

RESSALVA

Atendendo solicitação do autor, o texto completo desta dissertação será disponibilizado somente a partir de 08/07/2021.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS
CAMPUS DE ARARAQUARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE BIOMATERIAIS E
BIOPROCESSOS
MESTRADO PROFISSIONAL

PRODUÇÃO BIOTECNOLÓGICA DE METANO A PARTIR DA
CODIGESTÃO DE DEJETO LÍQUIDO SUÍNO COM RESÍDUOS DE
HORTIFRUTI

VICTOR HENRIQUE PEREIRA ELSNER

ORIENTADOR: Prof. Dr. Guilherme Peixoto

COORIENTADOR: Prof. Dr. Samuel Conceição de Oliveira

ARARAQUARA - SP

2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS
CAMPUS DE ARARAQUARA

PRODUÇÃO BIOTECNOLÓGICA DE METANO A PARTIR DA
CODIGESTÃO DE DEJETO LÍQUIDO SUÍNO COM RESÍDUOS DE
HORTIFRUTI

VICTOR HENRIQUE PEREIRA ELSNER

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos (Mestrado Profissional), Área de Biomateriais, Bioprocessos, Bioprodutos da Faculdade de Ciências Farmacêuticas, UNESP como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Guilherme Peixoto

COORIENTADOR: Prof. Dr. Samuel Conceição de Oliveira

ARARAQUARA - SP

2019

E149p

Elsner, Victor Henrique Pereira.

Produção biotecnológica de metano a partir da codigestão de dejetos líquidos suínos com resíduos de hortifrúti / Victor Henrique Pereira Elsner. – Araraquara, 2019.

72 f. : il.

Dissertação (Mestrado Profissional) – Universidade Estadual Paulista. "Júlio de Mesquita Filho". Faculdade de Ciências Farmacêuticas. Programa de Pós Graduação em Biomateriais e Bioprocessos. Área de Pesquisa em Biomateriais, Bioprocessos, Bioprodutos.

Orientador: Guilherme Peixoto.

Coorientador: Samuel Conceição de Oliveira.

1. Metano. 2. Biodigestão anaeróbia. 3. Codigestão. 4. Dejetos suínos. 5. Resíduo de hortifrúti. I. Peixoto, Guilherme, orient. II. Oliveira, Samuel Conceição de, coorient. III. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: PRODUÇÃO BIOTECNOLÓGICA DE METANO A PARTIR DE CODIGESTÃO DE DEJETO LÍQUIDO SUÍNO COM RESÍDUOS DE HORTIFRUTI

AUTOR: VICTOR HENRIQUE PEREIRA ELSNER

ORIENTADOR: GUILHERME PEIXOTO

COORIENTADOR: SAMUEL CONCEIÇÃO DE OLIVEIRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em ENGENHARIA DE BIOMATERIAIS E BIOPROCESSOS, área: Biomateriais, Bioprocessos, Bioprodutos pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. GUILHERME PEIXOTO

Departamento de Bioprocessos e Biotecnologia / Faculdade de Ciências Farmacêuticas - UNESP - Araraquara



Prof. Dr. ALVARO DE BAPTISTA NETO

Departamento de Bioprocessos e Biotecnologia / Faculdade de Ciências Farmacêuticas - UNESP - Araraquara



Dr. MARCOS JAVIER DE LUCA

Departamento de Bioprocessos / ERBR Soluções em Energia e Biometano

Araraquara, 08 de julho de 2019

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Adolfo Ronaldo Elsner e Maria Cleide Pereira Elsner por todo apoio e incentivo durante minha formação profissional;

A minha namorada Fernanda de Andrade Proença que esteve ao meu lado nas situações mais difíceis, como nos momentos de alegria;

Ao meu orientador Prof. Dr. Guilherme Peixoto que me recebeu de braços abertos em seu laboratório;

Ao meu coorientador Prof. Dr. Samuel Conceição de Oliveira pelo auxílio nas análises estatísticas desse projeto;

Aos Cauê Garbeline e Maísa Davanso que possibilitaram a realização da parte experimental deste trabalho;

A empresa ERBR Soluções em Energia e Biometano, na forma dos diretores Mário Cesar Reinert e Sérgio Soares Nascimento, por financiar a realização desse projeto

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos (PPG-EBB) e ao seu corpo docente que contribuíram significativamente para meu desenvolvimento profissional;

Ao Coordenador do PPG-EBB, Prof. Dr. Rondinelli Donizete Herculano, cujo profissionalismo conheço desde minha graduação na Faculdade de Ciências e Letras de Assis (UNESP), pela ajuda em conciliar as atividades profissionais, pessoais e acadêmicas;

Ao Departamento de Bioprocessos e Biotecnologia da Faculdade de Ciências Farmacêuticas da UNESP, Campus de Araraquara, por permitir o uso de laboratórios e equipamentos para desenvolver esta pesquisa.

Se soubéssemos o que era aquilo que estávamos fazendo,
não seria chamado de pesquisa, certo?

Albert Einstein (1879 – 1955)

RESUMO

ELSNER, V.H.P. PRODUÇÃO BIOTECNOLÓGICA DE METANO A PARTIR DA CODIGESTÃO DE DEJETO LÍQUIDO SUÍNO COM RESÍDUOS DE HORTIFRUTI.

Dissertação – Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Departamento Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos, Universidade Estadual Paulista, (Unesp), Araraquara, 2019.

A suinocultura atingiu índices elevados de produtividade por meio do emprego de avançadas tecnologias de produção, resultando em maior geração de dejetos líquidos suínos (DLS) com grande potencial de contaminação de águas mananciais. O resíduo de hortifruti (RH) é produzido em grandes quantidades nos mercados atacadistas, sendo caracterizado pelo elevado teor de umidade e de compostos orgânicos voláteis, o que causa efeitos negativos nos sistemas tradicionais de destinação dos resíduos sólidos urbanos. A codigestão de dejetos suínos e resíduos orgânicos vem sendo amplamente estudada, com melhorias na degradação dos substratos em digestão e, consequentemente, dos rendimentos de biogás. Assim, neste trabalho, avaliou-se o desempenho da codigestão de dejetos de suínos e crescentes níveis de resíduos de hortifruti, utilizando-se um delineamento fatorial de experimentos 2^3 (3 fatores, 2 níveis) seguido de modelagem matemática para descrever o volume de metano acumulado durante o bioprocessamento. Para a realização dos ensaios, foram preparadas misturas de substratos compostas por dejetos líquidos suínos e resíduo de hortifruti nas relações 4:1, 2,5:1 e 1:1, as quais foram inoculadas e digeridas em frascos batelada por tempos de retenção hidráulica de 20 a 30 dias e temperaturas de 35 a 45°C. Os maiores rendimentos foram de 455,47 e 442,37 NmL CH₄/g SVT e ocorreram nos ensaios com relação DLS:RH de 2,5:1 e 1:1, respectivamente. A relação DLS:RH foi significativa para o acúmulo de metano durante o processo, enquanto o efeito do TRH não foi significativo a um nível de confiança de 95%. A temperatura se mostrou marginalmente significativa, havendo uma maior acumulação de metano com o aumento da temperatura. A adição de RH como cosubstrato à biodigestores existentes que operam com DLS apresenta-se como uma alternativa viável para o aumento da produção de metano uma vez que esta é diretamente proporcional à quantidade de matéria orgânica adicionada.

Palavras-chave: Metano. Biodigestão anaeróbia. Codigestão. Dejetos suínos. Resíduo de hortifruti.

ABSTRACT

ELSNER, V.H.P. STUDY OF METHANE BIOLOGICAL PRODUCTION FROM PIG LIQUID COMBINED WITH FOOD RESIDUES. Dissertation – Faculty of Pharmaceutical Sciences, Department of Biomaterials and Bioprocesses, São Paulo State University (Unesp), Araraquara, 2019.

Swine production reached high levels of productivity through the use of technology, resulting in higher generation of swine manure (SM) with great potential for ground water contamination. Fruit and vegetable waste (FVW) are produced in large quantities in wholesale markets, characterized by high moisture content and volatile organic compounds, causing negative effects in the traditional systems of municipal solid waste disposal. The codigestion of swine manure and organic wastes has been widely explored, with improvements in the degradation of the substrates in digestion and, consequently, of the biogas yields. Thus, in this work, the performance of the codigestion of SM and increasing levels of FVW were evaluated using a factorial design of experiments 2^3 (3 factors; 2 levels) followed by mathematical modelling to describe the volume of methane accumulated during the bioprocess. In order to carry out the assays, mixtures of substrates composed of SM and FVW were prepared in the ratios 4:1, 2.5:1 e 1:1, which were inoculated and digested in batches with hydraulic retention times of 20 to 30 days and temperatures of 35 to 45 °C. The maximum yields were 455.47 and 442.37 NmL CH₄ / g VS and occurred in assays with 2.5:1 and 1:1 SM:FVW ratios, respectively. The SM:FVW ratio was significant for the accumulation of methane during the process, while the hydraulic retention time was not significant at a 95% confidence level. The temperature was marginally significant, with a higher accumulation of methane with increasing temperature. The addition of FVW as a cosubstrate to existing biodigesters operating with SM is a viable alternative for increasing methane production, since this is directly proportional to the amount of organic matter added.

Key words: Methane. Anaerobic digestion. Codigestion. Swine manure. Fruit and vegetable waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxos de carbono e elétrons durante a degradação anaeróbia de material orgânico.	17
Figura 2. Efeito da temperatura sobre a velocidade de crescimento e consequências moleculares nas células.	26
Figura 3. Influência da temperatura sobre a atividade microbiana (a faixa de temperatura apresentada refere-se às usinas operadas com biomassa renovável).	27
Figura 4. Volume necessário para vários substratos a uma COV de 3 kg SVT / m ³ VT.	28
Figura 5. Dispersão do rendimento de biogás em diferentes substratos.	31
Figura 6. Influência dos grupos de substâncias na quantidade e qualidade do biogás.	32
Figura 7. Taxa e volume de produção de gás em função do TRH.	32
Figura 8. Volume e velocidade de formação de metano em função da temperatura.	33
Figura 9. Fluxograma das etapas envolvidas na fase experimental.	35
Figura 10. Ensaio BMP de adequação aos biorreatores batelada.	43
Figura 11. Produtividade de metano em função do TRH em dias.	47
Figura 12. Superfície de resposta do volume acumulado de metano durante o bioprocessamento de digestão anaeróbia de resíduos para TRH constante de 25 dias.	48
Figura 13. Perfis de produção de metano (CH ₄) nos ensaios de biodigestão anaeróbia.	50
Figura 14. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 01.	56
Figura 15. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 02.	56
Figura 16. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 03.	56
Figura 17. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 04.	57
Figura 18. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 05.	57
Figura 19. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 06.	57
Figura 20. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 07.	58
Figura 21. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 08.	58
Figura 22. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 09.	58
Figura 23. Ajuste do modelo proposto aos dados cinéticos do ensaio 10.	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Consumo de água e produção de dejetos nos diferentes sistemas de produção de suínos.	21
Tabela 2. Caracterização físico-química dos dejetos suínos em crechários e terminação.....	21
Tabela 3. Variáveis e níveis investigados no planejamento fatorial de experimentos.	37
Tabela 4. Condições de mistura dos substratos definidas para os ensaios do planejamento experimental.	38
Tabela 5. Matriz do planejamento fatorial de experimentos 2^3 com triplicatas no ponto central aplicado neste estudo	39
Tabela 6. Resultados da caracterização dos materiais quanto aos sólidos presentes (resultados em triplicata).....	40
Tabela 7. Porcentagem de alimentos na amostra coletada de resíduo de hortifruti.....	42
Tabela 8. Valores da resposta avaliada (CH_4 acumulado) para cada ensaio.	45
Tabela 9. Valores estimados dos coeficientes (b_i) e do coeficiente de determinação (R^2) do modelo matemático e respectivos valores p	46
Tabela 10. Parâmetros finais obtidos nos ensaios do planejamento experimental.	50
Tabela 11. Valores estimados dos parâmetros do modelo e seus respectivos desvios padrão.....	54
Tabela 12. Análise de variância do ajuste do modelo cinético de acumulação de metano aos dados experimentais de cada ensaio.	55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIOGAS	Associação Brasileira do Biogás
AGV	Ácido Graxo Volátil
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
BMP	<i>Biological Methane Potential</i> (Potencial Biológico de Metano)
CIBIOGAS	Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás
CNI	Confederação Nacional da Indústria
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DLS	Dejeto Líquido Suíno
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i> (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura)
FLU	<i>Bayerisches Landesamt für Umwelt</i> (Secretaria do Estado da Baviera para o Meio Ambiente)
FNR	<i>Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe</i> (Agência Alemã de Recursos Renováveis)
GEE	Gases do Efeito Estufa
GNV	Gás Natural Veicular
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
IEA	<i>International Energy Agency</i> (Agência Internacional de Energia)
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
KTBL	<i>Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft</i> (Curatório Alemão de Administração para Engenharia e Construção na Agricultura)
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
RH	Resíduo de hortifruti
RIS	Relação Inóculo – Substrato
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SFT	Sólidos Fixos Totais
ST	Sólidos Totais
SVT	Sólidos Voláteis Totais
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> (Reator anaeróbico de fluxo ascendente)
VDI	<i>Verein Deutscher Ingenieure</i> (Associação de Engenheiros Alemães)
VT	Volume de Trabalho

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	15
2.1. Objetivo geral	15
2.2. Objetivos específicos	15
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1. Biodigestão anaeróbia.....	16
3.2. Suinocultura	19
3.3. Resíduos de hortifruti	22
3.4. Codigestão.....	24
3.5. Temperatura.....	26
3.6. Carga orgânica volumétrica, tempo de retenção hidráulica e grau de degradação.....	28
3.7. Rendimento de biogás.....	30
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	34
4.1. Procedimento experimental	34
4.2. Parâmetros analisados.....	36
4.3. Análises do potencial biológico de metano (BMP)	36
4.3.1. Determinação das condições iniciais	36
4.3.2. Realização dos ensaios do planejamento experimental.....	37
4.4. Delineamento experimental dos ensaios de fermentação	37
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1. Caracterização dos materiais.....	40
5.2. Adequação dos ensaios	42
5.3. Análise estatística dos resultados do planejamento experimental.....	45
5.4. Avaliação da produção de metano e redução da matéria orgânica.....	49
5.5. Modelagem da cinética de acumulação de metano	52
6. CONCLUSÃO	60
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	61
REFERÊNCIAS	62

1. INTRODUÇÃO

Os finitos recursos energéticos fósseis, que em 2015 cobriram 81,6% do suprimento global de energia (IEA, 2017), bem como o fenômeno do aquecimento global, são provavelmente os maiores problemas ambientais atualmente. As fontes de energia renováveis, que no presente estão sendo massivamente expandidas, resolvem ambos os problemas de uma só vez e protegem o petróleo como um recurso material valioso (ZAK, 2012). A biomassa é uma das fontes de energia renovável com maior potencial de crescimento nos próximos anos, sendo considerada uma das principais alternativas para a diversificação da matriz energética e a consequente redução da dependência dos combustíveis fósseis (CNI, 2012). A mudança do conceito para a sociedade do que um “resíduo” realmente é, está levando a uma tendência de crescimento contínuo de práticas de reciclagem e reutilização de resíduos agrícolas, urbanos e industriais. Um processo em especial que segue este propósito e que tem sido utilizado há muitos anos, é a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos (BACKES, 2011).

O biogás, principal produto da digestão anaeróbia, consiste em uma mistura de diversos gases, contendo principalmente de 55 a 70% de metano (CH_4) e de 30-45% de dióxido de carbono (CO_2). Vestígios de outros compostos inorgânicos (CO , H_2 , H_2S , NH_3 , N_2 , N_2O e H_2O), bem como compostos orgânicos voláteis (C_1 - C_6) também podem ser encontrados no biogás (GERARDI, 2003; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008). O biogás é uma fonte de energia renovável que, ao contrário das energias solar e eólica, pode ser facilmente armazenada e transportada, bem como ser usada como matéria-prima na indústria química (FEHRENBACH *et al.*, 2008; EDER; KRIEG, 2012).

No Brasil, programas oficiais lançados em 2005 estimularam a implantação de biodigestores focados, principalmente, na redução da dependência de adubos químicos, na geração de energia e na possibilidade de participarem do mercado de carbono, acarretando diminuição do impacto ambiental ao reduzir a emissão de gases de efeito estufa causado pelo armazenamento dos dejetos suínos em esterqueiras e lagoas (OLIVEIRA; HIRAGASHI, 2006). Os primeiros projetos de geração de energia com motogeradores a biogás instalados no Paraná em 2006 apresentaram resultados positivos, culminando em 2009, com a primeira resolução brasileira normatizando a modalidade de venda distribuída de energia até 1 MW, a ANEEL nº 390/2009 (ERBR, 2018).

A partir deste marco, o ambiente regulatório brasileiro avançou consideravelmente em prol do biogás. Decretos, leis e convênios nos âmbitos municipal, estadual e federal outorgaram percentuais de adição de biometano à rede de gás natural canalizado, reduções e/ou isenções de ICMS para equipamentos ligados à geração de energia com o biogás e também para o fornecimento à rede da energia gerada, entre outros (ABIOGÁS, 2018). Em 2015, a ANEEL por meio da resolução nº 687/2015 regulamentou a microgeração com biogás até 75kW e a minigeração até 5 MW para cogeração qualificada. Ainda em 2015, a resolução ANP nº 8/2015 especificou as características do biometano oriundo de resíduos agrosilvopastoris e regulamentou a intercambialidade com o GNV.

Em 2017, a ANP outorgou nova regulamentação por meio da Resolução nº 685/2017 de especificação do biometano oriundo de aterros e estações de tratamento de esgoto (ETEs) e intercambialidade com o GNV, autorizando a injeção do biometano na rede de gás natural. Ainda em 2017, o Ministério de Minas e Energia lançou o Programa Renovabio, com o objetivo de expandir a produção de biocombustíveis no Brasil, baseado na previsibilidade e na sustentabilidade e compatível com o crescimento do mercado.

De acordo com levantamento realizado pelo Centro Internacional de Biogás (CIBIOGÁS, 2019), havia 276 plantas de biogás em operação em 2018, produzindo diariamente cerca de 3,1 milhões de Nm³ de biogás para geração de energia elétrica, térmica, mecânica e Biometano. Número que representa um aumento de 117% na quantidade de plantas em operação em relação ao ano de 2015. O crescimento do volume de biogás produzido diariamente pelas plantas foi de 138%, indicando um possível aumento de plantas de biogás de médio e grande porte. O levantamento também indicou que havia 82 plantas em planejamento ou instalação em 2018, com estimativa de produção diária de 1,5 milhões de Nm³ de biogás. O aumento deste dado em relação ao levantamento anterior mostra que o mercado não só teve um crescimento nos últimos 3 anos, como também esse crescimento está ocorrendo com uma aceleração maior do que a observada anteriormente.

Segundo dados da Associação Brasileira de Biogás (ABIOGÁS, 2018), o potencial brasileiro de produção diária de biogás alcança os 41 bilhões de Nm³ para resíduos do setor sucroenergético, 38 bilhões de Nm³ no setor de proteína animal e 4 bilhões de Nm³ no setor de saneamento. Esses números equivalem a 36% da demanda de energia elétrica nacional ou 70% da demanda nacional por diesel, o que justifica o desenvolvimento de pesquisas na área de geração de biogás.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar os efeitos isolados e combinados das variáveis relação de mistura entre os substratos, tempo de retenção hidráulica e temperatura sobre a produção de metano (CH_4) a partir da codigestão de dejetos líquido suíno e resíduos de hortifrúti em escala de bancada.

2.2. Objetivos específicos

- Caracterizar o dejetos líquido suíno (DLS) e resíduo de hortifrúti (RH) bruto quanto à concentração de sólidos totais (ST), sólidos voláteis totais (SVT) e sólidos fixos totais (SFT);
- Definir as condições iniciais de relação inóculo/substrato (RIS) e carga orgânica adicionada aos biorreatores batelada;
- Modelar matematicamente a cinética de acumulação de metano;
- Avaliar a influência dos efeitos isolados e combinados da relação de mistura entre os substratos, temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e tempo de retenção hidráulica (dias) sobre a produção biológica de metano.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Biodigestão anaeróbia

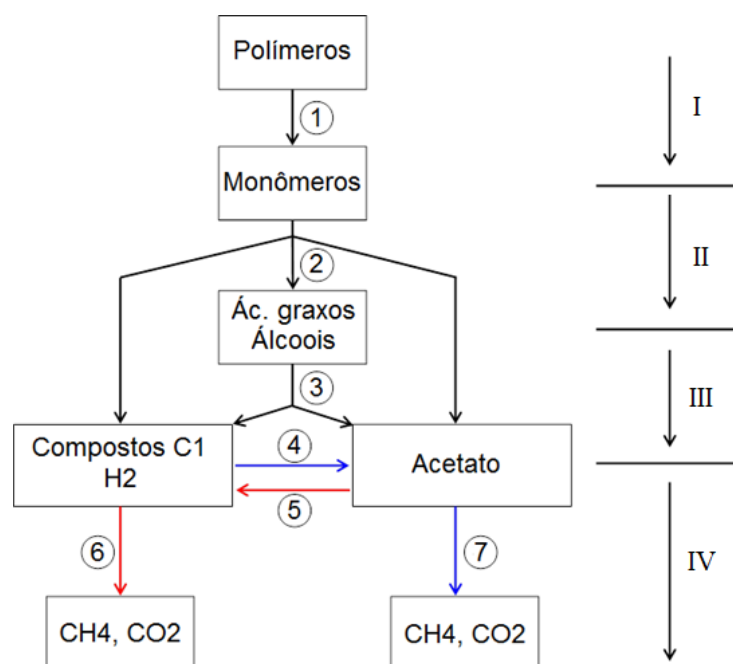
Dentro do ciclo natural dos nutrientes, os processos biológicos servem para que os materiais orgânicos, sob ação do oxigênio atmosférico (processo aeróbio) ou a ausência de oxigênio (processo anaeróbio), sejam devidamente degradados. Os dois processos de degradação mais significativos são a compostagem (aeróbia) e a biodigestão (anaeróbia). Ambos os processos têm em comum que o carbono aproveitável, sob condição de liberação de energia, é oxidado a CO_2 . Na compostagem, a quantidade total de carbono aproveitável pode ser oxidada a CO_2 , processo em que grande quantidade de calor (energia térmica) é liberada e transferida para o ambiente. Na biodigestão, menos da metade do carbono é oxidada a CO_2 , e, ao invés de gerar calor, a outra parte é direcionada para a produção de gás metano (CH_4) e armazenada como energia química.

A digestão anaeróbia é realizada por diferentes bactérias e arqueas e envolve um processo complexo, que naturalmente gera uma série de produtos. Estes produtos se acumulam apenas temporariamente por causa da relação sinérgica que estes organismos fermentativos têm uns com os outros numa relação em cadeia, na qual os produtos de um grupo de organismos rapidamente servem de substrato para o próximo grupo, levando à produção de metano pelas arqueas. Os diferentes grupos de microrganismos responsáveis pela produção de biogás necessitam de condições ambientais relativamente diferentes, e todos os processos metabólicos favoráveis à formação de metano são tamponados em meio ligeiramente alcalino (GEORGACAKIS; SIEVERS; IANNOTTI, 1982; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; EDER; KRIEG, 2012).

A biodigestão anaeróbia geralmente é dividida em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 1). Durante a hidrólise do substrato (Fase I), macromoléculas como proteínas, carboidratos e gordura, são transformadas em seus monômeros como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos (Reação 1). Esta etapa pode ser potencialmente limitante se o material orgânico contiver altas concentrações de sólidos ou grandes quantidades de celulose, fazendo com que a hidrólise ocorra lentamente (BASTAM, 2008). O processo de hidrólise em si envolve várias etapas, incluindo a produção de enzimas, difusão, adsorção, reação e desativação (BACKES, 2011). A taxa de hidrólise global depende do material orgânico, tamanho, forma, superfície, concentração de biomassa, produção e adsorção de enzimas (BATSTONE *et al.*, 2000).

Na acidogênese (Fase II), os produtos formados na hidrólise são degradados por bactérias acidogênicas em ácidos orgânicos de cadeia curta (também conhecidos como ácidos graxos voláteis – AGVs, incluindo ácido acético ($C_2H_4O_2$), ácido fórmico (CH_2O_2), ácido propiônico ($C_3H_6O_2$), ácido butírico ($C_4H_8O_2$) e ácido lático ($C_3H_4O_2$)), álcoois, dióxido de carbono e hidrogênio (Reação 2) (BACKES, 2011).

Figura 1. Fluxos de carbono e elétrons durante a degradação anaeróbia de material orgânico.



Azul: Fluxo de carbono e elétrons em baixas temperaturas, baixa concentração de acetato e $pH < 7$ (natureza); **Vermelho:** Fluxo de carbono e elétrons em altas temperaturas, alta concentração de acetato e $pH > 7$ (biorreator). Fonte: Adaptado de Schink (1997).

Os microrganismos responsáveis por essas transformações pertencem, principalmente, às classes *Clostridia* e *Bacteroides* (KRAUSE *et al.*, 2008; KLOCKE, 2011). As bactérias usam uma via metabólica em que os metabólitos mais reduzidos são produzidos, como os AGVs, lactato ($C_3H_5O_3$) e etanol (C_2H_6O). A via dominante depende de vários fatores como a concentração de substrato, pH e as concentrações de hidrogênio dissolvido (RODRIGUEZ *et al.*, 2006). Em $pH < 5$ a produção de etanol é maior, enquanto a maior pH mais ácidos graxos voláteis são produzidos (REN; WANG; HUANG, 1997). Em $pH < 4$, todos os processos de fermentação podem cessar (HWANG *et al.*, 2004). Os produtos da fermentação consistem aproximadamente de 51% de acetato, 19% de hidrogênio, e os demais são produtos mais reduzidos como AGVs, álcoois ou lactato. Entre os produtos da fermentação, AGVs são os intermediários mais comumente encontrados na fase líquida em um biorreator (PIND; ANGELIDAKI; AHRING, 2003).

Na acetogênese (Fase III), ocorre a oxidação dos compostos intermediários anteriormente formados, como propionato, butirato e outros AGVs, por bactérias acetogênicas em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (Reação 3), considerando também que acetato pode ser produzido a partir de CO_2 e H_2 (Reação 4). Microrganismos dos gêneros *Syntrophomonas*, *Syntrophobacter*, *Syntrophospora*, *Syntrophus* e *Smithella* são os responsáveis por essas reações (BAUER; LEBUHN; GRONAUER, 2009). Esta etapa é fundamental para a biodigestão anaeróbia, pois ocorre a sintrofia entre os microrganismos acetogênicos e metanogênicos.

A metanogênese (Fase IV) é a etapa final do processo, responsável diretamente pela produção de metano, e constitui, em muitos casos, o passo que governa todo processo de degradação do substrato. As arqueas metanogênicas exibem vários atributos bioquímicos e estruturais únicos, as quais adaptaram-se para viver em habitats específicos. Possuem coenzimas e cofatores específicos e degradam apenas um número limitado de substratos com baixo número de carbonos: acetato, metanol, hidrogênio e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 1997). Nesta etapa, acetato é então reduzido a CO_2 e H_2 (Reação 5), sendo o hidrogênio oxidado pela redução de CO_2 a CH_4 por microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos (Reação 6) por arqueas da família *Methanosarcinaceae* (FERRY; LESSNER, 2008) e das espécies *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales* e *Methanococcales* (KARAKASHEV; BATSTONE; ANGELIDAKI, 2005; BAUER *et al.*, 2008; LEBUHN; BAUER; GRONAUER, 2008). Além da via hidrogenotrófica, metano pode também ser produzido por clivagem do acetato via metanogênese acetoclástica (Reação 7) por arqueas das famílias *Methanosarcinaceae* e *Methanosaetaceae* (KARAKASHEV; BATSTONE; ANGELIDAKI, 2005).

Estas reações paralelas estão sempre em equilíbrio dinâmico e a direção principal da reação depende fortemente da temperatura e concentração de reagentes e produtos (STAMS, 1994; SCHINK, 1997). Por motivos termodinâmicos, a formação de acetato por H_2 e CO_2 (Reação 4) só pode concorrer com a metanogênese hidrogenotrófica (Reação 6) em baixas temperaturas e concentrações de acetato (SCHINK, 1997). Em usinas de biogás com alta carga orgânica volumétrica (COV) domina a via hidrogenotrófica (BAUER *et al.*, 2008). No entanto, a taxa de degradação do acetato por oxidação sintrófica (Reações 5 e 6) é mais lenta que a clivagem direta por microrganismos metanogênicos acetoclásticos (SCHNÜRER; ZELLNER; SVENSSON, 1999).

Segundo HAANDEL; LETTINGA (1994) se por alguma razão a velocidade de consumo de AGVs durante a metanogênese não acompanhar a taxa de produção dos mesmos, poderá surgir uma situação de instabilidade por redução do pH. Isto pode ocasionar uma redução na atividade metanogênica e um aumento na produção líquida de ácido, levando a uma acidificação do meio contido no reator, sendo isso a causa mais comum de problemas operacionais em sistemas de tratamento anaeróbio, uma vez que a tolerância das arqueas metanogênicas é limitada em relação à acidez do meio.

Alguns dos indicadores do desequilíbrio do sistema incluem mudanças na produção do biogás, sua composição (CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S), pH e concentração de diferentes AGVs no meio, redução dos SV consumidos, redução da DQO/DBO consumida, mudança na relação C/N e outros. A produção de biogás e sua composição está intimamente ligado à carga orgânica aplicada ao reator. Muitas vezes quando o biorreator é sobrecarregado com uma alta COV, este responderá aumentando imediatamente a produção de biogás, entretanto, em seguida uma diminuição repentina pode ocorrer, pois os níveis de produtos inibidores (ácidos) são demasiadamente elevados e o pH tende a diminuir. Estes fortes desequilíbrios podem causar variações na composição do biogás, como elevação dos níveis de dióxido de carbono e hidrogênio porque não são consumidos suficientemente rápido pela metanogênese (POULSEN, 2003; BACKES, 2011).

Mudanças no processo também podem ocorrer simplesmente devido a uma mudança no substrato utilizado, o que é comum. A verdadeira indicação de desequilíbrio ocorre quando há uma mudança na produção de biogás ou na sua composição, sem qualquer alteração do substrato. Se houver um desequilíbrio no sistema, geralmente isso levará a um acúmulo de AGVs e a consequente diminuição do pH. Esse acúmulo de ácidos orgânicos nem sempre resultará em um declínio imediato do pH se a capacidade de tamponamento do meio for elevada, o que frequentemente é o caso quando dejetos animais são usados. Por isso, geralmente o pH não é o melhor indicador, mas sua medição é relativamente fácil (POULSEN, 2003).

3.2. Suinocultura

A crescente demanda mundial pela produção de alimentos provoca, como consequência, um aumento da produção agropecuária, que por sua vez acentua os impactos ambientais. O Brasil, em seu papel de líder mundial em exportação de proteína, abateu 10,46 milhões de

cabeças de suínos apenas no 1º trimestre de 2017, sendo este o melhor resultado para o período desde que se iniciou o levantamento em 1997 (IBGE, 2017).

Para atender a essa demanda houve um aumento do emprego de tecnologias agropecuárias (mecanização de operações, melhor alimentação do rebanho), o que levou a obtenção de índices elevadíssimos de produtividade, resultando em maior geração de resíduos com grande potencial poluidor, concentrada em determinadas regiões do país (BÜHRING; SILVEIRA, 2016). Devido à falta de tecnologias adequadas para o tratamento de dejetos líquidos suínos (DLS), esses resíduos se transformaram na maior fonte poluidora dos mananciais das regiões em que esses animais são manejados (MAPA, 2016). Atualmente, a produção em massa de animais em regime intensivo gera expressiva quantidade de dejetos, atingindo números de quase 130 vezes a do lixo humano (NESHAT *et al.*, 2017). Deve-se, portanto, buscar meios para gerenciar essa enorme quantidade de dejetos diariamente produzida.

Na suinocultura, a quantidade de DLS produzida varia para cada fase de criação do suíno, bem como com o peso, sexo, raça, dieta e digestibilidade do animal. A Tabela 1 mostra o consumo de água e a produção de dejetos por fase de produção. As unidades de reprodução, como a produção de desmamados ou leitões, devido aos requisitos sanitários, apresentam utilização excessiva de água para higienização. Por consequência, a diluição da matéria orgânica reduz a produção de biogás (CARDOSO, 2014).

A composição desses dejetos associa-se também ao tipo de manejo e armazenamento adotados, os quais podem variar na concentração dependendo diretamente da diluição e de seus componentes (Tabela 2) (MAPA, 2016). O DLS é constituído de fezes, urina, restos de ração e água de lavagem das instalações. No Brasil, o DLS possui cerca de 22,4 g/L de sólidos totais (ST), demanda química de oxigênio (DQO) média de 25.543 mg O₂/L (MAPA, 2016), teor médio de nutrientes em base seca em torno de 3% de nitrogênio (N), 4% de fosfato (P₂O₅) e 4% de potássio (K₂O) (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015). De acordo com FNR (2013) e KTBL (2013), a fermentação de DLS gera uma produção média de 250 Nm³ de metano por tonelada de sólidos voláteis totais (SVT), variando de 180 a 360 Nm³ CH₄ / t SVT.

Tabela 1. Consumo de água e produção de dejetos nos diferentes sistemas de produção de suínos.

Sistema de produção de suínos	Massa suíno (kg)	Consumo água* (L/animal.dia)	Volume dejetos* (L/animal.dia)
Ciclo completo (CC)	-	72,9	47,1
Unidade de Produção de Leitoes (UPL)	-	35,3	22,8
Produção de Desmamados (UPD)	-	27,8	16,2
Crechários (CR)	6 a 28	2,5	2,3
Unidade de Terminação (UT)	23 a 120	8,3	4,5

*Nos sistemas CC, UPL e UPD os valores de referência levam em conta apenas o número de matrizes.

Fonte: Adaptado de MAPA (2016).

Tabela 2. Caracterização físico-química dos dejetos suínos em crechários e terminação.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Média
Sólidos Totais (g/L)	12,7	49,4	22,4
Sólidos Voláteis Totais (g/L)	8,43	39,0	16,4
Demanda Química de Oxigênio (mg/L)	11.530	38.448	25.543
Nitrogênio Total Kjeldhal (mg/L)	1.660	3.710	2.374
Potássio total (mg/L)	320	1.180	578
Fósforo total (mg/L)	260	1.140	536

Fonte: Adaptado de MAPA (2016).

Segundo PINTO et al. (2014), o atual sistema de acondicionamento em lagoas de estabilização não minimiza a capacidade de poluição dos DLS porque favorece a produção de gases nocivos que contaminam as camadas atmosféricas superiores. Assim, a estabilização do DLS é o objetivo mais importante do tratamento de dejetos suínos. Os sistemas de manejo de dejetos suínos proporcionam vantagens ambientais e financeiras e, portanto, devem ser considerados como um fator complementar no desenvolvimento da economia local (RIAÑO; GARCÍA-GONZÁLEZ, 2015). Geralmente, as técnicas de compostagem, tratamento aeróbio e digestão anaeróbia são recomendadas para tratar o dejetos antes do uso como biofertilizante (WU et al., 2017).

Uma solução para o controle dos impactos ambientais causados por esse processo produtivo é a implementação de biodigestores, equipamentos nos quais é realizada a fermentação anaeróbia da matéria orgânica, produzindo biogás e biofertilizante (CASTANHO; ARRUDA, 2008; BACKES, 2011; BÜHRING; SILVEIRA, 2016). A utilização da digestão anaeróbia tem se apresentado como uma tecnologia viável e promissora, pois é possível o aproveitamento do biogás para geração de energia elétrica, aquecimento das instalações e substituição do gás liquefeito de petróleo (GLP) e gás natural (GN) (SOARES, 2016; MEYER; RIBEIRO; POMBO, 2017).

3.3. Resíduos de hortifruti

Os resíduos de hortifrúti (RH) são uma categoria importante de resíduos produzidos em grandes quantidades nos mercados atacadistas e em outras atividades ao redor do mundo (SCANO *et al.*, 2014; EDWIGES *et al.*, 2018). Aproximadamente 1.728 milhões de toneladas de frutas e legumes foram produzidas em todo o mundo em 2011; o Brasil tem uma posição de liderança neste mercado, sendo o terceiro maior produtor mundial de frutas e o terceiro maior produtor americano de vegetais (FAO, 2014a).

Segundo o Relatório de Desperdício de Alimentos e Mudança Climática (FAO, 2014b), cerca de 15% das frutas e 25% das hortaliças são desperdiçados na parte inferior da cadeia de produção. Tradicionalmente, cerca de 97% dos resíduos domésticos e públicos brasileiros, incluindo o RH, são destinados a aterros e outros locais de deposição de resíduos, enquanto apenas 2% dos resíduos é reciclado e 1% é compostado, não havendo dados registrados sobre recuperação de energia (IPEA, 2011). Como a quantidade de materiais reciclados aumentou nos últimos anos, o desperdício de alimentos tornou-se um problema a ser resolvido. Além disso, o aumento da regulamentação da disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários está dirigindo o interesse para a biodigestão anaeróbica desses resíduos (EBNER *et al.*, 2016).

Tradicionalmente, a maioria desses resíduos são tratados por compostagem, disposição em aterros ou incineração juntamente com outros resíduos sólidos urbanos (RSU). Ao contrário de outros RSUs, o RH é caracterizado por elevado teor de umidade e de compostos orgânicos altamente biodegradáveis, o que pode potencialmente causar efeitos negativos nos sistemas tradicionais de tratamento de RSU, como por exemplo: propagação de odor durante a compostagem, emissão de gases do efeito estufa (GEEs), geração de lixiviado em aterros e queima instável gerando dioxinas durante a incineração (HARTMANN; AHRING, 2006). Em

conjunto com os impactos negativos mencionados, a produção de RH aumenta os custos operacionais de mercado devido aos custos de transporte, perdas durante as vendas e custos de disposição (SCANO *et al.*, 2014).

Em contraste com essas perdas, a biodigestão anaeróbica pode converter o RH em biogás, que pode ser usado para produzir energia, evitando os problemas ambientais mencionados (KAFLE *et al.*, 2014). Resíduos de hortifruti representam uma matéria-prima favorável à biodigestão anaeróbica porque é gerado em grandes quantidades em alguns locais, como mercados atacadistas, em oposição aos desperdícios de alimentos residenciais que são gerados em menor quantidade em um grande número de locais. Além disso, pode ser mais fácil reduzir a presença de contaminantes no RH, devido ao menor número de geradores de resíduos e oportunidade de treinamento dos funcionários para a correta separação do RH (LOPEZ; DE LA CRUZ; BARLAZ, 2016).

O RH é caracterizado pelo alto teor de umidade e pela presença de compostos orgânicos de alta biodegradabilidade, sendo tipicamente o teor de sólidos totais (ST) menor que 10% e o de sólidos voláteis totais (SVT) de 85% (SCANO *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2014). Existem numerosos estudos para medir o potencial de metano nos resíduos alimentares e a produção varia entre 130 e 630 Nm³/ton SVT (LOPEZ; DE LA CRUZ; BARLAZ, 2016). Vários fatores podem explicar esse intervalo, incluindo a variação na composição química dos resíduos, tamanho das partículas, configuração do reator e o tempo de retenção no sistema.

Na literatura específica estão apresentados vários estudos sobre a biodigestão anaeróbia de RH. Entretanto, apenas em poucos estudos foi realizada a digestão tendo o RH como única fonte de substrato, sendo a maioria desses estudos em escala laboratorial. Os únicos estudos realizados em escala piloto ou industrial usaram o RH em codigestão com outros materiais (TAMBONE *et al.*, 2010; KHALID *et al.* 2011). A biodigestão de RH como único substrato é uma tarefa desafiadora porque o alto teor de açúcares simples promove uma rápida acidificação do meio resultando em inibição da atividade metanogênica. Para reduzir o efeito da acidificação e dos processos de inibição, outros substratos são adicionados para codigestão (como dejetos animais e esgoto). De fato, a adição de cosubstratos adequados garantem melhor estabilidade ao processo pela manutenção quase constante do teor de sólidos voláteis e evitando o aumento de substâncias facilmente degradáveis (SCANO *et al.*, 2014).

3.4. Codigestão

A biodigestão anaeróbia é útil para a decomposição de uma ampla variedade de substratos, incluindo aqueles contidos em resíduos municipais, agrícolas e industriais. A fermentação de um único tipo de substrato (monodigestão) apresenta, porém, alguns efeitos colaterais, como longos tempos de retenção e baixo grau de decomposição dos compostos orgânicos (ALHRAISHAWI; ALANI, 2018). Em muitos casos, ocorre inibição do processo por altas concentrações de amônia ou outros sais, especialmente quando se utiliza, por exemplo, apenas um único substrato rico em proteína, sem diluição e sem correção na relação carbono/nitrogênio (ESPOSITO *et al.*, 2012). Assim, a codigestão anaeróbia apresenta-se como uma opção conveniente para superar as desvantagens da monodigestão (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2014).

Vários pesquisadores têm relatado os benefícios do uso de substratos mistos (codigestão), incluindo o aumento da produção de biogás, elevadas velocidades de degradação e maior capacidade do digestor (LABATUT; ANGENENT; SCOTT, 2014; AICHINGER *et al.*, 2015). Os efeitos benéficos da codigestão estão principalmente relacionados a uma disponibilidade balanceada de macro e micronutrientes requeridos pela comunidade microbiana, otimização do teor de umidade, maior capacidade de tamponamento e de diluição de compostos inibitórios ou tóxicos (CUETOS; GOMES, 2008; PATIL; DESHMUKH, 2015).

O aumento na produção de biogás proporcionado pela codigestão depende de muitos fatores, destacando-se a natureza do substrato e a sua composição química. As usinas de biogás agrícolas são normalmente projetadas com base na codigestão, para a qual, além dos dejetos animais como substrato básico, outros substratos orgânicos são fornecidos. (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008). Estes cosubstratos são avaliados de acordo com vários critérios que levam em conta tanto o potencial de produção de metano quanto suas influências na microbiologia e na química da degradação anaeróbia, incluindo a avaliação na presença de inibidores (metais pesados) ou patógenos (LFU, 2007). Ao usar esses cosubstratos, a produção do biogás pode ser significativamente aumentada e, portanto, a atratividade financeira destes projetos torna-se bem maior (HEIERMANN; SCHELLE; PLÖCHL, 2002).

Ansprach e Möller (2009) diferenciam três estratégias em usinas de biogás agrícolas, que são definidas pelas proporções de dejetos animais e biomassa renovável, como silagem de milho, centeio ou cereais diversos. Para pequenas e médias usinas, em particular, o substrato base consiste em dejetos animais, que são usados exclusivamente ou em codigestão com biomassa renovável. Cerca de 46% das fazendas possuem pelo menos 50% de dejetos animais em sua mistura de substrato enquanto que 43% das usinas de biogás, principalmente de maior porte, operam com base em pelo menos 50% de biomassa renovável.

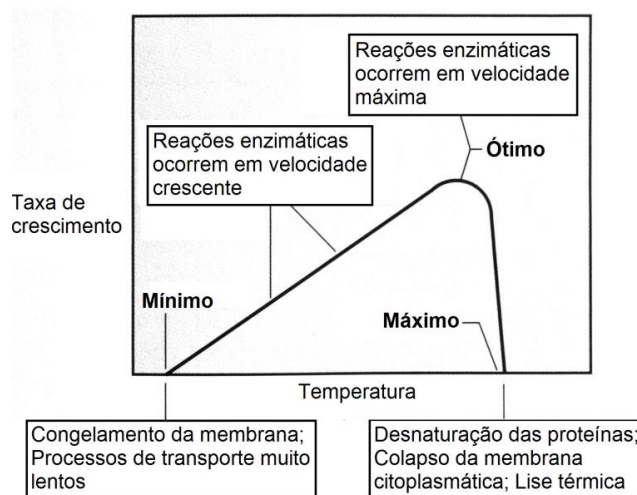
Usinas de biogás agrícolas tendem a fechar o ciclo de nutrientes pela aplicação do digestado no campo. A utilização de cosubstratos não-agrícolas pode levar ao campo poluentes e contaminantes (metais pesados) em áreas cultiváveis. Por esta razão, é importante realizar uma caracterização minuciosa dos cosubstratos disponíveis (FNR, 2009). Além disso, usinas que operam em codigestão são passíveis de variações frequentes na quantidade e qualidade do biogás produzido, podendo causar danos aos equipamentos motogeradores (FNR, 2013b).

A definição mais contemporânea de codigestão é a de digestão de uma combinação de substratos biodegradáveis selecionados com um substrato base que uma usina de biogás foi inicialmente projetada para processar. A ideia geral é maximizar a produção de biogás, adicionando cosubstratos que produzem maior quantidade de biogás por unidade de massa do que o substrato base (ZAMANZADEH *et al.*, 2017). Uma das razões para o aumento do interesse pela codigestão é a criação de oportunidades para o aproveitamento de resíduos biodegradáveis não aproveitados atualmente, devido ao grande número de usinas de biogás em funcionamento ou em instalação no mundo inteiro. A competição pelos cosubstratos mais comuns aumentará, o que elevará os preços e forçará a busca por substratos não padronizados baseada em cuidadosos protocolos de avaliação (TOTZKE, 2009). A avaliação dos substratos ou efluentes destinados à produção de biogás deve buscar esclarecer os efeitos sinérgicos e evitar possíveis efeitos antagônicos durante a codigestão anaeróbia (AGUILAR-AGUILAR *et al.*, 2017). Para Lin *et al.* (2018) proporções adequadas de mistura de cosubstratos são importantes para alcançar condições equilibradas e a análise para 2 cosubstratos pode ser realizada utilizando-se planejamento fatorial de experimentos, enquanto que casos envolvendo 3 ou mais cosubstratos devem ser analisados utilizando-se a técnica de delineamento de misturas.

3.5. Temperatura

A temperatura desempenha um papel crítico na velocidade de degradação anaeróbia e, assim, na taxa de formação de metano. Reações biológicas são catalisadas por enzimas e o aumento de temperatura, até certo ponto, aumenta a velocidade das reações. Cada microrganismo tem um intervalo ótimo de temperatura definido que se estende entre mínimo, ótimo e máximo (Figura 2), sendo esse intervalo característico para cada espécie. Existem espécies com intervalos entre -5 °C e +115 °C, de psicrófilicos a hipertermofílicos (MADIGAN *et al.*, 2013). Cada grupo possui diferentes requisitos e temperaturas não convenientes podem vir a inibir e até mesmo causar danos irreversíveis aos microrganismos.

Figura 2. Efeito da temperatura sobre a velocidade de crescimento e consequências moleculares nas células.



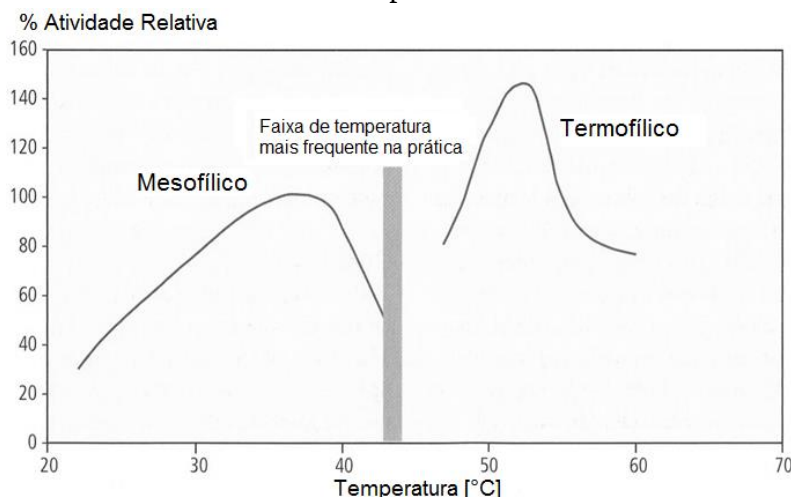
Fonte: EDER; KRIEG (2012)

A faixa de temperatura abaixo de 25 °C, referida na área de biogás como psicrófila, não tem real importância pois essa faixa atinge apenas 75% da produção de metano na faixa mesófila, em períodos de tempo 5 vezes maiores (CYSNEIROS *et al.*, 2011). O ponto ótimo na faixa mesófila (25 – 45 °C) é de 38 °C e na faixa termófila (45 – 60 °C) é de 52 °C (Figura 3). De um modo geral, a atividade metanogênica entre os dois pontos ótimos é menor (MADIGAN *et al.*, 2013), mas a biomassa no biorreator pode aclimatar-se bem e desenvolver um processo bastante estável e com taxas de produção de metano semelhantes (LINDORFER *et al.*, 2008; HÖLKER, 2011).

A operação termófila assegura uma atividade metabólica superior, acarretando maior velocidade de degradação de substrato, mas, também aumentando a susceptibilidade a falhas do processo de fermentação (SCHERER *et al.*, 2000; GERARDI, 2003; DEUBLEIN;

STEINHAUSER, 2008; LIEBENEINER; LUTHARDT-BEHLE; THEILEN, 2008; EDER; KRIEG, 2012). A tolerância a variações de temperatura também é reduzida em comparação com o processo mesofílico, o mesmo acontecendo para a capacidade tamponante devido à solubilidade reduzida dos gases com efeito tamponante (amônia e dióxido de carbono) (KALTSCHMITT; HARTMANN; HOFBAUER, 2009; EDER; KRIEG, 2012). A solubilidade reduzida da amônia pode, quando se utilizando dejetos com alta carga de nitrogênio, levar a inibição do processo (SCHERER, 1995; DEUBLEIN; STEINHAUSER 2008). Em comparação com usinas operadas na faixa mesofílica, a diversidade microbológica também é menor (KARAKASHEV; BATSTONE; ANGELIDAKI, 2005; BAUER *et al.*, 2008; LEBUHN; BAUER; GRONAUER, 2008).

Figura 3. Influência da temperatura sobre a atividade microbiana (a faixa de temperatura apresentada refere-se às usinas operadas com biomassa renovável).



Fonte: EDER; KRIEG (2012).

A fermentação do biogás tem ainda, em condições mesofílicas acima de 38 °C, um efeito de higienização, especialmente contra fitopatógenos (SEIGNER *et al.*, 2010). Em operação termofílica, a sanitização ocorre cerca de três vezes mais rápida, com todos os vírus e bactérias prejudiciais sendo eliminados em aproximadamente 24 h de retenção (BÖHM, 1998; EDER; KRIEG, 2012). Assim, materiais que necessitam de sanitização podem ser fermentados em operações termofílicas. No entanto, carregamentos do biorreator em intervalos maiores que 24 horas não permitem operações economicamente viáveis, correndo-se também o risco de causar distúrbios na fermentação, o que sugere a higienização do material em uma etapa anterior à biodigestão (SCHNEICHEL, 2011; EDER; KRIEG, 2012).

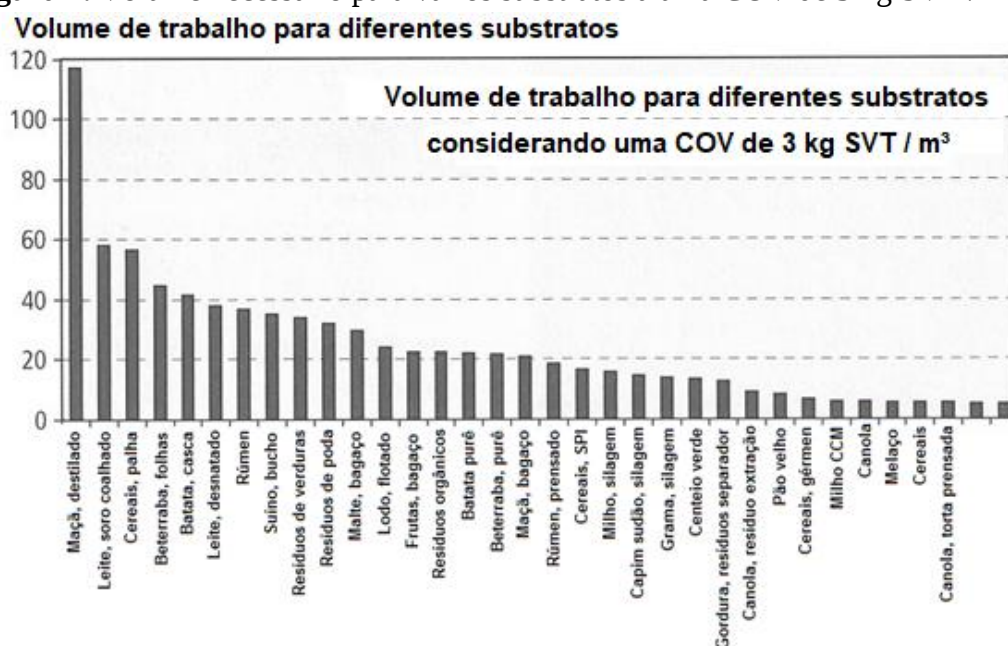
Um levantamento em 413 usinas de biogás mostra que apenas 6% das usinas operam na faixa termofílica, sendo que em aproximadamente um quarto destas usinas a temperatura de

operação fica entre 38 e 40 °C (FNR, 2013). Um banco de dados contendo informações sobre 1.400 usinas que fermentam biomassa renovável mostra que a temperatura média do processo é de 43,4 °C (Figura 3) (HÖLKER, 2011). Nestas usinas, devido aos processos oxidativos mais intensos, pode ocorrer um auto aquecimento, elevando a temperatura dentro do biorreator (EDER; KRIEG, 2012; ZAK, 2012).

3.6. Carga orgânica volumétrica, tempo de retenção hidráulica e grau de degradação

O desempenho de uma usina de biogás é avaliado em relação a carga orgânica volumétrica (COV). Com unidade kg SVT/(m³.d) ela define a entrada diária de substrato, em quilos de sólidos voláteis totais por unidade de volume do biorreator (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; EDER; KRIEG, 2012; FNR, 2013a; GÖRISCH; HELM, 2014). O volume do biorreator é ocupado em maior ou menor grau de acordo com o fornecimento de diferentes materiais (Figura 4). A COV é, por conseguinte, limitada de um lado pelos sólidos totais (ST) dos materiais de entrada dado que se a concentração passar de 10%, a viscosidade aumenta muito, afetando a capacidade de bombeamento e agitação no biorreator (KÖTTNER, 2000; FNR, 2013a). Por outro lado, a COV a ser aplicada também depende, em particular, da utilização de substratos altamente degradáveis e energéticos com grande potencial de acidificação e da capacidade tamponante do biorreator (ZAK, 2012).

Figura 4. Volume necessário para vários substratos a uma COV de 3 kg SVT / m³ VT.



Fonte: EDER; KRIEG (2012)

Um aumento na COV de 2 para 3 kg SVT/(m³.d), faixa na qual a maioria das usinas são operadas (EDER; KRIEG, 2012; FNR, 2013a), pode causar uma alta drástica da concentração de H₂ no biorreator, o que afeta tanto a degradação de ácidos orgânicos quanto a produção de metano (SCHINK, 1997; BISCHOFBERGER et al., 2005; FRANKE; WEGER; FAULSTICH, 2008). Entretanto, COVs de 1,0 a 1,5 kg SVT / m³.d diminuem o rendimento da produção de metano (KEYMER, 2005).

O tempo de retenção hidráulica teórico (TRH) representa, em relação ao volume do biorreator (m³) e entrada diária de material (m³/d), o tempo em dias que o substrato permanece no interior do biorreator. Para biomassa renovável deve-se permitir pelo menos 42 dias de TRH e para substratos de processamento agroindustrial de 20 a 35 dias (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; EDER; KRIEG, 2012). Em 33% das 413 usinas examinadas por FNR (2013), o TRH variou de 40 a 80 dias. TRHs menores que 15 dias podem causar a lavagem das comunidades sintróficas de lento crescimento, o que pode gerar uma diminuição na produção de metano (KÄMPFER; WEISSENFELS, 2001; GERARDI, 2003). Caso a porção sólida do substrato seja separada da fase líquida (como em biorreatores de leito fixo), pode-se facilmente reduzir o TRH (NAJAFPOUR *et al.*, 2010).

Usinas de biogás com grande fluxo de substratos e, conseqüentemente maior COV, tem TRHs mais curtos e geralmente menor grau de degradação da matéria orgânica. O grau de degradação depende fortemente da composição do material de entrada. Substratos contendo muitos carboidratos, gorduras e proteínas são rapidamente degradados em TRHs curtos. Em TRHs usuais podem ser alcançados graus de degradação do substrato de 60% a 76% (FNR, 2013a), tendo a utilização de dejetos bovinos influência positiva (HÖLKER, 2009; EDER; KRIEG, 2012; FNR, 2013a). No entanto, dados de COV, TRH e grau de degradação de substratos devem ser vistos com cautela, pois uma comparação pode ser difícil devido aos diferentes processos, métodos de controle e escala utilizados, ou até mesmo informações ausentes (ANZER *et al.*, 2003; OECHSNER; LEMMER, 2003; FISCHER; KRIEGER, 2005; EDER; KRIEG, 2012).

Para alguns sistemas, são indicadas COVs muito altas, em que, em certas circunstâncias, nem todo o volume do(s) biorreator(es) e/ou todo volume de alimentação de substratos foram incluídos nos cálculos (EDER; KRIEG, 2012). Além disso, as proporções de mistura dos materiais de entrada muitas vezes não são levadas em consideração ou as quantidades de substrato são insuficientemente registradas (SCHATTNER; GRONAUER, 2000).

3.7. Rendimento de biogás

Para estimar o potencial de produção de biogás, considera-se a produção de metano a partir da porção orgânica da biomassa seca. O teor de sólidos totais (ST) é determinado em uma estufa a 105 °C, enquanto que a determinação do teor de sólidos voláteis totais (SVT) é feita em mufla a 550 °C segundo a norma EN 14346. O teor de SVT é calculado a partir do teor de ST subtraindo-se as cinzas restantes. Na determinação de ST em efluentes com grandes quantidades de água ocorre a perda de substâncias voláteis com alto potencial de formação de metano e devem, portanto, ser incluídas posteriormente (WEISSBACH, 2010). Nestes casos, recomenda-se utilizar os parâmetros demanda química de oxigênio (DQO) e demanda biológica de oxigênio (DBO₅) em mg/L (ZAK, 2012).

O rendimento em biogás é matematicamente calculado em função do potencial de produção específico para cada substrato e a eficiência do processo de fermentação (WEISSBACH, 2010). O volume real do biogás produzido depende da temperatura e pressão e deve, portanto, ser convertido em volume padrão (NL ou Nm³) nas CNTP (Condições Normais de Temperatura e Pressão – 273,15 K e 1013,25 mbar), utilizando-se a equação dos gases perfeitos (VDI, 2006; EDER; KRIEG, 2012).

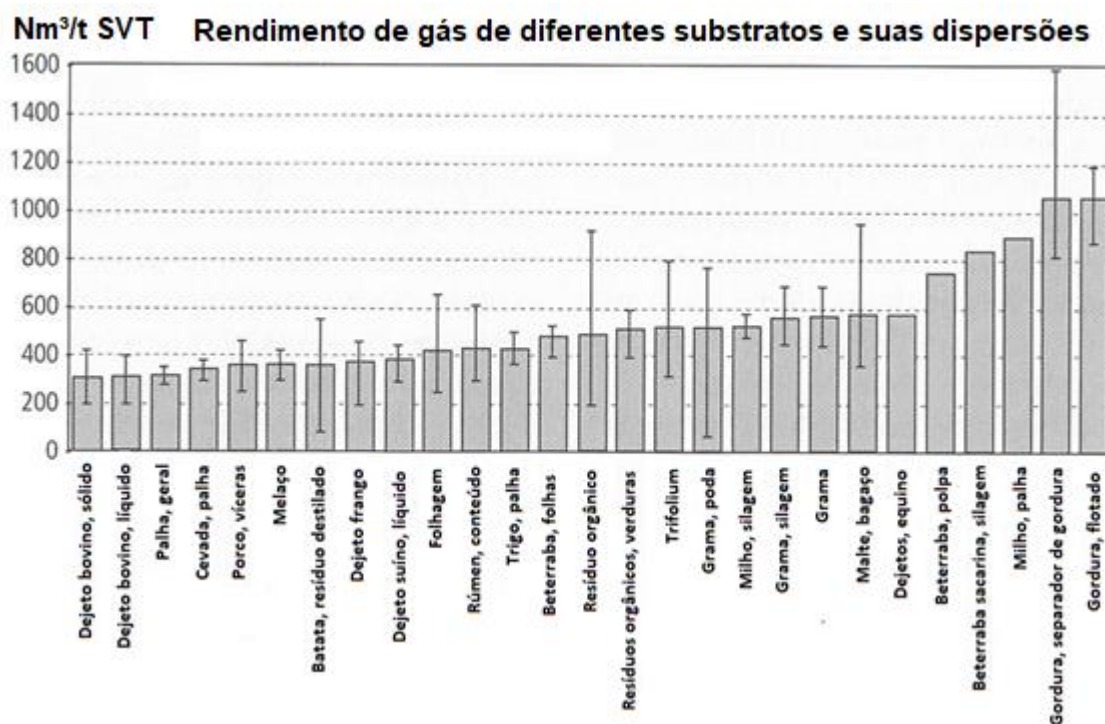
Na prática, o rendimento é muitas vezes relacionado ao substrato fresco adicionado ou ao volume de trabalho do fermentador. Se a quantidade de gás não é corretamente contabilizada, a viabilidade financeira do projeto é calculada de forma imprecisa (EDER; KRIEG, 2012). Muito mais preciso e significativo é o cálculo de rendimento específico relacionado ao teor de ST e SVT, que é usado principalmente em publicações científicas (OECHSNER; LEMMER, 2002; HELFFRICH; OECHSNER, 2003; VDI, 2006).

Teoricamente, em experimentos contínuos, devido à carga e descarga constantes de matéria orgânica, o potencial absoluto de produção de gás de um substrato não pode ser determinado. Por isso, não é possível determinar diferenças significativas entre os processos contínuos e em batelada devido à falta de dados confiáveis (KTBL, 2005). Os rendimentos encontrados na literatura especializada referem-se a COVs de 1,5 a 2,0 kg SVT / m³.d e TRH de aproximadamente 30 dias (KEYMER, 2005; KTBL, 2013). A produção absoluta de metano em relação ao volume de trabalho do fermentador (NL/m³ VT) pode ser elevada apenas até certo valor da COV e, a partir desse ponto, começa a diminuir (HEO *et al.*, 2003; DEMIRER; CHEN, 2004). Entretanto, a produção específica de metano (Nm³ / kg SVT) pode começar a diminuir para COVs de 1 a 1,5 kg SVT / m³.d e TRHs mais curtos (KEYMER, 2005; FRANKE;

WEGER; FAULSTICH, 2008; KASTNER; SCHNITZHOFFER, 2011). Um levantamento em 413 usinas de biogás mostra que, em média, as produções absolutas e específicas de biogás são, respectivamente, de 1,1 Nm³ CH₄/(m³ VT.d) e 371 Nm³ CH₄ / t SVT (FNR, 2013a). Até 10% do SVT pode ser transformado em biomassa microbiana, não ficando assim disponível para a produção de gás (GERARDI, 2003; KEYMER, 2005).

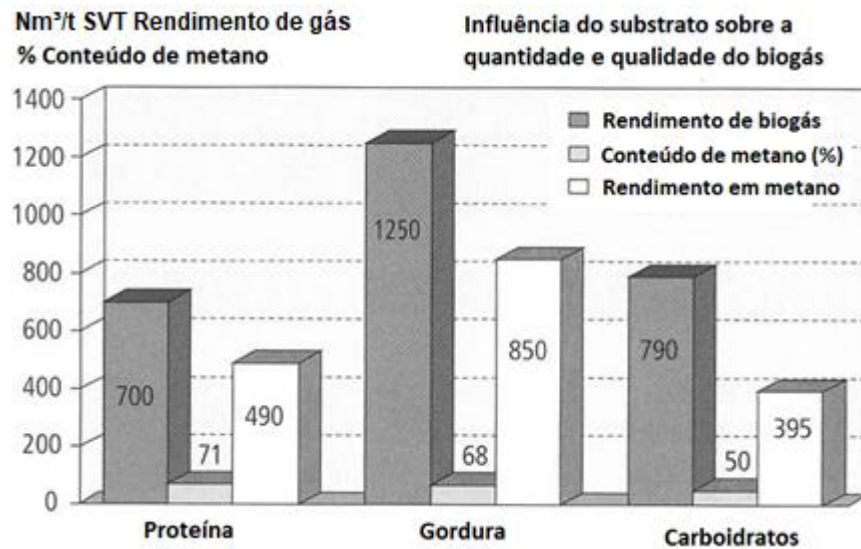
O volume de produção de metano e sua velocidade de formação variam conforme a biomassa utilizada. Substratos fibrosos, como estrume ou palha, têm menor potencial de produção e também menor taxa de formação de metano que silagens ou outros substratos ricos em carboidratos, gorduras e proteína (Figuras 5 e 6) (KALTSCHMITT; HARTMANN, 2001; SCHATTAUER; WEILAND, 2004; EDER; KRIEG, 2012).

Figura 5. Dispersão do rendimento de biogás em diferentes substratos.



Fonte: EDER; KRIEG (2012).

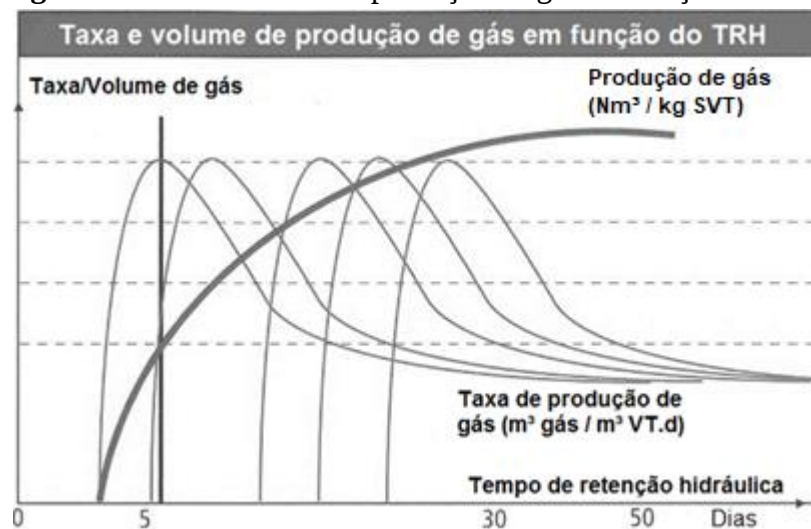
Figura 6. Influência dos grupos de substâncias na quantidade e qualidade do biogás.



Fonte: EDER; KRIEG (2012).

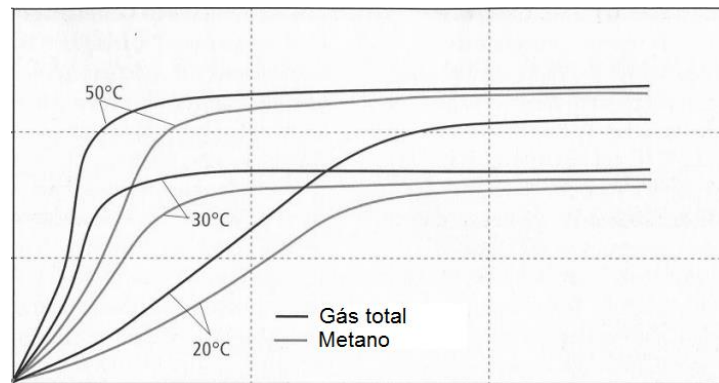
A taxa máxima de formação de biogás será alcançada após determinado tempo de residência no biorreator e, em seguida, diminui (Figura 7), isto é, durante o processo são consumidas primeiramente substâncias facilmente degradáveis e energeticamente ricas (ex.: açúcar) e, por último, substâncias de difícil degradação (ex.: celulose). Em temperaturas mais elevadas, além da velocidade de formação de metano ser mais alta, alcançam-se também maiores volumes de produção (Figura 8).

Figura 7. Taxa e volume de produção de gás em função do TRH.



Fonte: EDER; KRIEG (2012).

Figura 8. Volume e velocidade de formação de metano em função da temperatura.



Fonte: EDER; KRIEG (2012).

6. CONCLUSÃO

- A caracterização dos substratos mostrou concentrações de sólidos totais e sólidos voláteis totais abaixo dos valores médios encontrados na literatura;
- A relação inóculo substrato utilizada foi considerada adequada, uma vez que não foi observada fase *lag* em nenhuma das condições testadas experimentalmente, não ocorrendo atraso para o início imediato da produção de gás.
- Foi possível desenvolver um modelo matemático simples e robusto para a descrição do comportamento cinético da acumulação de metano durante o bioprocessamento de digestão anaeróbia.
- Para as condições de realização dos ensaios e com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que a relação DLS:RH é o fator mais significativo na produção volumétrica de metano, enquanto que o TRH não exerce efeito significativo no intervalo investigado e a temperatura apresenta apenas significância marginal, sendo seu aumento positivo para a formação de biogás.
- Os rendimentos de metano entre 232 e 455 NmL/g SVT foram compatíveis com aqueles apresentados na literatura para a codigestão de RH, DLS e outros cosubstratos similares.
- A adição de RH como cosubstrato à biodigestores existentes que operam com DLS é uma alternativa viável para o aumento da produção de metano, uma vez que esta produção é diretamente proporcional à quantidade de matéria orgânica adicionada.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Foi possível identificar algumas sugestões para trabalhos futuros, tais como:

- Caracterização físico-química mais detalhada dos substratos, incluindo teores de carbono, nitrogênio e outros nutrientes como enxofre, fósforo e potássio;
- Ensaio de monodigestão para investigação da produção de metano de cada resíduo isoladamente e comparação com resultados de ensaios de codigestão;
- Investigação da influência de parâmetros como relação carbono/nitrogênio, concentração de sais e adição de micronutrientes na produção de metano;
- Investigação da produção de contaminantes no biogás, como o sulfeto de hidrogênio e amônia;
- Aplicação das condições estudadas nos testes em batelada em biodigestor contínuo;
- Viabilização de produção em maiores escalas e análise de custo da implementação prática da codigestão de ambos substratos.

REFERÊNCIAS

- ABIOGÁS. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO BIOGÁS. Avanços e expectativas do biogás no Brasil. In: Fórum do Biogás, 5., 2018, São Paulo, **Anais...**2018.
- ABOUDI, K.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C.; ROMERO-GARCÍA, L. Semi-continuous anaerobic co-digestion of sugar beet byproduct and pig manure: effect of the organic loading rate (OLR) on process performance. **Bioresource technology**, v. 194, p. 283–90, 2015.
- AGUILAR-AGUILAR, F. *et al.* Study of Anaerobic Co-Digestion of Crude Glycerol and Swine Manure for the Production of Biogas. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 6, p. 2383–2403, 2017.
- AICHINGER, P. *et al.* Synergistic co-digestion of solid-organic-waste and municipal-sewage-sludge: 1 plus 1 equals more than 2 in terms of biogas production and solids reduction. **Water Research**, v. 87, p. 416–423, 2015.
- ALHRAISHAWI, A.; ALANI, W. The Co-fermentation of Organic Substrates: A Review Performance of Biogas Production under Different Salt Content. **Journal of Physics**, v. 1032, n. 012041, 2018.
- ANGELIDAKI, I. *et al.* Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009.
- ANSPACH, V.; MÖLLER, D. Konzepte und Strategien der Biogaserzeugung im Ökologischen Landbau. **Agrartechnik und Bioenergie**, v. 1, p. 390-393, 2009.
- ANZER, T. *et al.* Erfahrungen bei der thermophilen Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen und Substraten mit hohem Stickstoffgehalt. **Biogas Journal**, n. 2, p. 10–12, 2003.
- ASTALS, S. *et al.* Anaerobic co-digestion of pig manure and algae: impact of intracellular algal products recovery on co-digestion performance. **Bioresource technology**, v. 181, p. 97–104, 2015.
- BACKES, G. M. **Avaliação do processo de digestão anaeróbia na geração de energia a partir de dejetos suínos e bovinos de leite com suplementação de glicerina residual bruta oriunda da produção de biodiesel**. 2011. 108 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) - Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, RS, 2011.

- BANKS, C. *et al.* Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: performance, assessment by mass and energy balance. **Bioresource technology**, v. 102, p. 612–620, 2011.
- BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: Pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. Campinas: Editora Unicamp, 2001.
- BASTAM, C. **Einfluss der Nährstoffkonzentrationen im Gärsubstrat landwirtschaftlicher Biogasanlagen auf die Prozessstabilität und den Maximal realisierbaren Gasertrag**. Master-Thesis Hohenheim University, 2008.
- BATSTONE, D. J. *et al.* Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. II: Parameter estimation and validation using slaughterhouse effluent. **Bioresource Technology**, v. 75, n. 1, p. 75–85, 2000.
- BAUER, C. *et al.* Methanogens in biogas production from renewable resources - a novel molecular population analysis approach. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 7, p. 1433–9, 2008.
- BAUER, C.; LEBUHN, M.; GRONAUER, A. Mikrobiologische Prozesse in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. **Schriftenreihe Der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft**, n. 12, p. 10-38, 2009.
- BELLI FILHO, P. **Stockage et odeurs des dejections animales cas du lisier de porc**. Univesrsité de Rennes, Université de Rennes I, Rennes, França, 2015.
- BISCHOFBERGER, W. *et al.* **Anaerobtechnik**. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2005.
- BÖHM, R. Die Bewertung von mesophilen und thermophilen Kofermentationsanlagen aus der Sicht der Hygiene. In: MÄRKEL, H.; STEGMANN, R.(Hrsg). **Technik Anaerober Prozesse**. Frankfurt: DECHEMA, 1998. p. 215–230.
- BÜHRING, G. M. B.; SILVEIRA, V. C. P. O biogás e a produção de suínos do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 5, n. 2, p. 222–237, 2016.
- CARDOSO, L. S. Na medida certa: pesquisas e novas tecnologias reduziram em 50% o consumo de água na suinocultura. **Ciência para a Vida**, p. 27–28, 2014.
- CASTANHO, D. S.; ARRUDA, H. J. DE. Biodigestores. In: SEMANA DE TECNOLOGIA EM ALIMENTOS, 6., 2008, Ponta Grossa. **Anais...** Universidade Tecnológica Federal do

Paraná, Ponta Grossa, v. 2, n. 21, p.7, 2008.

CHENG, X. *et al.* Effects of feed to inoculum ratio, co-digestion, and pretreatment on biogas production from anaerobic digestion of cotton stalk. **Energy Fuels**, v. 28, p. 3157–66, 2014.

CHERNICHARO, C. DE L. **Reatores Anaeróbios**. 2 ed ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1997.

CIBIOGÁS, CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS-BIOGÁS. **Panorama do biogás no Brasil em 2018**. Disponível em: <<https://www.duasrodas.com/blog/tendencias/o-panorama-do-mercado-de-alimentos-no-brasil-em-2018/>>.

CNI, CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. **Diversificação e Diferenciais Sustentáveis da Matriz Elétrica Brasileira**. Encontro da Indústria para a Sustentabilidade. **Anais...**2012. Disponível em: <https://bucket-gw-cni-static-cms-si.s3.amazonaws.com/media/filer_public/d8/eb/d8eb772c-0d0f-4bc7-91c6-268b9562f624/20131003103926617105u.pdf>

CUETOS, M.; GOMES, X. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochemical Engineering Journal**, v. 40, n. 1, p. 99–106, 2008.

CYSNEIROS, D. *et al.* **Temperature effects on the trophic stages of perennial rye grass anaerobic digestion**. Progress in Biogas II. **Anais...**2011

DECHRUGSA, S.; KANTACHOTE, D.; CHAIPRAPAT, S. Effects of inoculum to substrate ratio, substrate mix ratio and inoculum source on batch co-digestion of grass and pig manure. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 101–108, 2013.

DEMIRER, G.; CHEN, S. Effect of retention time and organic loading rate on anaerobic acidification and biogasification of dairy manure. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, n. 79, p. 1381–1387, 2004.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources - an Introduction**. Weinheim: Wiley-VCH, 2008.

EBNER, J. H. *et al.* Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects. **Waste Management**, v. 52, p. 286–294, 2016.

EDER, B.; KRIEG, A. **Biogas Praxis - Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele, Wirtschaftlichkeit und Umwelt**. 5. Aufl. Staufen bei Freiburg: Ökobuch, 2012.

EDWIGES, T. *et al.* Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. **Waste Management**, v. 71, p. 618–625, 2018.

ERBR, ERBR Soluções em Energia e Biometano. **Apresentação ERBR: Biogás e Casos de Sucesso**, Londrina, PR, 2018.

ESPOSITO, G. *et al.* BMP tests to measure the biogas production from the digestion and co-digestion of complex organic substrates. **Open Environmental Engineering Journal**, v. 5, p. 1–8, 2012.

FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **FAO statistical yearbook 2014: Latin America and the Caribbean food and agriculture**. Santiago: FAO, 2014. E-ISBN 978-92-5-108150-1.

FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Food wastage footprint: food cost-accounting**. FAO, 2014. E-ISBN 978-92-5-108513-4.

FEHRENBACH, H. *et al.* Kriterien einer nachhaltigen Bioenergienutzung im globalen Maßstab. **UBA-Forschungsbericht**, v. 206, n. 206, p. 41–112, 2008.

FERNANDES, D. **Biomassa e Biogás na Suinocultura**. Cascavel: Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2012. Dissertação (Mestrado em Agroenergia) - Universidade Estadual do Oeste do Parana, Cascavel, 2012.

FERRY, J.; LESSNER, D. Methanogenesis in marine sediments. **Annals of the New York Academy of Sciences**, n. 1125, p. 147–157, 2008.

FISCHER, T.; KRIEGER, A. Praxisbeispiele für Anlagen zur Vergärung von Gras und nachwachsenden Rohstoffen. **Biogas Journal**, n. 2, p. 28–30, 2005.

FITAMO, T. *et al.* Rapid biochemical methane potential prediction of urban organic waste with near-infrared reflectance spectroscopy. **Water Research**, v. 119, p. 242–251, 2017.

FNR, FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE. **Biogas - eine Einführung**. 3. Aufl. Rostck, De: FNR, 2009.

FNR, FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE. **Leitfaden Biogas**. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. 9. Aufl. Rostck, De: FNR, 2013a.

FNR, FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE. **Biogas**. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Rostock, De: FNR, 2013b.

FRANKE, M.; WEGER, A.; FAULSTICH, M. **Prozessregelung von Vergärungsanlagen mit Hilfe des Parameters Wasserstoff**. Messen, Steuern, Regeln bei der Biogaserzeugung, Gülzower Fachgespräche. **Anais...**2008

FROMENT, G.; DEWILDE, J.; KENNETH, B. **Chemical reactor analysis and design**. 3rd ed. ed. Hoboken, N.J.: Wiley-Interscience, 2010. ISBN-13: 978-0470565414.

FUQING, X. *et al.* Anaerobic digestion of food waste - Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1047–1058, 2018.

GEORGACAKIS, D.; SIEVERS, D.; IANNOTTI, E. Buffer stability in manure digester. **Agricultural Wastes**, v. 4, n. 6, p. 427–441, 1982.

GERARDI, M. **The Microbiology of Anaerobic Digesters**. Hoboken, N.J.: Wiley-Interscience, 2003.

GÖRISCH, U.; HELM, M. (Hrsg). **Biogasanlagen: Planung, Errichtung und Betrieb von landwirtschaftlichen und industriellen Biogasanlagen**. 3. Aufl. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 2014.

HAANDEL, A. VAN; LETTINGA, G. **Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide for Regions with a Hot Climate**. Wageningen: Wiley, 1994. ISBN-13: 978-0471951216.

HAN, M.; BEHERA, S.; PARK, H. Anaerobic co-digestion of food waste leachate and piggery wastewater for methane production: statistical optimization of key process parameters. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 87, n. 11, 2012.

HARTMANN, H.; AHRING, B. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. **Water Science and Technology**, v. 53, p. 7–22, 2006.

HEIERMANN, M.; SCHELLE, H.; PLÖCHL, M. Biogaspotenziale pflanzlicher Kosubstrate. In: HEIERMANN, M; PLÖCHL, M. (Ed.). Tagungsband: Biogas und Energielandwirtschaft – Potenzial, Nutzung, Grünes GasTM, Ökologie und Ökonomie. 18.-19. November 2002. **Bornimer Agrartechnische Berichte**, v. 32, n.2, p. 19–26, 2002.

HELFFRICH, D.; OECHSNER, H. Hohenheimer Biogasertragstest. **Agrartechnische Forschung**, n. 9, p. 27–30, 2003.

HEO, N. et al. Single-stage anaerobic codigestion for mixture wastes of simulated Korean food waste and waste activated sludge. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, n. 105–108, p. 567–579, 2003.

HÖLKER, U. Rindergülle zeigt positive Einflüsse. **Biogas Journal**, n. 4, p. 68–71, 2009.

HÖLKER, U. **Auswertung, Interpretation und Qualität von Messdaten/Analysen in der Anlagenpraxis**. 20. Jahrestagung Des Fachverband Biogas - Workshop 6.

HWANG, M. *et al.* Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fermentation: the role of pH. **Journal of Biotechnology**, v. 111, n. 3, p. 297–309, 2004.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores IBGE - Estatística da Produção Pecuária**. Brasília: IBGE, 2017.

IEA, INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **Key World Energy Statistics**. Paris: IEA, 2017. Disponível em: <http://www.enecho.meti.go.jp/statistics/total_energy/results.html>.

IPEA, INSTITUTO DE PESQUISA ECONOMICA APLICADA. **Caderno diagnóstico - resíduos sólidos urbanos**. Brasília, DF: IPEA, 2011.

JIMÉNEZ, J. *et al.* Optimization of the specific methanogenic activity during the anaerobic co-digestion of pig manure and rice straw, using industrial clay residues as inorganic additive. **Chemical Engineering Journal**, v. 259, p. 703–14, 2015.

KAFLE, G. *et al.* Effect of feed to microbe ratios on anaerobic digestion of Chinese cabbage waste under mesophilic and thermophilic conditions: biogas potential and kinetic study. **Journal of Environmental Management**, v. 133, n. 293–301, 2014.

KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H. **Energie aus Biomasse**. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, 2001.

KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H. **Energie aus Biomasse - Grundlagen, Techniken und Verfahren**. 2. Aufl. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag 2009.

KÄMPFER, P.; WEISSENFELS, W. **Biologische Behandlung Organischer Abfälle**. Berlin: Springer Verlag, 2001.

KARAKASHEV, D.; BATSTONE, D.; ANGELIDAKI, I. Influence of environmental conditions on methanogenic compositions in anaerobic biogas reactors. **Applied and Environmental Microbiology** v. 2, n. 71, p. 331–338, 2005.

KASTNER, V.; SCHNITZHOFFER, W. Anaerobic Fermentation of Food Waste: Comparison of two Bioreactor Systems. **Chemical Engineering Transactions**, v. 25, p. 959–964, 2011.

KEYMER, U. **Wirtschaftlicher Vergleich von Nachwachsenden Rohstoffen**. In: Biogas-Energieträger der Zukunft. VDI-Beirichte 1872, Düsseldorf, 2005. S63-76.

KHALID, A. *et al.* The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v. 31, p. 1737–1744, 2011.

KLOCKE, M. **Monitoring Microbial Communities in Biogas Plants**. In: Proceedings of the First International Conference on Biogas Microbiology: 14–16 September 2011; **Anais...** Leipzig: UFZ Press, 2011. p. 47.

KÖTTNER, M. Wenn die Biogasanlage plötzlich streikt. Biogas. **Top Agrar Extra**, p. 64–66, 2000.

KRAUSE, L. *et al.* Taxonomic composition and gene content of a methane-producing microbial community isolated from a biogas reactor. **Journal of Biotechnology**, p. 91–101, 2008.

KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. **Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen**. 1st. Aufl. Darmstadt, Hessen: KTBL, 2005. (Reihe: KTBL-Heft 50). ISBN: 978-3-939371-17-5.

KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.. **Faustzahlen Biogas**. 3. Aufl. Darmstadt, Hessen: KTBL, 2013. ISBN: 978-3-941583-85-6.

LABATUT, R.; ANGENENT, L.; SCOTT, N. Conventional mesophilic vs. thermophilic anaerobic digestion: a trade-off between performance and stability? **Water Research**, v. 53, p. 249–258, 2014.

LEBUHN, M.; BAUER, C.; GRONAUER, A. Probleme der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen im Langezeitbetrieb und molekularbiologische Analytik. In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Hrsg). **Erhöhte Biomassenachfrage - eine neue Herausforderung für die Landwirtschaft**. 2. Aufl. Darmstadt, Hessen: VDLUFA-Verlag, 2008. p. 118–125, (Reihe: VDLUFA-Schriftenreihe Bd. 64). ISBN 978-3-941273-05-4.

LFU, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT. **Biogashandbuch Bayern**. München, 2007.

LIEBENEINER, R.; LUTHARDT-BEHLE, T.; THEILEN, U. Trockenfermentation: Thermophil versus mesophil. **Biogas Journal**, n. 3 / 08, p. 38–39, 2008.

LIN, L. *et al.* Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and compostin. **Renew Sustain Energy Review**, v. 89, p. 151–167, 2018.

LINDORFER, H. *et al.* New data on temperature optimum and temperature changes in energy crop digesters. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 15, p. 7011-7019, 2008.

LOPEZ, V. M.; DE LA CRUZ, F. B.; BARLAZ, M. A. Chemical composition and methane potential of commercial food wastes. **Waste Management**, v. 56, p. 477–490, 2016.

MADIGAN, M. *et al.* **Brock Mikrobiologie**. 13. Auflag. München, De: Pearson Deutschland GmbH, 2013.

MAPA, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Suinocultura de baixa emissão de carbono na pecuária**. Brasília, DF: MAPA, 2016.

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

MEYER, B.; RIBEIRO, J.; POMBO, V. **Análise de viabilidade técnica de um sistema de produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de dejetos suínos**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Química) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2017.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. DE C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante orgânico: método simplificado**. Londrina: IAPAR, 2015. (Boletim Técnico, n. 84)

NAJAFPOUR, G. D. *et al.* Bioconversion of cheese whey to methane in an upflow anaerobic packed bed bioreactor. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**, v. 24, n. 1, p. 111–117, 2010.

NESHAT, S. A. *et al.* Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, n. July 2016, p. 308–322, 2017.

NETTMANN, E.; BERGMANN, I.; KLOCKE, M. Methanogene Archaea in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. *In: INTERNATIONALE WISSENSCHAFTSTAGUNG*

- BIOGAS SCIENCE, Band 2. 2009. Erding. **Kongressverfahren**. [...]. Erding: Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 2009. p. 303-318.

OECHSNER, H.; LEMMER, A. Gras vergären: Eine Alternative für Restgrünland? *In: TOP AGRAR FACHBUCH*, (Hersg). **Biogas - Strom Aus Gülle und Biomasse**. Münster: Landwirtschaftsvlg Münster, 2002. p. 92-96,

OECHSNER, H.; LEMMER, A. **Gras ist nicht gleich Gras beim Einsatz in landwirtschaftlichen Biogasanlagen**. *In: THÜRINGER BIOENERGIETAG*, 9. 2003, Thüringen. **Kongressverfahren**. [...].Thüringer, 2003, p. 45-51.

OLIVEIRA, P. A. V. DE; HIRAGASHI, M. M. Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. **Documentos / Embrapa**, v. 115, p. 42, 2006.

PATIL, V.; DESHMUKH, H. A review on codigestion of vegetable waste with organic wastes for energy generation. **Int. Research Journal of Bio. Sciences**, v. 4, n. 6, p. 83–86, 2015.

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

PIND, P.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. Dynamics of the anaerobic process: effects of volatile fatty acids. **Biotechnol Bioeng**, v. 82, n. 7, p. 791–801, 2003.

PINTO, L. P. *et al.* Levantamento de dados sobre os dejetos suínos e suas características. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 3, p. 179–187, 2014.

POULSEN, T. Anaerobic Digestion. *In: POULSEN, T.G. Solid Waste Management*. Denmark: Aalborg University, 2003. Chapter 5, p. 93-115. Disponível em: http://agrienvarchive.ca/bioenergy/download/intwastech5_poulsen_2003.pdf.

REN, N.; WANG, B.; HUANG, J. Ethanol-type fermentation from carbohydrate in high rate acidogenic reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 54, n. 5, p. 428–433, 1997.

RIÑERO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant - Comparison with conventional storage in anaerobic tanks. **Journal of Cleaner Production**, v. 103, p. 542–548, 2015.

RODRIGUEZ, J. *et al.* Modeling product formation in anaerobic mixed culture fermentations. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 93, n. 3, p. 592–606, 2006.

SCANO, E. A. *et al.* 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.

SCHATTAUER, A.; WEILAND, P. Grundlagen der Anaeroben Fermentation. In: **Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung**. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2004. Chapter 2, p. 25-35.

SCHATTNER, S.; GRONAUER, A. **Methanbildung verschiedener Substrate - Kenntnisstand und offene Fragen**. Energetische Nutzung von Biogas: Stand der Technik und Optimierungspotenzial. **Anais...**Weimar: 2000

SCHERER, P. Verfahren der Vergärung. In: **Biologische Abfallbehandlung - Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft**. 1995. p. 373–403.

SCHERER, P. *et al.* Development of a methanogenic process to degrade exhaustively the organic fraction of municipal “grey waste” under thermophilic and hyperthermophilic conditions. **Water Science and Technology**, n. 41, p. 83–91, 2000.

SCHINK, B. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. **Microbiology and molecular biology reviews : MMBR**, v. 61, n. 2, p. 262–280, 1997.

SCHNEICHEL, H. **Rechtliche Anforderungen für Kofermentationsanlagen**. 20. Jahrestagung Des Fachverband Biogas. **Anais...**2011. *Workshop 1*.

SCHNÜRER, A.; ZELLNER, G.; SVENSSON, B. H. Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation in biogas reactors. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 29, n. 3, p. 249–261, 1999.

SEIGNER, L. *et al.* Hygienisierungspotenzial des Biogasprozesses - Ergebnisse aus einem Forschungsprojekt. **Schriftenreihe Der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft**, v.9, n. 34, 2010.

SOARES, C. **Estudo da Produção de Biogás em Escala Real a partir de Dejetos Suínos**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal da Fronteira do Sul, Erechin, 2016. 71 p.

STAMS, A. Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. **Antonie van Leeuwenhoek**, n. 66, p. 271–294, 1994.

TAMBONE, F. *et al.* Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. **Chemosphere**, v. 81, p. 577–83, 2010.

TOMOTO, A. *et al.* Uso de reator uasb tratando água residuária da suinocultura. **Revista Acta Tecnologia**, v. 12, n. 2, p. 117-127, 2017.

TOTZKE, D. Tapping the Potential of Codigestion. **BioCycle Magazine**, v. 50, n. 6, p. 32, 2009.

VALERO, D. *et al.* Influence of headspace pressure on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. **Waste Management**, v. 48, p. 193–198, 2016.

VDI, VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. **Fermentation of organic materials - Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**. Berlin: Verlag des Vereins Deutscher, 2016.

VELUCHAMY, C.; KALAMDHAD, A. S. Biochemical methane potential test for pulp and paper mill sludge with different food / microorganisms ratios and its kinetics. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 117, p. 197–204, 2017.

WANG, B. *et al.* Evaluating the influences of mixing strategies on the Biochemical Methane Potential test. **Journal of Environmental Management**, v. 185, p. 54–59, 2017.

WANG, L. *et al.* Anaerobic co-digestion of kitchen waste and fruit/vegetable waste: Lab-scale and pilot-scale studies. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2627–2633, 2014.

WEISSBACH, F. Gasbildungspotential nachwachsender Rohstoffe. **Biogas Journal**, v. 4, p. 84–90, 2010.

WU, J. *et al.* Effects of thermal treatment on high solid anaerobic digestion of swine manure: Enhancement assessment and kinetic analysis. **Waste Management**, v. 62, p. 69–75, 2017.

YANG, D. *et al.* Separation of swine wastewater into different concentration fractions and its contribution to combined anaerobic-aerobic process. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 87–93, 2016.

YOU, Z.; WEI, T.; CHENG, J. Improving anaerobic codigestion of corn stover using sodium hydroxide pretreatment. **Energy Fuels**, v. 28, p. 549–54, 2013.

ZAK, M. **Einfluss pflanzlicher Biofilmträger auf die Vergärung von Speiseresten**.

Dissertation zur (Erlangung des Doktorgrades) Fakultät für Naturwissenschaften der Universität Ulm, Institut für Systematische Botanik und Ökologie, Ulm, 2012.

ZAMANZADEH, M. *et al.* Biogas production from food waste via co-digestion and digestion-effects on performance and microbial ecology. **Nature Scientific Reports**, v. 7, n. 17664, about 12 p. 2017. Available from: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-15784-w.pdf>.

ZHANG, R. *et al.* Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource technology**, v. 98, p. 297–305, 2007.

ZHANG, W. *et al.* Batch anaerobic co-digestion of pig manure with dewatered sewage sludge under mesophilic conditions. **Applied Energy**, v. 128, p. 175–183, 2014.