produção acumulada de metano de diferentes inóculos utilizados na digestão anaeróbia de resíduos alimentares



Fonte: Autora (2018).

Nota-se também, que na maioria dos casos, a produção de metano é proporcional ao teor de SV (apresentado na Tabela 10), exceto para o RRB e LED, que mesmo tendo uma porcentagem de SV menor que DG e IA1, e IA2, respectivamente, teve uma produção de metano maior. Tal fato corrobora com a afirmação de Gueri et al. (2018), que diz que a produção diária de biogás e metano depende da quantidade de sólidos voláteis (SV) na carga de alimentação do biodigestor, visto que os sólidos voláteis representam parte dos sólidos totais suscetíveis a serem biodegradados e convertidos em biogás.

Outro ponto importante foi o tempo de detenção hidráulica (TDH), que foi em função da estabilização de cada inóculo ou da sua codigestão com adição de resíduo alimentar e bicarbonato de sódio (estabelecido no tópico 3.6 da Metodologia), o que acontecesse primeiro. O TDH variou entre 16 dias (RRB) e 49 dias (IA2). Tal critério é bastante importante na concepção do volume de um reator, visto que quanto maior o TDH, maior deverá ser o mesmo, acarretando, conseqüentemente, em maiores investimentos.

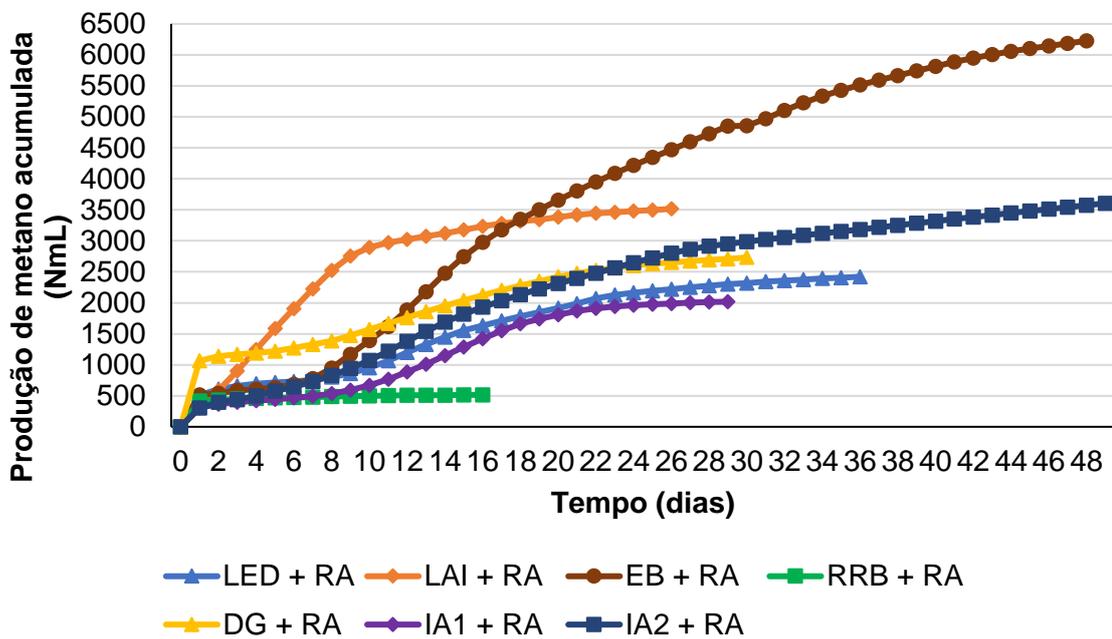
Segundo Gueri et al. (2018) e Melo (2010), em ensaios BMP, os reatores permanecem incubados em temperatura constante por um tempo de retenção

hidráulica (TRH) mínimo de 30 dias para substratos simples e de 120 dias para substratos lignocelulósicos ou recalcitrantes, embora a norma ASTM E2170-01 recomende um TRH de 51 dias ou até que a produção de gás assuma estabilidade.

A Figura 22 traz a produção de metano na codigestão de diferentes inóculos (LED, LAI, EB, RRB, DG, IA1 e IA2), resíduo alimentar e bicarbonato de sódio. Onde se pode observar que o comportamento de maior produção de metano foi para a codigestão do EB com RA com 6.226,1 NmL, sendo, foi um pouco maior que 2,5 vezes a média acumulada das demais codigestões, além disso, o TDH foi mais elevado, com 48 dias. A segunda maior produção acumulada foi de 3.605,6 (IA2 + RA) NmL, que apresentou um TDH bem semelhante (49 dias), bem como EB em sua constituição. Em seguida, veio o tratamento LAI + RA, que estabilizou em, praticamente, metade do tempo das configurações supracitadas (26 dias), totalizando 3.515,9 NmL, ou seja, em tempos proporcionais a composição inoculada com LAI obteve uma maior geração de metano. Na sequência, vinheram os tratamentos DG + RA, LED + RA e IA1 + RA, que estabilizou em 30, 36 e 29 dias, totalizando 2.732,1; 2.421,0 e 2.017,5 NmL. E por fim, tem-se RRB + RA, que atingiu a estabilização em apenas 16 dias, e acumulou 515,1 NmL.

Como abordado anteriormente a produção de biogás e metano é bastante influenciada pelo teor de SV, no entanto, uma elevada carga orgânica pode gerar uma sobrecarga no sistema, devido ao acúmulo de AGVs (especialmente em reatores tipo batelada e de uma fase só), inibindo, com isso, a produção de metano (Neves et al., 2004). Por outro lado, de acordo com Silva (2014), quanto maior a proporção de inóculo, mais rápida é a conversão do substrato e menores são os efeitos inibitórios para a produção de metano. Nesse sentido, a Tabela 16 mostra a relação entre os sólidos voláteis do substrato (resíduo alimentar) e dos diferentes inóculos avaliados ($SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}}$), onde se pode ver que a maior proporção foi para a codigestão com RRB, o que pode justificar a baixa produção de metano, visto que de acordo com o guia VDI 4630, essa relação deve ser $\leq 0,5$.

Figura 22 - Produção acumulada de metano da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio



Fonte: Autora (2018).

Tabela 16 - Relação dos sólidos voláteis (SV) do substrato pelo SV dos diferentes inóculos

	$SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}}$
LED + RA	0,70
LAI + RA	0,49
EB + RA	0,31
RRB + RA	1,06
DG + RA	0,87
IA1 + RA	0,73
IA2 + RA	0,54

Fonte: Autora (2018).

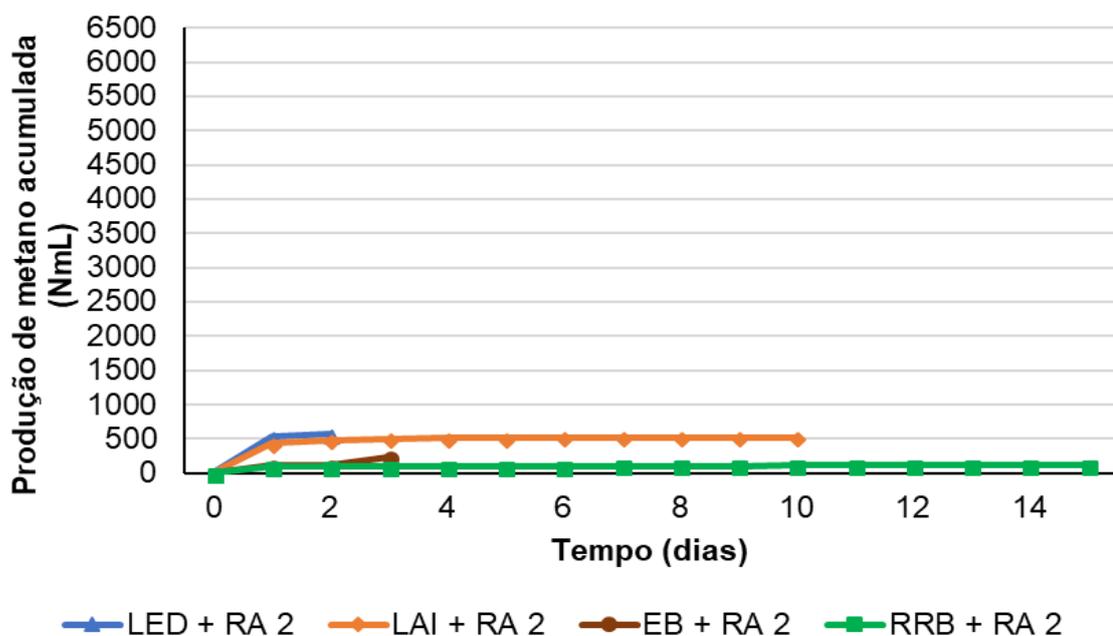
De acordo com Hallam (2016), a relação substrato/inóculo em termos de sólidos voláteis (SV_s/SV_i) pode facilitar estabilização do processo de digestão anaeróbia, bem como resultar em uma elevada produtividade de biogás e teor de metano, nesse sentido o autor testou 5 diferentes relações de SV_s/SV_i (1:5, 1:4, 1:3,

1:2, 1:1) em regime de batelada a 35°C, onde foi utilizado como substrato o resíduo coletado no restaurante universitário da Unisinos e, como inóculo, o lodo anaeróbio do reator UASB tratando esgoto doméstico da estação de tratamento de esgotos da mesma universidade, por fim, pode-se concluir que a melhor relação SV_s/SV_i para partida do processo foi 1:2, para a qual se obteve 0,89 L de biogás/g SV do substrato com um teor de metano de 74%, e a pior foi a 1:1, onde houve a acidificação do sistema.

Silveira (2016) avaliou a codigestão de resíduo alimentar e lodo anaeróbio, e verificou que o aporte de resíduo orgânico foi importante para o aumento da geração de biogás, até a proporção de 30%, acima desse valor, houve prejuízo na formação de metano, desta forma, o autor considerou a proporção 1:9 (resíduo:lodo) como mais adequada para a digestão desse substrato e inóculo.

Já nas codigestões sem adição de bicarbonato de sódio (Figura 23), pode-se verificar reduzidas produções de metano, que variou de 112,5 (RRB + RA) a 566,4 (LED + RA) NmL, e baixos TDH (de 2 a 15 dias), devido a acidificação do meio e inibição da metanização.

Figura 23 - Produção acumulada de metano da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos



Fonte: Autora (2018).

Leite et al. (2002) codigeriram a fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos e rúmen bovino, nas proporções de 95:5, 90:10 e 85:15%, respectivamente, e em massa, totalizando 10 kg (1ª etapa) e 25 kg (2ª etapa), por TDH de 365 dias, obtiveram variação de pH entre 4 a 5 durante o processo de digestão, caracterizando a acidificação nos reatores. Os autores não apresentaram valores de concentração de metano, no entanto a produção de biogás variou de 75 a 275 L.

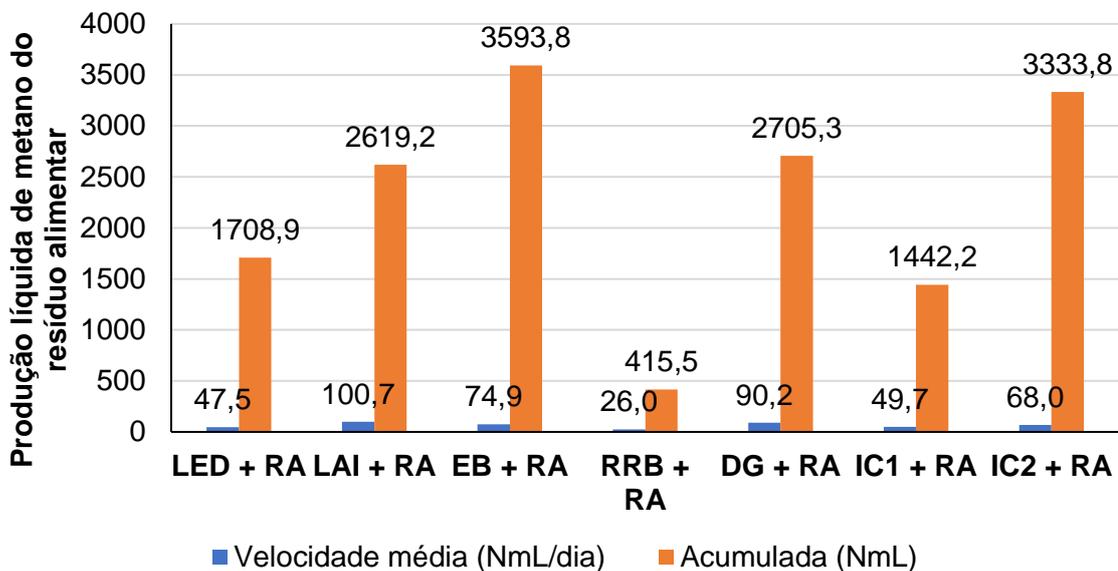
Lucena (2016) também concluiu que todos os experimentos contendo resíduo alimentar na sua configuração, apresentaram acidificação do meio, constatado ao término do experimento pelo pH ácido (pH finais inferiores a 4,0), bem como uma baixa geração de metano, com um teor inferior a 30% no biogás.

De acordo com McCarty (1964) e Chernicharo (1997), caso não ocorra o equilíbrio natural da alcalinidade do sistema, é necessária a suplementação com uma base fraca que faça essa função, como bicarbonato de sódio ou cal, sendo o primeiro mais indicado para o tamponamento de reatores anaeróbios, visto que é um dos produtos finais da metanogênese, sendo assim não tóxico. Ainda segundo dos autores, apesar de ser mais caro que a cal, o bicarbonato de sódio é utilizado em menores quantidades com resultados eficientes, além disso, a cal possui baixa solubilidade, podendo gerar precipitados e causar entupimentos no reator.

Subtraindo o decaimento endógeno, ou seja, a produção de metano dos inóculos, tem-se uma produção líquida de metano do RA, apenas, que está apresentada na Figura 24 (para a codigestões com adição de bicarbonato de sódio), na forma de metano acumulado que variou de acordo com o inóculo (de 16 a 49 dias) e velocidade média (dividindo o valor acumulado pelo nº de dias do experimento).

Nota-se claramente que a maior produção de metano acumulada foi na codigestão do RA com o EB e IC2, no entanto, como esse experimento demorou mais (com relação aos demais), para atingir o critério de estabilização, a codigestão com os inóculos DG e LAI tiveram uma maior velocidade média. Os inóculos LED e IC1 proporcionaram uma produção líquida acumulada e diária semelhante, além disso, pode-se observar uma produção de metano 6 vezes menor que a média acumulada das demais codigestões para a configuração inoculada com RRB, indicando que pode ter acontecido inibição do processo. Que pode ter acontecido, devido a elevada relação $SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}}$ (Tabela 16), que culminou na acidificação do meio.

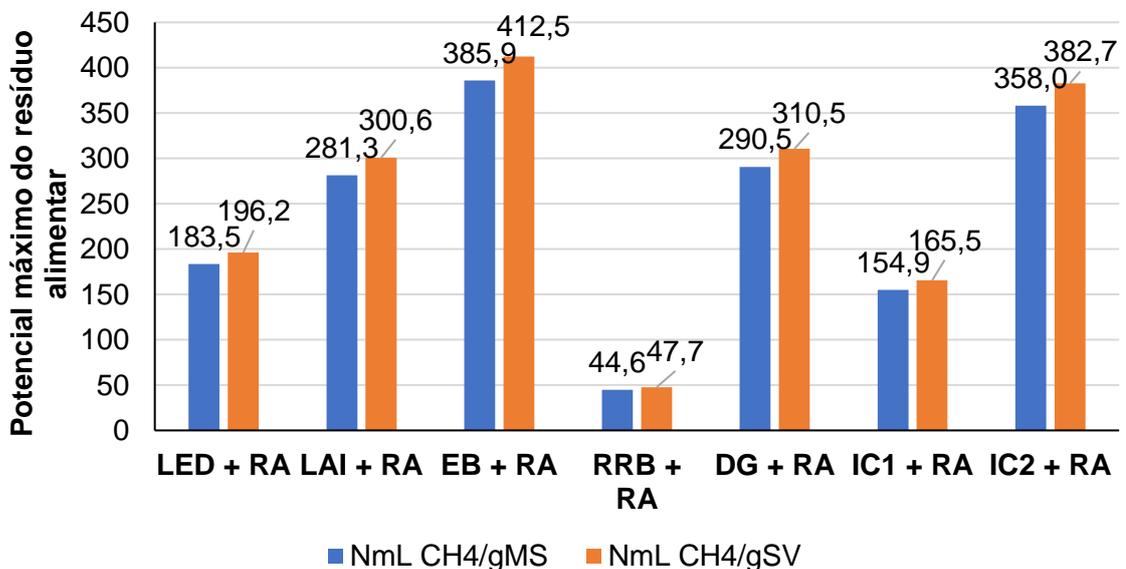
Figura 24 - Produção líquida de metano do resíduo alimentar codigeridos com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio



Fonte: Autora (2018).

Levando-se em consideração a quantidade de sólidos voláteis (SV) fornecida pelo RA, adicionados nas configurações avaliadas e suas respectivas produções de metano líquida acumulada, pode-se determinar a relação entre produção de metano por SV do resíduo alimentar, como mostra a Figura 25.

Figura 25 - Produção ponderada por massa seca (MS) e massa de sólidos voláteis (SV) de resíduo alimentar codigeridos com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio



Fonte: Autora (2018).

Os valores de produção ponderada por massa seca (MS) obtidos para todos os inóculos avaliados nesse estudo foram superiores ao experimento de Santos Filho (2018), devido, provavelmente, às características do substrato utilizado (pH ácido, por exemplo). O referido autor alcançou as melhores produções com a codigestão de resíduos de hortifrúteis e inóculos aclimatados, mas também empregou lodo anaeróbio, líquido ruminal bovino e esterco caprino, variando entre 65,72 e 24,13 NmL de biogás/gMS (80 dias).

Com relação a produção ponderada por massa de sólidos voláteis (SV), os valores encontrados para todos os inóculos avaliados nesse estudo (exceto o RRB) também foram superiores ao estudo de Parra-Orobio et al. (2015), visto que os mesmos alcançam volumes entre 101,75 e 106,25 Nml de CH₄/gSV (relação $SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}}$ igual a 1 e 0,5, respectivamente), em reatores com 150 mL de volume útil preenchidos com FORSU (fração orgânica de resíduos sólidos urbanos) e lodo de reator anaeróbio, durante um período de 40 dias.

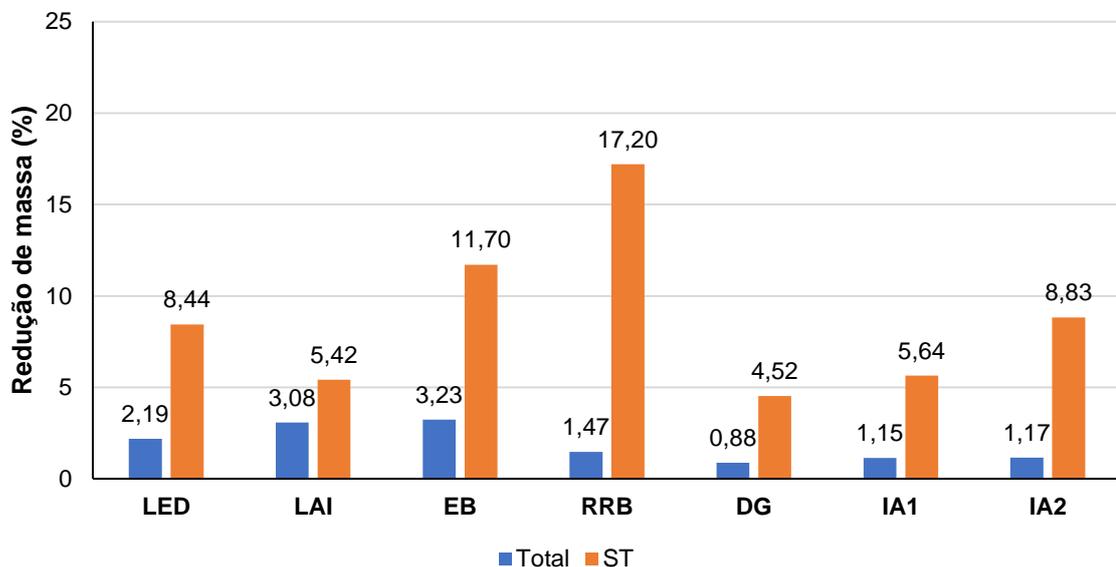
Para o EB, especificamente, que foi a maior geração alcançada, tem-se também uma geração superior a de Forster-Carneiro et al. (2007), que foi de 30 Nml de CH₄/gSV (em 60 dias), como um volume de biomassa de cerca de 730 mL (composto por resíduo alimentar, excremento de gado e água) e em condições termofílicas. Os referidos autores também usaram como inóculo o lodo municipal digerido (volume útil de 688 mL) e obtiveram um rendimento de metano de 290 Nml de CH₄/gSV (melhor resultando do estudo, inclusive), que foi superior LED + RA.

Com relação ao LAI + RA, que também teve resultados interessantes, em função do tempo, o volume encontrado foi próximo ao de Alves (2016) – 242,24 Nml de CH₄/gSV, no entanto, a supracitada pesquisa durou apenas 20 dias (6 dias a menos que a configuração LAI + RA) e os reatores tinham 150 mL lodo de estação de tratamento de esgoto e resíduo orgânico de restaurante universitário.

Antes e depois do processo de digestão anaeróbia, dos inóculos separadamente e da codigestão dos mesmos com resíduos alimentar (com bicarbonato de sódio), foram analisados os parâmetros: massa total e de ST (Figuras 26 e 27), teor de SV (Figuras 28 e 29), umidade (Figuras 30 e 31), pH (Figuras 32 e 33) e constituintes da análise elementar (Tabelas 17 e 18), apresentados para os inóculos e codigestões, respectivamente, visando averiguar, as características do biodigestato, bem como os fatores que podem indicar possíveis inibições.

Nas Figura 26 pode-se observar que os inóculos tiveram um descréscimo médio da massa total de 1,91%, variando entre 0,88 (DG) e 3,23% (EB), já em termos de massa de ST a redução foi maior, em média, 8,85%, oscilando entre 4,52 (DG) e 17,20% (RRB). Para a codigestões (Figura 27), as diminuições, tanto de massa total, quanto de ST, foram superiores, com médias de 3,74 e 10,13%, variando entre 2,58 (RRB + RA) e 4,56% (EB + RA), e 4,86 (LAI + RA) e 20,40% (EB + RA), respectivamente.

Figura 26 - Redução da massa total e de sólidos totais (ST) de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia

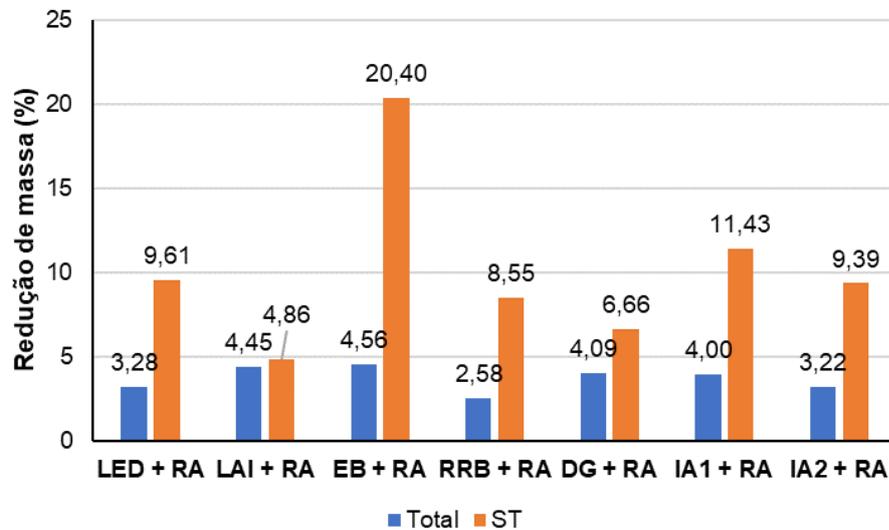


Fonte: Autora (2018).

Nesse contexto, Barcelos (2009) obteve em seu estudo, uma redução da massa total entre 8,5 e 13,8%, na codigestão de resíduos orgânicos com esterco bovino. A redução de massa em biodigestores é um indicativo de que o processo de degradação da matéria orgânica foi convertido, mesmo que parcialmente, em metano e outros gases.

Gueri et al. (2018) também observaram um acréscimo nos valores de ST e SV (na codigestão de resíduos alimentares com um inóculo oriundo de reator anaeróbio de resíduos alimentares operando em regime de alimentação semicontínuo), chegando a remover 3,50% dos ST e 5,68% dos SV no inóculo sozinho, e 26,41% dos ST e 27,90% dos SV na codigestão, ambos após 30 dias.

Figura 27 - Redução da massa total e de sólidos totais (ST) ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio



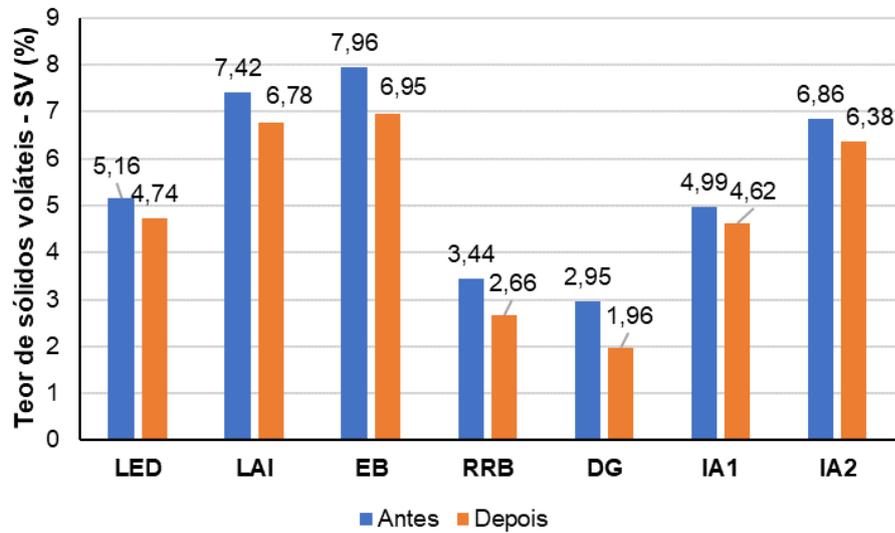
Fonte: Autora (2018).

Nesse contexto, Barcelos (2009) obteve em seu estudo, uma redução da massa total entre 8,5 e 13,8%, na codigestão de resíduos orgânicos com esterco bovino. A redução de massa em biodigestores é um indicativo de que o processo de degradação da matéria orgânica foi convertido, mesmos que parcialmente, em metano e outros gases.

Gueri et al. (2018) também observaram um acréscimo nos valores de ST e SV (na codigestão de resíduos alimentares com um inóculo oriundo de reator anaeróbio de resíduos alimentares operando em regime de alimentação semicontínuo), chegando a remover 3,50% dos ST e 5,68% dos SV no inóculo sozinho, e 26,41% dos ST e 27,90% dos SV na codigestão, ambos após 30 dias.

Semelhantemente a pesquisa supracitada, o teor de SV também sofreu um decréscimo no presente estudo (após a digestão anaeróbia), visto que, os inóculos (Figura 28), inicialmente, continham entre 2,95 (DG) e 7,96% (EB) de SV, passando para valores entre 1,96 (DG) e 6,95% (EB) de SV. Culminando numa redução média de 14,35%, oscilando entre 7,09 (IA2) e 33,65% (DG).

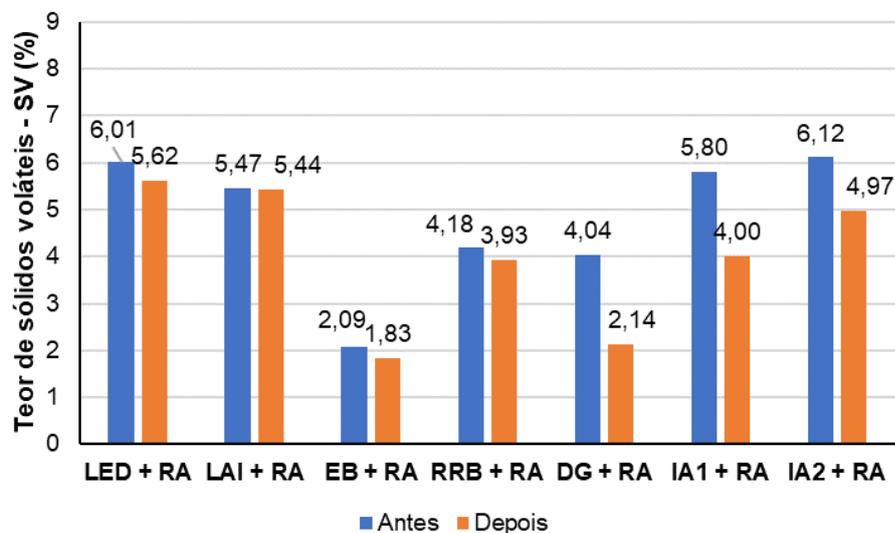
Figura 28 - Teor de sólidos voláteis (SV) de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia



Fonte: Autora (2018).

Para as codigestões (Figura 29), semelhantemente aos parâmetros massa total e de ST, a remoção de SV também foi maior a dos inóculos separadamente, pois no início variou entre 2,09 (EB + RA) e 6,12% (IA2 + RA) de SV, e após a digestão anaeróbia, foi para valores entre 1,83 (DG) e 5,62% (EB) de SV. Proporcionando um decréscimo médio de 17,46%, variando entre 0,52 (LAI + RA) e 46,97% (DG + RA).

Figura 29 - Teor de sólidos voláteis (SV) ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio



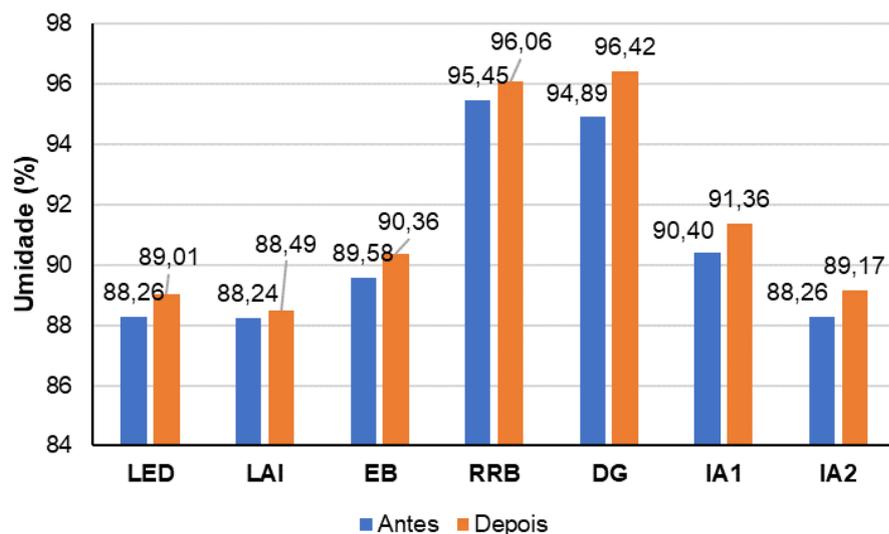
Fonte: Autora (2018).

A remoção da quantidade de SV, de uma forma geral, é esperada, devido a utilização da carga orgânica pelos micro-organismos para a produção de metano, sendo essa diminuição menor para inóculos, em razão da presença de materiais dificilmente degradáveis, expressa pela biodegradabilidade e porcentagem de lignina (apresentada na Tabela 12).

Orrico Júnior et al. (2010) obtiveram uma redução média dos teores de SV, de 44,05%, a partir da biodigestão em reatores do tipo batelada preenchidos com cama de frangos e carcaças de aves mortas, pré-compostadas por 60 dias e biodigeridas por 98 dias.

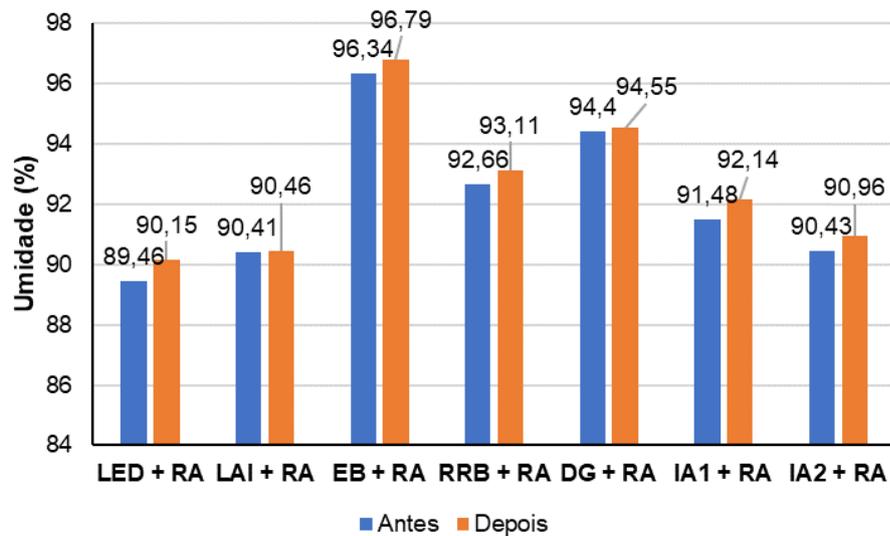
As umidades das diferentes configurações (Figuras 30 e 31) iniciaram a digestão anaeróbia entre 88,24 (LAI) e 96,34% (EB + RA), e ao fim da mesma apresentaram valores entre 88,49 (LAI) e 96,79% (EB + RA). E se mantiveram praticamente inalteradas ao longo da digestão anaeróbia, tendo como incremento máximo, 1,61% para os inóculos (DG) e 0,77% para as codigestões (LED + RA). Tal comportamento é esperado, visto que houve uma redução do teor de SV (discutido anteriormente), fazendo com que a quantidade de água em relação ao todo aumente.

Figura 30 - Umidade de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia



Fonte: Autora (2018).

Figura 31 - Umidade ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio



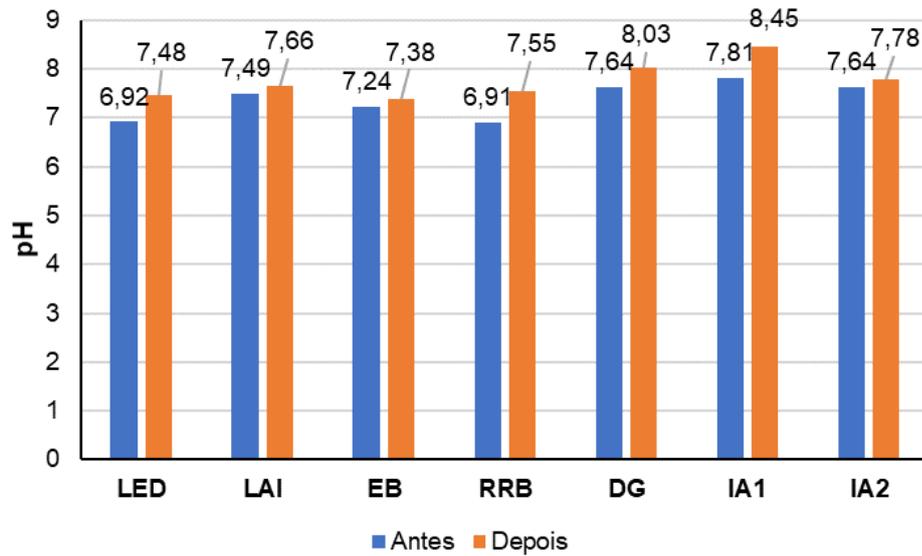
Fonte: Autora (2018).

Santos Filho (2018) avaliou a produção de biogás a partir da codigestão de diferentes inóculos (resíduo ruminal bovino, lodo anaeróbio de esgoto, esterco caprino e inóculo aclimatado) e resíduo de hortifrúti, e também observou pequeno acréscimo na umidade, variando entre 0,81 a 5,87%, para o inóculos, e 0,70 a 1,48%, para a codigestões.

Os pH das diferentes configurações (Figuras 32 e 33) iniciaram a digestão anaeróbia entre 6,78 (LED + RA) e 8,05 (IA1 + RA), e ao fim da mesma apresentaram valores entre 7,38 (EB) e 8,45 (IA1). Como se pode observar, houve um acréscimo em todos as configurações, maior inclusive que a umidade, aumentando entre 1,83 (IA2) e 9,23% (RRB), para os inóculos, e entre 3,73 (IA1 + RA) e 15,19% (LED + RA), para as codigestões. Em média, essa variação é menor para os inóculos (5,24% contra 11,37%), devido, possivelmente, a menor quantidade de carga orgânica a ser biodegradada, gerando conseqüentemente uma menor quantidade de AGVs (mesmo com a utilização do bicarbonato de sódio).

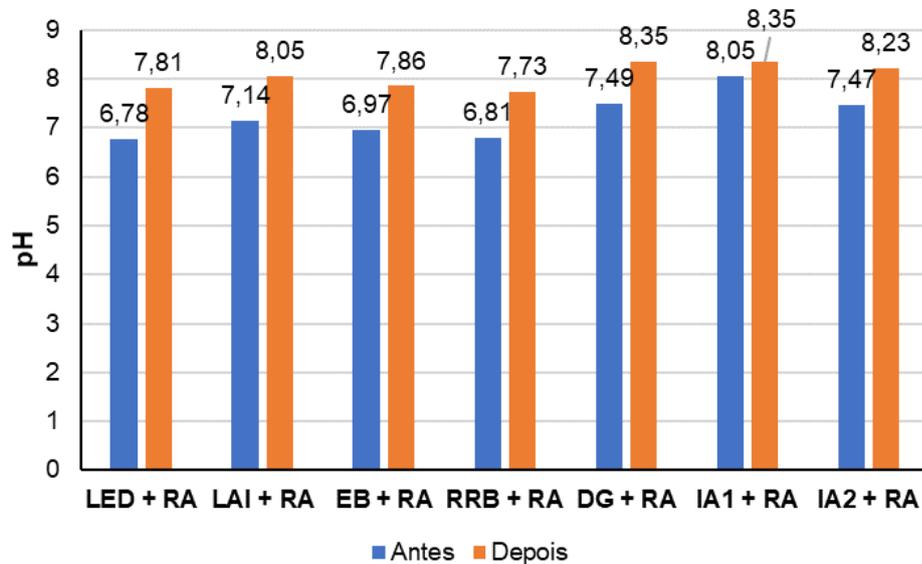
Leite et al. (2009) também observaram um incremento de quase 19% do pH em um reator anaeróbio em batelada preenchido com resíduos sólidos vegetais advindos de feiras livres e centrais de abastecimento, e lodo de esgoto sanitário proveniente de tanques sépticos e reatores UASB, ao longo de 270 dias.

Figura 32 - pH de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia



Fonte: Autora (2018).

Figura 33 - pH ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio



Fonte: Autora (2018).

Goux et al. (2017) codigeriu dejetos de gado e biomassa vegetal por um TDH de 175 dias, e também relatou que o pH do reator flutuou entre 7,3 e 8,0, ou seja, teve um aumento de 9,59%.

Os componentes da análise elementar (Tabelas 17 e 18), tiveram um comportamento de redução, tendo maior descimento a porcentagem de nitrogênio,

com decréscimo médio de 25,84% para os inóculos e 44,89% para a codigestão; seguindo pelo enxofre, com valores médios de 19,31 e 31,16%, respectivamente; logo depois veio o hidrogênio, com um abaixamento em torno de 8,26 e 20,49%, nessa ordem; e por fim, o carbono com uma redução de 8,50 e 12,33%. O nitrogênio, enxofre, hidrogênio e carbono consumido foram, provavelmente, transformados em gás sulfídrico, amônia, metano e gás carbônico, respectivamente, como mostra a seguinte equação: $C_aH_bO_cN_dS_e + H_2O \rightarrow CO_2 + CH_4 + NH_3 + H_2S + \text{energia}$ (Tchobanoglous et al., 1993).

Tabela 17 - Análise elementar de diferentes inóculos ao longo da digestão anaeróbia

Parâmetros	LED		LAI		EB		RRB	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
C (%)	23,52	23,07	33,56	28,97	39,42	33,87	37,55	35,93
H (%)	3,55	3,07	4,31	3,92	4,82	4,64	5,19	4,84
N (%)	2,58	2,48	4,83	3,81	2,68	1,95	2,21	1,08
S (%)	2,92	2,06	1,74	1,69	3,28	0,47	2,97	0,37

Fonte: Autora (2018).

Tabela 18 - Análise elementar ao longo da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com diferentes inóculos e bicarbonato de sódio

Parâmetros	LED + RA		LAI + RA		EB + RA		RRB + RA	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
C (%)	29,14	26,55	32,34	25,37	37,31	32,13	37,18	35,32
H (%)	4,06	3,85	4,66	3,75	5,46	3,88	7,87	5,64
N (%)	3,3	2,03	4,92	3,45	3,67	1,69	3,51	1,5
S (%)	1,71	1,52	2,62	0,88	0,62	0,35	0,56	0,54

Fonte: Autora (2018).

Nesse sentido, pode-se notar que a atenuação dos elementos supracitados foi maior na codigestão, devido a maior biodegradabilidade do resíduo alimentar.

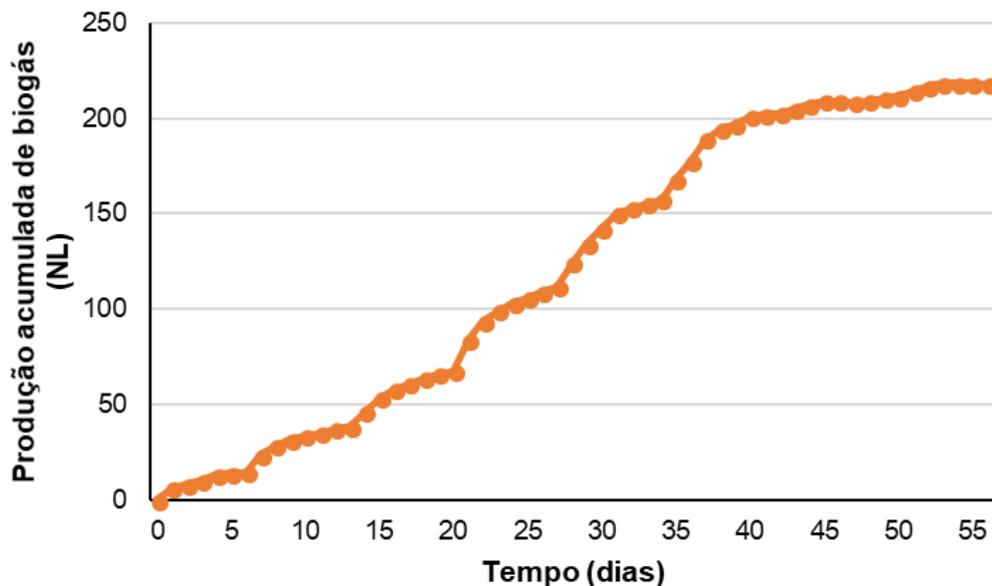
Segundo Bócoli (2015), as atividades metabólicas e a síntese de novas células bacterianas requerem que o substrato tenha certos macronutrientes e micronutrientes que irão fazer parte da composição das células ou das enzimas utilizadas no

metabolismo. Culminando, nesse sentido, no consumo e remoção dos nutrientes pelos micro-organismos.

4.4 CODIGESTÃO NO REATOR PILOTO

A Figura 34 traz a geração de biogás no reator horizontal durante o período de codigestão com resíduo alimentar e IA2, que teve um volume acumulado de aproximadamente 218 NL, ou seja, a velocidade média foi 3,90 NL/dia, e uma concentração de metano que variou de 14,8 a 88%, como mostra a Figura 35.

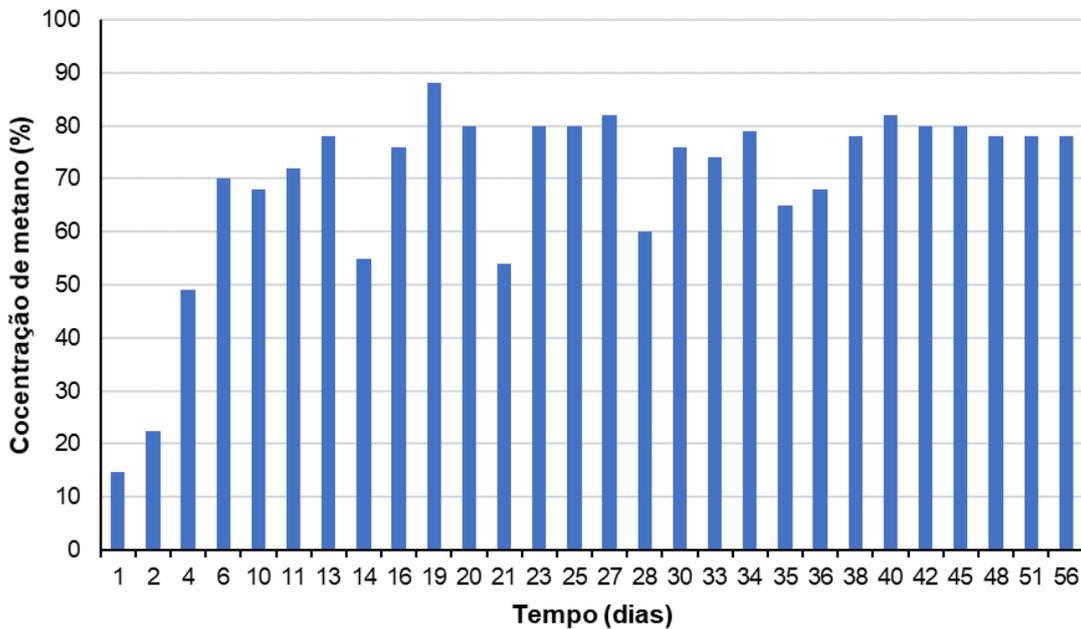
Figura 34 - Produção acumulada de biogás ao longo do processo de codigestão anaeróbia do resíduo alimentar e inóculo IA2



Fonte: Autora (2018).

Na Figura 34 também pode-se observar um incremento no formado de “degraus”, especificamente nos dias 6, 13, 20, 27 e 34, quando foram adicionados 1kg de resíduo alimentar no sistema semi-batelada (descrito no tópico 3.5). E na Figura 35 nota-se também uma redução da concentração de metano nos dias supracitados, visto que com a adição de RA, há um incremento da produção de AGVs, que por sua vez, reduz o pH, desfavorecendo a metanogênese. No entanto, com o passar dos dias, os AGVs são consumidos e convertidos em outros compostos (mais simples), elevando novamente a concentração de metano.

Figura 35 - Concentração de metano ao longo do processo de codigestão anaeróbia do resíduo alimentar e inóculo IA2



Fonte: Autora (2018).

Valença (2017) desenvolveu um experimento para avaliar a produção de biogás a partir da codigestão de resíduo alimentar e lodo anaeróbio (de esgoto doméstico e agroindustrial) em regime semi-batelada, e também obteve altos picos de geração de biogás, seguidos, normalmente, dos dias que havia adição de resíduo alimentar, bem como queda na porcentagem de metano no biogás.

FNR (2010) avaliou o potencial de produção de biogás de diversos substratos, dentre os que mais se aproximaram dessa pesquisa foram: resíduo de hortaliças, bagaço de frutas (fresco não tratado) e resíduos de cereais, com respectivamente, 27, 259 e 51 Nm^3/ton . O presente estudo obteve um potencial de produção de biogás de 36,40 Nm^3/ton , que está no intervalo dos resíduos supracitados, que compunham o substrato analisado. Em termos de metano, tem-se 25,29 Nm^3/ton , considerando a concentração média do período avaliado (55 dias), que foi de 69,49%.

Santos Filho (2018) alcançou uma produção acumulada de biogás de 711,20 NL (velocidade média de 5,9 NL/dia), no TDH de 120 dias, e uma concentração máxima de metano foi de 86% (com 73 dias), a partir da codigestão de 7,5 kg de resíduos de hortifrútis e 15 kg de inóculo aclimatado. Nesse sentido, o volume de

biogás do experimento de Santos Filho (2018) foi superior ao do presente estudo, devido ao maior volume de resíduos adicionados, bem como maior TDH.

Mazareli et al. (2016) também conduziram um experimento em reatores horizontais de leito fixo de alta taxa, preenchidos com resíduos de hortifrúti e da suinocultura em várias proporções, obtendo melhor produção de metano com a proporção de 30/70, respectivamente, que foi de 1,08 L/dia.

A Tabela 19 apresenta a variação dos parâmetros umidade, ST, SV e pH, da codigestão IA2 + RA, antes e depois do processo de digestão anaeróbia, que durou 56 dias, apenas.

Tabela 19 - Evolução dos parâmetros ao longo do processo de codigestão de IA2 + RA

Parâmetros	Início	Após 56 dias
Umidade (%)	88,07	92,91
Sólidos totais – ST (%)	11,93	7,09
Sólidos totais voláteis – SV (%)	7,63	4,14
Potencial hidrogeniônico – pH	7,50	8,70

Fonte: Autora (2018).

Semelhantemente ao comportamento da aclimação dos inóculos (apresentados no tópico 4.2), nota-se um incremento da umidade, e uma redução dos ST e SV, devido da degradação da matéria orgânica, que culmina tanto na produção biogás, quanto na formação de água (que se dá via hidrogenotrófica). Bem, como um aumento pH, corroborando com os estudos realizados por Luna et al. (2009), Gueri et al. (2018), dentre outros.

5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

O presente tópico apresenta as conclusões desta pesquisa e sugestões para trabalhos futuros.

5.1 CONCLUSÕES

O resíduo alimentar (RA) apresentou valores de pH, alcalinidade de bicarbonatos e relação C:N abaixo da faixa propícia a produção de metano, por outro lado, a elevada umidade, carga orgânica e biodegradabilidade, podem ser benéficas a digestão. No tocante aos inóculos, todos possuem uma alta umidade, carga orgânica e biodegradabilidade (exceto o lodo de esgoto doméstico – LED), e um pH ideal a metanogênese ou superior. No entanto, apenas o lodo agroindustrial (LAI) e o esterco bovino (EB), possui uma alcalinidade de bicarbonatos que confere um bom poder de tamponamento ao meio em digestão. Além disso, a relação C:N de todos os inóculos foi inferior a relação propícia aos micro-organismos metanogênicos, por outro lado, a concentração de ferro em todos os casos foi considerada tóxica. O LED ainda apresentou toxicidade devido ao cobre e ao zinco, e o LAI, apenas ao zinco. Nesse sentido, a codigestão dos materiais supracitados pode tornar as condições ambientais mais favoráveis, em decorrência da complementaridade das características destes substratos.

Nessa perspectiva, foram utilizados nessa pesquisa um digestato (composto de um inóculo aclimatado ao substrato e resíduos de hortifrúti, codigeridos por 120 dias), denominado DG, e dois inóculos mesofílicos anaeróbios adaptado ao substrato, aclimatados por meio da alimentação dos mesmos com pequenas porções de resíduo alimentar ($0,3 \text{ gSV} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$), denominados IC1 (composto por LED e EB, na proporção de 2:1, e aclimatado por 120 dias) e IC2 (composto por DG e EB, na proporção de 2:1, e aclimatado por 56 dias). Ao longo do período de aclimatados os inóculos supracitados produziram 3.518 NmL de metano e 99,5 NL de biogás (com concentração de metano entre 13,8 a 62%), respectivamente, resultando em uma redução dos teores de sólidos totais e voláteis (potencializada pela adição de água e peneiramento). Com relação ao pH, IC1 registou aumento, já o IC2 uma pequena queda, devido, provavelmente, ao menor TDH e concentração maior de AGVs.

A produção líquida de metano do resíduo alimentar e a produção ponderada por massa seca (MS) e massa de sólidos voláteis (SV) de RA com diferentes inóculos (e bicarbonato de sódio) teve a maior produção de metano proporcionada pelo EB, seguida pelo IA2, DG, LAI, LED, IC1 e RRB. No entanto, a velocidade média da produção líquida foram maiores para as codigestões com LAI e DG (e bicarbonato de sódio), com 100,7 e 90,2 NmLCH₄.dia⁻¹ (visto que período do experimento foi menor que o do EB e IA2), e logo após foi o EB, IA2, IA1, LED e RRB, com 74,9; 68,0; 49,7; 47,5 e 26,0 NmL/dia, respectivamente.

Nas codigestões sem adição de bicarbonato de sódio, houve inibição da metanização, devido a acidificação do meio, visto que foram obtidas baixas produções de metano, que variou de 112,5 (RRB + RA) a 566,4 (LED + RA) NmL, e reduzidos TDH (de 2 a 15 dias).

Ao correlacionar os parâmetros antes e depois da digestão anaeróbia, tanto dos inóculos separadamente, quanto das codigestões (com bicarbonato de sódio), nota-se um comportamento semelhante ao processo de aclimação de um dos inóculos empregados, mesmo não havendo nenhuma intervenção (adição de água e peneiramento). De uma forma geral, houve uma redução da massa total e de ST, e do teor de SV e de carbono, hidrogênio, nitrogênio e enxofre das configurações, bem como aumento da umidade e do pH. Tais variações foram produto das reações ocorridas em cada etapa da digestão anaeróbia, inclusive na degradação/conversão da matéria orgânica em metano, sendo mais expressiva nas codigestões (com bicarbonato de sódio), devido a maior quantidade de matéria orgânica biodegradável, bem como alcalinidade do meio.

E por fim, o reator piloto foi operado uma biomassa residual de 12 kg (na proporção de 1:1, de inóculo aclimatado e resíduo alimentar), em regime semi-batelada, e produziu 218 NL, com uma concentração de metano que variou de 14,8 a 88%, principalmente, em função da adição semanal de resíduo alimentar. Obtendo com isso, um potencial de produção de biogás e de metano de, respectivamente, 36,40 e 25,29 Nm³/ton, que pode ser utilizado para geração de energia elétrica ou como gás de cozinha. Semelhantemente ao comportamento da aclimação dos inóculos e dos experimentos em batelada, pode-se observar um decréscimo dos teores ST e SV e incremento da umidade e do pH.

5.2 PERSPECTIVAS FUTURAS

- Submeter a codigestão ao regime contínuo;
- Avaliar a toxicidade dos digestatos para reuso agrícola através do método de análise de toxicidade com alface (*lactuca sativa*);
- Tratar estatisticamente os dados de potencial de metanização (batelada) para os diferentes inóculos empregados;
- Realizar uma estimativa do carbono evitado pela codigestão de resíduos alimentares com de diferentes inóculos;
- Realizar uma análise de viabilidade econômica do uso dos diferentes inóculos empregados na codigestão de resíduos alimentares;
- Realizar a equivalência energética do biometano gerado pela codigestão com GLP (gás liquefeito de petróleo) e GN (gás natural).

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13999: Papel, cartão, pastas celulósicas e madeira – determinação do resíduo (cinza) após a incineração a 525°C.** Rio de Janeiro: ABNT, 2003.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação.** Rio de Janeiro: ABNT. 2004a.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10007: Amostragem de Resíduos.** Rio de Janeiro: ABNT, 2004b.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2009.** São Paulo: ABRELPE. 2009.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2010.** São Paulo: ABRELPE. 2010.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2011.** São Paulo: ABRELPE. 2011.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2013.** São Paulo: ABRELPE. 2013.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2014.** São Paulo: ABRELPE. 2014.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. São Paulo: ABRELPE. 2015.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. São Paulo: ABRELPE. 2016.

Achour, F. **Caractérisation de la matière organique dan lês orduresménagères: Recherche d'indicateurs de stabilité**. Tese (doutorado). Lyon: L' Institut Nacional dès Sciences Appliquées de Lyon. 2008.

AEE - Agencia Extremeña de la Energía (2010) **Los residuos ganaderos**. Espanha: AEE. 2010. Disponível em: <<http://www.agenex.net/images/stories/deptos/los-residuos-ganaderos.pdf>>. Acesso em: 06/10/2016.

Albuquerque, B. L.; Tti Junior, G. R.; Rizzatti, G.; Sarmento, J. V. S.; Tissot, L. **Gestão de resíduos sólidos na Universidade Federal de Santa Catarina: os programas desenvolvidos pela Coordenadoria de Gestão Ambiental**. Mar del Plata: X Coloquio Internacional sobre Gestión Universitaria en América del Sur. 2010.

Alves, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2008.

Alves, I. R. F. S. **Avaliação da codigestão na produção de biogás**. Tese (Doutorado). Rio de Janeiro: COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2016.

Amaral, A. C.; Kunz, A.; Tápparo, D. C.; Gaspareto, T. C.; Steinmetz, R. L. R. **Influência da carga orgânica volumétrica na recuperação de metano em um**

reator CSTR tratando dejetos suíno. In: CONBEA – XLV Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 2016, Florianópolis.

Andreoli, C. V.; Ferreira, A. C.; Chernicharo, C. A. L.; Borges, E. S. M. **Secagem e Higienização de Lodos com Aproveitamento do Biogás.** In: Cassini, S. T. (Org.). Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Vitória: Rima Artes e Textos, p. 121-165, 2003.

Angelidaki, I.; Alves, M.; Bolzonella, D.; Borzacconi, L.; Campos, J. L.; Guwy, A. J.; Kalyuzhnyi, S.; Jenicek, P.; van Lier, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, v. 59, n. 5, p. 927, 2009.

APHA –. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and waste water.** 22ª edição. Washington. 2012.

Aquino, S. F.; Chernicharo, C. A. L.; Foresti, E.; Santos, M. L. F.; Monteggia, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.

Araujo, G. J. F. **Análise energética, ambiental, e econômica de biodigestores de circulação interna e concentradores de vinhaça para geração de eletricidade, fertilizantes e créditos de carbono em diferentes cenários econômicos.** Dissertação (Mestrado). Ribeirão Preto: Universidade de São Paulo. 2017.

Avaci, A. B.; Souza, S. N. M. de; Chaves, L. I.; Nogueira, C. E. C.; Niedzialkoski, R. K.; Secco, D. Avaliação econômico-financeira da microgeração de energia elétrica proveniente de biogás da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, p.456-462, 2013.

Bailer, C.; Tomitch, L. M. B.; D'Ely, R. C. S. Planejamento como processo dinâmico: a importância do estudo piloto para uma pesquisa experimental em linguística aplicada. **Revista Intercâmbio**, v. 14, p. 129-146, 2011.

Barcelos, B. R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. Dissertação (Mestrado). Brasília: Universidade de Brasília. 2009.

Bona, E. A. M.; Matinc, C.; Bley Junior, C.; Milani, L. M. ; Menegol, T. ; Somer, J. G. ; Pereira, L. **Isolamento e caracterização microbiológica de sistemas de tratamento anaeróbio de inóculos de dejetos suíno e bovino**. São Paulo: III Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. 2013.

Bona, E. A. M.; Steinmetz, R. L. R.; Milani, L. M.; Somer, J. G.; Menegol, T.; Trindade, E. M.; Kunz, A. **Produção e aclimação de inóculo para ensaio PME**. Rio de Janeiro: IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de resíduos Agropecuários e Agroindustriais. 2015.

Brasil. Lei 12.187 de 29 de dezembro de 2009. **Política Nacional sobre Mudança do Clima**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato_2007-2010/2009/lei/l12187.htm>. Acesso em: 17/09/2015.

Brasil. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20072010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 17/09/2015.

Brasil. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf >. Acesso em: 13/08/2017.

Brasil. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília: MMA. 2010. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos>>. Acesso em: 20/09/2017.

Brasil. **Política de Estado que objetiva traçar uma estratégia conjunta para reconhecer o papel estratégico de todos os tipos de biocombustíveis na matriz energética brasileira**. Brasília: Ministério de Minas e Energia. Disponível em: <[http://www.mme.gov.br/web/guest/secretarias/petroleo-gas natural e combustiveis renovaveis/programas/renovabio/principal](http://www.mme.gov.br/web/guest/secretarias/petroleo-gas+natural+e+combustiveis+renovaveis/programas/renovabio/principal)>. Acesso em: 20/12/2017.

Bueno, R. F. Comparação entre biodigestores operados em escala piloto para produção de biogás alimentado com estrume bovino. **Holos Environment**, v. 10, n. 1, p. 111-125, 2010.

Cabral, L. S.; Valadares Filho, S. C.; Detmann, E.; Malafaia, A. M.; Zervoudakis, T.; Souza, A. L.; Veloso, R. G.; Nunes, P. M. M. Consumo e digestibilidade dos nutrientes em bovinos alimentados com dietas à base de volumosos tropicais. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 6, p. 2406-2412, 2004.

Campos, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n. 2, p. 171-180, 2012.

Caritas, N. L. T. **Digestion anaerobia en comunidades rurales**. Projeto fim de carreira. Madrid: Universidad Carlos III de Madrid. 2008.

Carreas, N. **O biogás**. Programa de Capacitação em Energias Renováveis, Observatório de Energias Renováveis para a América Latina e o Caribe. 2013.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: Água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

Chellapandi, P. Enzymes and microbiological pretreatments of oil industry wastes for biogas production in batch digesters. **Biotechnology and Environmental Management**, p. 39-54, 2004.

Chernicharo, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 1997.

Chernicharo, C. A. L.; Borges, A. M.; Mesquita, L. C. P.; Dias, A. M. A. Desenvolvimento de um respirômetro automatizado para avaliação da atividade microbiana anaeróbia. **Revista de Engenharia Sanitária**, v. 2, n. 3-4, p. 120-126, 1997.

Chernicharo, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 2007.

Chernicharo, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 2008.

Costa, M. B. B. **Adubação orgânica: nova síntese e novo caminho para a agricultura**. São Paulo: Ícone, 1994.

Craveiro, A. M.; La Iglesia, M. R. de; Hirata, Y. S. **Manual de biodigestores rurais**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. 1982.

Cremones, P. A.; Feiden, A.; Zenatti, D. C.; Camargo, M. P.; César, N. W.; Rossi, E.; Antonelli J. Digestão anaeróbia no tratamento de resíduos lignocelulósicos. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.2, p.21-35, 2013.

Demetriades, P. **Thermal pre-treatment of cellulose rich biomass for biogas production**. Suécia: Swedish University of Agricultural Sciences. 2008.

Deublein, D.; Steinhauser, A. **Biogas from waste and renewable resources**. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2008.

Diário da República Portuguesa. **Portaria n.º 851/2009**. 1.a série, n.152, p.5143-5146, 2009. Disponível em: <http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0CCUQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww.apambiente.pt%2F_cms%2Fview%2Fpage_doc.php%3Fid%3D146&ei=ih_qVKeLLlq0sATg3lCICw&usq=AFQjCNGhc_pQIF>

9652ZCepbfFlelgkXOLw&sig2=xcFYrL9w_HDoYxOBCNxO4>. Acesso em: 17/09/2014.

Dias, D. M.; Martinez, C. B.; Barros, R. T. V.; Libânio, M. Modelo para estimativa da geração de resíduos sólidos domiciliares em centros urbanos a partir de variáveis socioeconômicas conjunturais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 3, 2012.

Divya, D.; Gopinath, L. R.; Christy, P. M. A Review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.42, p. 690-699, 2015.

Doll, M. M. R.; Foresti, E. Efeito do bicarbonato de sódio no tratamento de vinhaça em AnSBBR operado a 55 e 35°C. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, p.275-282, 2010.

Doran, J. W.; Linn, D. M. Bacteriological quality of run off water from pastureland. **Journal of Applied Microbiology**, v. 37, p. 985-991, 1979.

Duda, R. M.; Oliveira, R. A.; Toledo, R. M. **Reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator em batelada sequencial aeróbio para o tratamento de águas residuárias de suinocultura**. São Paulo: III Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management. 2013.

EBA – European Biogas Association. **EBA Statistical Report 2017**. Disponível em: < <http://european-biogas.eu/2017/12/14/eba-statistical-report-2017-published-soon/> >. Acesso em: 10/04/2018.

Edwiges, T. **Biodigestão anaeróbia de resíduos vegetais provenientes de central de abastecimento**. Tese (Doutorado). Cascavel: Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 2017

Edwiges, T.; Frare, L.; Alino, J.; Lins, L.; Flotats, X; Sarolli, M. **Use of mathematical models to fast predict biochemical methane potential of fruit and vegetable waste**. *In*: AD15 – 15th World Congress on Anaerobic Digestion, 2017, Beijing.

Elia Neto, A. **Inovações Tecnológicas para a Vinhaça**. Campo Grande: Apresentação de slides. 2014. Disponível em: <www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/...vinhaca...e.../Biosul2AndreEliasNeto.pptx>. Acesso em: 01/10/2017.

Esposito, G.; Frunzo, L.; Liotta, F.; Panico, A.; Pirozzi, F. (BMP) Bio-Methane Potential Tests To Measure The Biogas Production From The Digestion and CoDigestion of Complex Organic Substrates. **The Open Environmental Engineering Journal**, v. 5, p. 1-8, 2012.

Farias, A. B. **Parâmetros de compressibilidade de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2000.

Felizola, C. S. **Estudo cinético do tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. Dissertação (Mestrado). Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba. 2006.

Ferreira, J. V. C. **Quantificação e Caracterização Química e Energética da Biomassa Residual Gerada no Campus Recife da UFPE**. Monografia. Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2014.

Ferreira, B. O. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás**. Dissertação (Mestrado). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 2015.

Figueiredo, F. F. O desenvolvimento da indústria da reciclagem dos materiais no Brasil: motivação econômica ou benefício ambiental conseguido com a atividade? **Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**, v. XVI, n. 387, 2012.

Firmo, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2013.

FNR – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. 5ª Edição. Gülzow: FNR, PROBIOGAS. 2010. Disponível em: <http://web-resol.org/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf>. Acesso em: 05/03/2017.

Forster-Carneiro, T.; Pérez, M.; Romero, L. I.; Sales, D. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3195–3203, 2007.

Gambetta, R. **O caminho entre a pesquisa na bancada e a produção em escala industrial**. 2011. Disponível em: <<https://www.campograndenews.com.br/artigos/o-caminho-entre-a-pesquisa-na-bancada-e-a-producao-em-escala-industrial>>. Acesso em: 21/04/2018.

Gomes, P. C. G. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Puc-Rio**. Monografia. Rio de Janeiro: Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. 2009.

Gomes, F. C. S. P.; Aquino, S. F.; Colturato, L. P. D. B. Biometanização seca de resíduos sólidos urbanos: estado da arte e análise crítica das principais tecnologias. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 3, p. 295-304, 2012.

Gomes, J. N. C. **Potencial de produção de energia a partir da biometanização de resíduos orgânicos do Câmpus Pampulha da UFMG**. Dissertação (Mestrado). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

Gonçalves, M. S.; Kummer, L.; Sejas, M. I.; Rauen, T. G.; Bravo, C. E. C. Gerenciamento de resíduos sólidos na Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Francisco Beltrão. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 15, 2010.

Goux, X.; Calusinska, M.; Fossépré, M., Benizri E.; Delfosse, P. Start-up phase of an anaerobic full-scale farm reactor – Appearance of mesophilic anaerobic conditions and establishment of the methanogenic microbial community. **Bioresource Technology**, v. 212, p. 217-226, 2016.

Granato, E. F. **Geração de energia através da digestão anaeróbica da vinhaça**. Dissertação (Mestrado). Bauru: Universidade Estadual Paulista. 2003.

Griffin, M. E.; McMahon, K. D.; Mackie, R. I.; Raskin, L. Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. **Biotechnology and bioengineering**, v. 57, n. 3, p. 342-355, 1998.

Gueri, M. V. D.; Souza, S. N. M.; Kuczman, O.; Schirmer, W. N.; Buratto. W. G.; Ribeiro, C. B.; Besinella, G. B. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios BMP. **Biofix Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 08-16, 2018.

Hallam, J. M. **Efeito da relação substrato/inóculo na partida de reator anaeróbio para digestão de resíduos alimentares**. Dissertação (Mestrado). São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos. 2016.

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*: Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, v. 1, p. 579-588, 2001, Cagliari.

Hills, D. J. Methane gás production from dairy manure at high solids concentration. **Transactions of the ASAE**, v. 23, n. 1, p. 122-126, 1980.

Holm-Nielsen, J.B.; Seadi, T. A. I.; Oleskowicz-Popiel, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, 2009.

Hoorweg, D.; Bhada-Tata, P. **World Bank. What a waste: A Global Review of Solid Waste Management**. Washington: World Bank, 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japan: National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES. 2006.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. USA: Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York. 2007.

Jacinto, S. A. **Sustentabilidade urbana: análise de viabilidade da implementação de um digestor anaeróbio de resíduos orgânicos na freguesia dos Olivais, Lisboa**. Dissertação (Mestrado). Lisboa: Tecnico Lisboa. 2014.

Jucá, J. F. T.; Lima, J. D.; Mariano, M. O. H.; Firmo, A. L. B.; Lima, D. G. A.; Lucena, L. F. L.; Castilhos Júnior, A. B.; Cavalcanti, R. M. S.; Sá, E. V. F. L.; Melo, R.; Mendonça, M. Z.; Galvão, D. **Análise das Diversas Tecnologias e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Recife: BNDS, FADE, UFPE, GRS. 2013.

Kigozi, R.; Aboyade, A.O.; Muzenda, E. **Sizing of an anaerobic biodigester for the organic fraction of municipal solid waste**. USA: Proceedings of the World Congress on Engineering and Computer Science. 2014.

Kondusamy, D.; Kalamdhad, A. S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1821-1830, 2014.

Kuczman, O.; Gomes S. D.; Tavares, M. H. F.; Torres, D. G. B.; Alcântara, M. S. Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v. 31, n. 1, 2011.

Kunz, A.; Encarnação, R. **Tratamento de dejetos animais**. In: Gleber, L.; Palhares, J. C. P. (Eds.). *Gestão Ambiental na Agropecuária*. Brasília: EMBRAPA. 2007.

Kunz, A.; Amaral, A. C.; Steinmetz, R. L. R. **Aula 1 – Processos bioquímicos na digestão anaeróbia**. Curso de operacionalização de biodigestores. Foz do Iguaçu: CIBiogás e EMBRAPA. 2016.

Kusch, S.; Schäfer, W.; Kranert, M. **Dry Digestion of Organic Residues**. 2011. Disponível em: < <https://www.intechopen.com/books/integrated-waste-management-volume-i/dry-digestion-of-organic-residues> >. Acesso em: 21/04/2018.

Lange, L. C.; Simões, G. F.; Ferreira, C. F. A.; Santana, D. W. E. A.; Garcia, L. N. **Estudo comparativo de metodologias empregadas para a análise de resíduos sólidos urbanos**. In: Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales; AIDIS. *Gestión inteligente de los recursos naturales: Desarrollo y salud*. México, D.F., FEMISCA, 2002. p.1-8, Ilus.

Leite, V. D. **Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial**. Tese (Doutorado). São Carlos: Universidade de São Paulo. 1997.

Leite, V. D.; Lopes, W. S.; Prasad, S. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 119-123, 2001.

Leite, V.D.; Dantas, A.M.M.; Prasad, S.; Lopes, W.S.; Athayde Junior, G. B.; Souza, J.T. **Comportamento dos sólidos totais em reator anaeróbio tratando resíduos sólidos orgânicos**. Cancun: XXVII Congresso da AIDIS. 2002.

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 Agrícola e Ambiental**, v.13, p.190-196, 2009.

Leite, V. D.; Sousa, J. T.; Lopes, W. S.; Henrique, I. N; Barros, A. J. M. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos: aspectos quantitativos. **Revista tecnológica**, v. 18, n. 2, p. 90-96, 2014.

Lucena, T. V. **Avaliação da geração de biogás sob diferentes condições de biodegradação de resíduos alimentares**. Dissertação (Mestrado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2016.

Luna, M. L. D; Leite, V. D.; Lopes, W. S.; SOUSA, J. T., Silva, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Revista Engenharia Agrícola**, v.29, n.1, p.113-121, 2009.

Machado, C. R. **Digestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de exposição ao ar**. Dissertação (Mestrado). Botucatu: Universidade Estadual Paulista. 2011.

Mackey, A.; Gass, S. **Common data collection measures**. Second language research: methodology and design. Mahwah: Lawrence Erlbaum, 2005.

Madeira, D. J. S; Martinelli, M. A. B. **Diagnóstico do gerenciamento dos resíduos sólidos na Universidade Tecnológica Federal Do Paraná Câmpus Medianeira**. Trabalho de Conclusão de Curso. Medianeira: Universidade Tecnológica Federal Do Paraná. 2014

Mao, C.; Feng, Y.; Wang, X.; Ren G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540-555, 2015.

Mazareli, R.; Cristina, S.; Duda, R. M.; Valderi, D. L.; Oliveira, R. Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, v. 52, p. 112-121, 2016.

McCarty, P. L. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals: part two. **Public Works**, v. 95, p. 123-126, 1964.

Melo, E. S. R. L. **Análise de biodegradabilidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos através de ensaios BMP (Biochemical Methane Potential)**. Dissertação (Mestrado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2010.

Mendes, L. G. G.; Sobrinho, P. M. Métodos de estimativa de geração de biogás em aterro sanitário. **Revista de Ciências Exatas**, v. 11, n. 2, p. 71-76, 2005.

Metcalf; Eddy. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse**. New York: McGraw-Hill. 1991.

Metcalf; Eddy. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse**. New York: Ed. McGraw-Hill, 2002.

Metcalf; Eddy. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. New York: McGraw-Hill, 2014.

Moller, H. B.; Sommer, S. G.; Ahring, B. K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass Bioenergy**. **Aberdeen**, v. 26, n. 3, p. 485-495, 2004.

Neves, L.; Oliveira, R.; Alves, M. M. Influence of inoculum activity on the biomethanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2019-2024, 2004.

Oliveira, L. R. G.; Santos Filho, D. A.; Nascimento Junior, A. F.; Santana, D. S.; Jucá, J. F. T.; Silva, S. P. R. **Uso do esterco e rumén bovino como inóculos na codigestão de resíduo alimentar**. Foz do Iguaçu: V Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de resíduos Agropecuários Agroindustriais. 2017.

Oliveira, G.; Scazufca, P.; Pires, R. C. **Ranking do Saneamento Instituto Trata Brasil 2018**. São Paulo, 2018. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking-2018/realatorio-completo.pdf>>. Acesso em: 22/06/2018

Orrico Júnior, M. A. P.; Orrico, A. C. A., Lucas Júnior, J. Digestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: Cama de frangos e carcaças. **Revista Engenharia Agrícola**, v.30, p.546-554, 2010.

Orrico Júnior, M. A. P.; Orrico, A. C. A.; Lucas Júnior, J. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. **Revista de Engenharia Agrícola**, v.31, n.2, p.399-410, 2011.

Pacheco, J. W. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno)**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2006.

Parkin, G. F.; Owen, W. F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. **Journal of Environmental Engineering**, v. 112, n. 5, p. 867-916, 1986.

Parra-Orobio, B. A.; Torres-Lozada, P.; Marmolejo-Rebellón, L. F.; Cárdenas-Cleves, L. M.; Vásquez-Franco, C.; Torres-López, W. A.; Ordoñez-Andrade, J. A. Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresíduos de origen municipal. **Ingeniería Investigación y Tecnología**, v. XVI, p. 515-526, 2015.

Pedroza, M. M.; Vieira, G. E. G.; Sousa, J. F.; Pickler, A. C.; Leal, E. R. M.; Milhomen, C. C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 11, n. 16, p. 89-XX, 2010.

Pereira, E. L.; Campos, C. M. M.; Moterani, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, p. 157-168, 2009.

Pereira, M. A. C. **Reatores – Aula 1 – Introdução a Engenharia de Reatores**. Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo. Disponível em: <<http://www.marco.eng.br/reatores/notasdeaula/aula1.pdf>>. Acesso em: 21/04/2018a.

Pereira, M. A. C. **Cálculo de Reatores – Reator Batelada**. Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo. Disponível em: <<http://www.marco.eng.br/reatores/reatorbatelada.html>>. Acesso em: 22/04/2018b.

Peres, C. S.; Sanchez, C. R.; Matumoto, C.; Schmidell, W. Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid waste. **Water Science and Technology**, v. 25, p. 285-293, 1992.

Pestana, M.; Ganghis, D. **Tratamento de efluentes**. Apostila. Bahia: Centro Federal de Educação Tecnológica – CEFET/BA. 2018. Disponível em: <[Philippi Jr, A.; Roméro, A. M.; Bruna, G. C. **Curso de Gestão Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Manole. 2013.](https://www.google.com.br/search?q=o+lodo+%C3%A9+composto,+principalmente,+pelos+micro-organismos+(biomassa)+que+se+reproduziram+gra%C3%A7as+%C3%A0+mat%C3%A9ria+org%C3%A2nica+do+pr%C3%B3prio+efluente&spell=1&sa=X&ved=0ahUKEwichIfpidDaAhVGh5AKHc_yANoQBQglKAA&biw=1366&bih=662#>. Acesso em: 21/04/2018.</p></div><div data-bbox=)

Rajagopal, R.; Bellavance, D.; Rahaman, M. S. Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: for North American context. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 105, p. 101-108, 2017.

Rizzoni, L. B.; Tobias, A. C. T.; Del Bianchi, M.; Garcia, J. A. D. Digestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, Ano IX, n.18, 2012.

Rosa, A. P. **Avaliação da viabilidade técnica e ambiental do uso do conteúdo ruminal bovino como biocombustível**. Dissertação (Mestrado). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 2009.

Rossol, C. D.; Scalon Filho, H.; Berté, L. N.; Jandrey, P. E.; Schwantes, D.; Gonçalves Jr, A. C. Caracterização, classificação e destinação de resíduos da agricultura. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 11, n. 4, p. 33-43. 2012.

Ruiz, T. L. **Microbiologia Zootécnica**. 1º Ed. São Paulo: Roca, 1992.

Santos, A. C.; Oliveira, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 4, p. 781-794, 2011.

Santos Filho, D. A.; Oliveira, L. R. G.; Santos, A. F. M. S.; Sobrinho M. A. M.; Jucá, J.F.T. **Caracterização e avaliação do potencial de metano do rúmen bovino**. Florianópolis: XVII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2016.

Santos Filho, D. A. **Estudo da influência de inóculos e configurações de reatores no processo digestão anaeróbia de resíduo sólido orgânico**. Tese (Doutorado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2018.

Scano, E. A.; Asquer, C.; Pistis, A. Ortu, L.; Demontis, V.; Cocco, D. Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant. **Energy Conversion and Management**, v. 77, p. 22-30, 2014.

Sediyama, M. A. N.; Vidigal, S. M.; Pedrosa, M. W.; Pinto, C. L. O.; Salgado, L. T. Fermentação de esterco de suínos para uso como adubo orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 6, p. 638-644, 2008.

SEMARH – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos **Plano Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Norte - PEGIRS/ RN**. Natal: SEMARH, 2012.

SEMAS – Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos Pernambuco**. Recife: Secretaria de Meio Ambiente e

Sustentabilidade, Secretaria das Cidades, Agência Estadual de Planejamento e Pesquisa de Pernambuco e Instituto de Tecnologia de Pernambuco. 2012.

Silva, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. Tese (Doutorado). João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba. 2009.

Silva, M. C. P. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares**. Dissertação (Mestrado). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

Silva, S. P. R.; Palha, M. A. P. F. **Inventário da biomassa produtora de biogás de Pernambuco**. Recife: Gráfica & Copiadora Nacional. 2016.

Silveira, N. C. **Codigestão do lodo de esgoto e fração orgânica de resíduo de restaurante**. Dissertação (Mestrado). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2016.

SNSA – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2014**. Brasília: MCIDADES, SNSA, 2016.

Soares, M. R. **Coeficiente de distribuição (kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo**. Tese (Doutorado). São Paulo: Universidade de São Paulo. 2004.

Souza, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, v. 44, p. 88-94, 1984.

Sousa, R. B. A. ; Aires, K. O. ; Vale, J. R. L. ; Santos, J. J. N. ; Guedes, M. J. F. **Gerenciamento de resíduos sólidos na Universidade Federal de Campina Grande - Campus I**. I Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino em Ciências. Campina Grande: Editora Realize, v. 1, p. 1-9, 2016.

Soxhlet, F. Die gewichtsanalytische bestimmung des milchfettes. **Polytechnisches Journal**, Erlangen, v. 232, n. 5, p. 461-465, 1879.

Steinmetz, R. L. R. **Avaliação do efeito de drogas veterinárias na produção específica de biogás de substratos agropecuários**. Tese (Doutorado). Santa Catarina: Universidade Federal de Santa Catarina. 2016.

Steinmetz, R. L. R. Mezzari, M. P.; Silva, M. L. B.; Kunz, A.; Amaral, A. C., Tápparo, D. C.; Soares, H. M. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 21-28, 2016.

Steffen, R.; Szolar, O.; Braun, R. **Feedstocks for Anaerobic Digestion**. Viena: Institute for Agrobiotechnology Tulln, University of Agricultural Sciences Vienna. 1998.

Suocheng, D.; Tong, K. W.; Yuping, W. Municipal solid waste management in China: using commercial management to solve a growing problem. **Utilities Policy**, v. 10, n. 1, p. 7-11, 2001.

Tauchen, J.; Brandli, L. L. A Gestão Ambiental em Instituições de Ensino Superior: Modelo para Implantação em Campus Universitário. **Gestão & Produção**, v. 13, n. 3, p. 503-515, 2006.

Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Vigil, S. A. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. New York: Mcgraw-Hill. 1993.

TV COMPESA. **Estação de Tratamento de Esgoto Dancing Days entra em operação**. 2014. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=FbQJptWI8XY>>. Acesso em: 29/07/2017.

UFPE – Universidade Federal de Pernambuco. **Coopere vai atuar na gestão de resíduos sólidos no campus**. Disponível em: <http://www3.ufpe.br/agencia/index.php?option=com_content&view=article&id=499

77:coopere-vai-atuar-na-gestao-de-residuos-solidos-no-campus&catid=5&Itemid=78>. Acesso em: 29/07/2017.

UFPE – Universidade Federal de Pernambuco. **Superintendência de Infraestrutura lança Manuais de Gestão de Resíduos Sólidos**. Disponível em: <https://www.ufpe.br/agencia/noticias/-/asset_publisher/VQX2pzmP0mP4/content/superintendencia-de-infraestrutura-lanca-manuais-de-gestao-de-residuos-solidos/40615> Acesso em: 29/07/2017.

Valença, R. B. **Avaliação da geração de biometano em diferentes cenários de biodegradação de resíduos alimentares**. Dissertação (Mestrado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2017.

Valencia, E.; Valenzuela, E.; González, S.; Vargas, C. Anaerobic digestion of bovine rumen in laboratory and chemical determination pre and post treatment. **Livestock Research for Rural Development**, n. 23, v. 2, 2011.

Van Horn, H. H.; Wilkie, A. C.; Powers, W. J.; Nordstedt, R. A. Components of dairy manure management systems. **Journal of Dairy Science**, v. 77, n. 7, p. 2008-2030, 1994.

Van Soest, P. J. Development of a comprehensive system of feed analysis and its application to forage. **Journal Animal Science**, v. 26, n. 1, p. 119-128, 1967.

Varnero, M.T. **Manual de Biogás**. Santiago de Chile: MINENERGIA, PNUD, FAO, GEF. 2011.

VDI – Verein Deutscher Ingenieure. **VDI 4630: Fermentation of organic materials Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**. Alemanha: VDI, 2006.

Von Sperling, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Universidade de Minas Gerais. 3ª edição. 2005.

Wang, Y. S.; Byrd, C. S.; Barlaz, M. A. Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicelluloses in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay. **Journal of Industrial Microbiology**, v. 13, p. 147-153, 1994.

WHO – International reference center for wastes disposal. **Methods of Analysis of Sewage Sludge Solid Waste and Compost**. Switzerland, 1979.

Xu, F.; Li, Y.; Ge, X.; Yang, L.; Li, Y. Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 247, p.1047–1058, 2018.

Yadvika, S.; Sreekrishnan, T. R.; Kohli, S.; Rana, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques - a review. **Bioresource Technology**, v. 95, p. 1-10, 2004.

Zhang, R.; El-Mashad, H. M.; Hartman, K.; Wang, F.; Liu, G.; Choate, C.; Gamble, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 929-935, 2007.

Zhang, L.; Leeb, Y-W.; Jahnga, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 8, p. 5048–5059, 2011.

Zhang, T.; Liu, L.; Song, Z.; Ren, G.; Feng, Y.; Han, X.; Yang G. Biogas Production by Co-Digestion of Goat Manure with Three Crop Residues. **Plos One**, v. 8, 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.