



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

ALYNNE SOARES CABRAL E SILVA

**AVALIAÇÃO DA CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS VISANDO A
PRODUÇÃO DE METANO**

Recife

2020

ALYNNE SOARES CABRAL E SILVA

**AVALIAÇÃO DA CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS VISANDO A
PRODUÇÃO DE METANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia ambiental e recursos hídricos.

Orientadora: Prof^{ta}. Dr^a. Maria de Lourdes Florencio dos Santos.

Recife

2020

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

S586a Silva, Alynne Soares Cabral e.
Avaliação da codigestão de resíduos orgânicos visando a produção de metano / Alynne Soares Cabral e Silva. - 2020.
79 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2020.
Inclui Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Biogás. 3. Biomassa algal. 4. Conteúdo ruminal.
5. Lodo ativado. I. Santos, Maria de Lourdes Florencio dos (Orientadora).
II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2021-62

ALYNNE SOARES CABRAL E SILVA

**AVALIAÇÃO DA CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS VISANDO A
PRODUÇÃO DE METANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Aprovada em: 21/12/2020.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Maria de Lourdes Florencio dos Santos - UFPE

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência

Prof.^a Dr.^a Bruna Soares Fernandes (examinadora interna)

Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência

Prof.^a Dr.^a Simone Machado Santos (Examinadora Externa)

Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência

Dr.^a Shyrlane Torres Soares Veras (Examinadora Externa)

Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado concedida.

Ao INCT ETES Sustentáveis e Fibra Técnica Ltda e à FACEP e à CAPES, pelo apoio ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UFPE.

À Deus, pelo privilégio de ter realizado pós-graduação no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) e por todas as bençãos e ensinamentos.

À minha orientadora, Prof.^a Dr.^a Lourdinha Florencio pela oportunidade, pela paciência, pela confiança depositada e pela orientação durante o desenvolvimento do projeto. Ao prof. Dr. Wanderli Leite pela disponibilidade de tirar dúvidas sempre que necessário, pelas ideias e pela contribuição no desenvolvimento dessa pesquisa.

Aos bolsistas de Desenvolvimento Tecnológico e Industrial (DTIs) Amanda Santos e Paulo Silva. No dia a dia e, principalmente, nos dias de coleta dos substratos e nas montagens dos reatores tornaram tudo mais fácil e prazeroso. Agradeço, em especial, à Amanda Santos (minha gêmea) que foi minha parceira não somente durante todo o projeto, mas de vida. Obrigada por todo incentivo, contribuição e por deixar tudo mais leve.

À técnica de laboratório Danúbia Freitas e a aluna de Iniciação Científica (IC) Júlia Dias pela ajuda com as análises no Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental (LABIOTA). Ao técnico Ronaldo Fonseca por todo apoio e colaboração. Ao técnico Iago José pela ajuda no laboratório.

À Andrea Negromonte, Claudiane Ferreira e Cleide, secretárias da Pós-graduação de Engenharia Civil da UFPE, pela atenção e prontidão no atendimento.

Agradeço a minha mãe Maria Neuza Soares e Silva, ao meu pai José Antônio Cabral e Silva e ao meu irmão Alysson Soares Cabral e Silva que sempre me incentivaram para que eu concluísse essa etapa da minha formação profissional, mesmo sendo em outro Estado. Ao meu noivo Rodolfo Klostermann pelo companheirismo, paciência, incentivo e apoio em todos os aspectos da minha vida sempre que precisei.

Às minhas amigas de infância, Ana Flávia Campos, Emanuele Dantas, Evellen Martins, Julyana Farias, Nathália Lima e Tereza Cavalcanti, por me proporcionarem diversos momentos de descontração e alegria.

A minha amiga Hidaiane Caldas e aos meus amigos do LSA, Luiz Pereira, Marcos Ribeiro, Jucélia Tavares, Antônio Gustavo, Isabelle Câmara, Bárbara Moraes, Oucilane Alves, Cândida Nathaly, Henrique César, Talita Tavares, Marília Marques, Idayana Marinho, Devson

Paulo, Marcos Sales e Marcus Vinícius. Em especial a Luiz Pereira que me ajudou muito no período de pandemia e foi essencial para a conclusão da segunda etapa desse projeto. Obrigada a todos pelos ensinamentos e por trazerem alegria nos dias exaustivos.

E a todos que contribuíram de forma direta ou indireta para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.

“Só existem dois dias no ano que nada pode ser feito. Um se chama ontem e o outro se chama amanhã, portanto hoje é o dia certo para amar, acreditar, fazer e principalmente viver”.

(Dalai Lama)

RESUMO

A codigestão anaeróbia é uma alternativa promissora para tratar dois ou mais resíduos orgânicos e potencializar a produção de biogás. Sendo assim, o presente trabalho investigou o aumento da produção de metano a partir da codigestão anaeróbia de diferentes proporções de resíduos orgânicos em escala de bancada. Os resultados revelam que a codigestão de 20% biomassa algal e 80% resíduos de alimentos produziram um rendimento máximo de metano de $718,50 \pm 4,60$ mL CH₄/g SV_{adicionado}, o que correspondeu a um aumento de 2,07 vezes em relação a 100% da biomassa algal. Quando se estudou a mistura de lodos ativados com resíduos de alimentos, a melhor produção de metano ($834,20 \pm 11,09$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) ocorreu com proporção de mistura de 80% de lodo ativado e 20% de resíduos de alimentos, resultando no aumento de aproximadamente 2,44 vezes em relação à digestão de apenas lodos ativados. Já a codigestão de 20% da biomassa algal com 80% do conteúdo ruminal proporcionou um rendimento de $432,75 \pm 9,55$ mL CH₄/g SV_{adicionado}, que corresponde a um aumento de 4,33 vezes em relação à digestão de 100% da biomassa algal. Assim, dependendo das proporções utilizadas na mistura de resíduos orgânicos, foi possível potencializar o efeito sinérgico da digestão anaeróbia e essa abordagem poderia ser considerada como estratégia eficiente para aliar a gestão de resíduos com a produção de energia (metano).

Palavras-chave: Biogás. Biomassa algal. Conteúdo ruminal. Lodo ativado.

ABSTRACT

Anaerobic co-digestion is a promising alternative to treat two or more organic wastes and enhance the production of biogas. Therefore, this present study investigated the increase in methane production from anaerobic co-digestion of different proportions of organic residues on a bench scale. The results reveal that the co-digestion of 20% algal biomass and 80% food waste produced a maximum methane yield of 718.50 ± 4.60 mL CH₄/g VS_{added}, which corresponded to a 2.07-fold increase in relation to 100% algal biomass. When the mixture of activated sludge with food waste was studied, the best methane production (834.20 ± 11.09 mL CH₄/g VS_{added}) occurred with a mixing ratio of 80% activated sludge and 20% food waste, resulting in an increase of approximately 2.44-fold in relation to the digestion of only activated sludge. The co-digestion of 20% algal biomass and 80% rumen content provided a yield of 432.75 ± 9.55 mL CH₄/g VS_{added}, which corresponds to a 4.33-fold increase in relation to the digestion of 100% algal biomass. Therefore, depending on the proportions used in the mixture of organic residues, it was possible to enhance the synergistic effect of anaerobic digestion and this approach could be considered an efficient strategy to combine waste management with energy production (methane).

Keywords: Biogas. Algal biomass. Ruminant content. Activated sludge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Sequência resumida das etapas da digestão anaeróbia e grupos microbianos envolvidos	25
Figura 2- Representação esquemática do gerenciamento de resíduos através da codigestão anaeróbia	29
Figura 3 – Etapas realizadas nos três experimentos	35
Figura 4 - Reatores UASB de um condomínio residencial localizado em Igarassu – fonte do inóculo.....	36
Figura 5 - Figura esquemática do aparato utilizado nos testes de AME e de PBM	37
Figura 6 - Reatores para teste AME e PBM	38
Figura 7 - Imagem microscópica da biomassa algal proveniente de lagoa de alta taxa utilizada no experimento 1. Magnitude: 40x (a) e 100x (b).....	42
Figura 8 - Lagoa de alta taxa – fonte da biomassa algal.....	43
Figura 9 - Biomassa algal (a) e resíduos de alimentos (b).....	44
Figura 10- Ponto de coleta do lodo ativado na ETE.....	44
Figura 11- Lodo ativado (a) e resíduos de alimentos (b).....	45
Figura 12- Imagem microscópica da biomassa algal proveniente de lagoa de alta taxa utilizada no experimento 3 (Magnitude: 40x).....	45
Figura 13- Conteúdo ruminal bovino utilizado como substrato nos ensaios de batelada após a coleta (a) e após a diluição e trituração (b)	46
Figura 14- Biomassa algal (a) e conteúdo ruminal bovino (b)	47
Figura 15- Produção de metano em testes de PBM para codigestão de biomassa algal (BA) e resíduos de alimentos (RA) sob diferentes proporções dos substratos, além da produção correspondente à respiração endógena (RE).....	49
Figura 16- Produção de metano ajustada ao modelo cinético de primeira ordem para codigestão de biomassa algal (BA) e resíduos de alimentos (RA) sob diferentes proporções dos substratos	53
Figura 17- Variação dos ST e SV após 30 dias de digestão anaeróbia sob diferentes proporções de biomassa algal (BA) e resíduos de alimentos (RA).....	54
Figura 18- Presença de microalgas após os 30 dias de digestão anaeróbia (a: BA100%:RA0%, b: BA80%:RA20%, c: BA50%:RA50%, d: BA20%:RA80%) - (Magnitude: 100x)	55

Figura 19- Produção de metano em testes de PBM para codigestão de lodo ativado (LA) e resíduos de alimentos (RA) sob diferentes proporções dos substratos	58
Figura 20 - Produção de metano ajustada ao modelo cinético de primeira ordem para codigestão de lodo ativado (LA) e resíduos de alimentos (RA) sob diferentes proporções dos substratos	61
Figura 21 - Variação dos SV após 60 dias de digestão anaeróbia sob diferentes proporções do lodo ativado (LA) e dos resíduos de alimentos (RA).....	62
Figura 22 – Produção de metano em testes de PBM para codigestão de biomassa algal (BA) e conteúdo ruminal (RB) sob diferentes proporções dos substratos, além da produção correspondente à respiração endógena (RE).....	64
Figura 23 - Produção de metano ajustada ao modelo de Gompertz modificado para codigestão de conteúdo ruminal (RB) e biomassa algal (BA) sob diferentes proporções dos substratos	67
Figura 24 - Variação dos ST e SV após 45 dias de digestão anaeróbia sob diferentes proporções de biomassa algal (BA) e conteúdo ruminal (RB)	68
Figura 25 - Presença de microalgas após os 45 dias de digestão anaeróbia (a: RB80%:BA20%, b: RB50%:BA50%, c: RB20%:BA80%, d: RB0%:BA100%) - (Magnitude: 40x)	69
Figura 26 – Comparação entre os experimentos de codigestão com biomassa algal como cosubstrato	70
Figura 27 – Comparação entre os experimentos de codigestão com resíduos de alimentos como cosubstrato	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resumo da produção de metano com diferentes substratos utilizados na codigestão anaeróbia com microalgas em reatores de batelada em escala de bancada	31
Tabela 2 - Resumo da produção de metano da codigestão anaeróbia lodo e resíduos de alimentos	32
Tabela 3 - Concentração dos reagentes na solução de nutrientes	36
Tabela 4 - Configuração de operação dos reatores nos experimentos.....	39
Tabela 5 - Parâmetros e métodos analíticos para a caracterização dos substratos	40
Tabela 6 - Caracterização da biomassa algal e dos resíduos de alimentos.....	48
Tabela 7 - Descrição da relação C/N dos reatores do experimento 1	49
Tabela 8 - Produção acumulada de metano e efeito sinérgico dos reatores do experimento 1.....	50
Tabela 9 - Monitoramento, inicial e final, do pH e dos AGVs	51
Tabela 10 - ANOVA da produção de metano (P CH ₄) para as condições de codigestão testadas no teste do potencial bioquímico de metano (PBM) no experimento 1	52
Tabela 11 - Parâmetros cinéticos dos testes de PBM do experimento 1 utilizando modelo de cinética de primeira ordem.....	52
Tabela 12 - Liberação de nitrogênio amoniacal e fósforo durante a codigestão anaeróbia de biomassa algal e resíduos de alimentos.....	56
Tabela 13- Caracterização do lodo ativado e dos resíduos de alimentos	57
Tabela 14 - Descrição da relação C/N dos reatores do experimento 2.....	58
Tabela 15 - Produção acumulada de metano e efeito sinérgico dos reatores do experimento 2	60
Tabela 16 - ANOVA da produção de metano (P CH ₄) para as condições de codigestão testadas no teste do potencial bioquímico de metano (PBM) no experimento 2	60
Tabela 17 - Parâmetros cinéticos dos testes de PBM do experimento 2 utilizando modelo de cinética de primeira ordem.....	61
Tabela 18 - Caracterização da biomassa algal e do conteúdo ruminal	63
Tabela 19 - Descrição da relação C/N dos reatores do experimento 3.....	63
Tabela 20 - Produção acumulada de metano e efeito sinérgico dos reatores do experimento 3	65
Tabela 21- Monitoramento, inicial e final, do pH e dos AGVs do experimento 3	65

Tabela 22 - ANOVA da produção de metano (P CH ₄) para as condições de codigestão testadas no teste do potencial bioquímico de metano (PBM) no experimento 3...	66
Tabela 23 - Parâmetros cinéticos dos testes de PBM do experimento 3 utilizando modelo de Gompertz modificado	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos graxos voláteis
AME	Atividade metanogênica específica
BA	Biomassa algal
C/N	Carbono/nitrogênio
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
COT	Carbono orgânico total
CTG	Centro de Tecnologia de Geociência
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
H ₂	Gás hidrogênio
H ₂ S	Ácido sulfídrico
LA	Lodo ativado
LAT	Lagoa de alta taxa
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
NaOH	Hidróxido de sódio
NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
PBM	Potencial bioquímico de metano
pH	Potencial hidrogeniônico
RA	Resíduos de alimentos
RB nb	Rúmen bovino
RE	Respiração endógena

S/I	Substrato/inóculo
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVO GERAL.....	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	RESÍDUOS ORGÂNICOS DESTINADOS À PRODUÇÃO DE METANO.....	20
3.1.1	Biomassa algal	20
3.1.2	Resíduos de alimentos.....	22
3.1.3	Lodo de esgoto	23
3.2	DIGESTÃO ANAERÓBIA COMO TÉCNICA DE PRODUÇÃO DE METANO ..	24
3.3	FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA E A PRODUÇÃO DE METANO.....	26
3.4	MÉTODOS DE OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	27
3.4.1	Pré-tratamentos	27
3.4.2	Codigestão anaeróbia	28
3.4.2.1	Microalgas e resíduos orgânicos	29
3.4.2.2	Lodo de esgoto e resíduos de alimentos	31
3.4.2.3	Uso do conteúdo ruminal como cosubstrato	33
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	35
4.1	TESTE DE ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA (AME) DO INÓCULO	35
4.2	TESTE DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM)	37
4.3	MÉTODOS ANALÍTICOS.....	39
4.4	ANÁLISE DO EFEITO SINÉRGICO OU ANTAGÔNICO NO PROCESSO DE CODIGESTÃO	40
4.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS E MODELAGEM CINÉTICA.....	41
4.6	SUBSTRATOS UTILIZADOS NOS EXPERIMENTOS	42
4.6.1	Experimento 1 – Biomassa algal e resíduos de alimentos	42
4.6.2	Experimento 2 – Lodo ativado e resíduos de alimentos	44
4.6.3	Experimento 3 – Biomassa algal e conteúdo ruminal bovino	45

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1	EXPERIMENTO 1 – CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIOMASSA ALGAL E RESÍDUOS DE ALIMENTOS	48
5.1.1	Caracterização da biomassa algal e dos resíduos de alimentos	48
5.1.2	Caracterização do inóculo	48
5.1.3	Relação C/N dos reatores	49
5.1.4	Teste do potencial bioquímico de metano (PBM)	49
5.1.5	Estimativa dos parâmetros cinéticos	52
5.1.6	Degradação orgânica	53
5.1.7	Caracterização da biomassa algal após a codigestão	54
5.1.8	Liberação de nitrogênio e fósforo	55
5.2	EXPERIMENTO 2 – CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO ATIVADO E RESÍDUOS DE ALIMENTOS	57
5.2.1	Caracterização do lodo ativado e dos resíduos de alimentos	57
5.2.2	Relação C/N dos reatores	57
5.2.3	Teste do potencial bioquímico de metano (PBM)	58
5.2.4	Estimativa dos parâmetros cinéticos	60
5.2.5	Degradação orgânica	62
5.3	EXPERIMENTO 3– CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIOMASSA ALGAL E CONTEÚDO RUMINAL BOVINO	62
5.3.1	Caracterização da biomassa algal e do conteúdo ruminal	62
5.3.2	Relação C/N dos reatores	63
5.3.3	Teste do potencial bioquímico de metano (PBM)	63
5.3.4	Estimativa dos parâmetros cinéticos	66
5.3.5	Degradação orgânica	67
5.3.6	Caracterização da biomassa algal após a codigestão	68
5.4	COMPARAÇÃO ENTRE OS EXPERIMENTOS	69
6	CONCLUSÕES	71
	REFERÊNCIAS	74

1 INTRODUÇÃO

A obtenção de fontes limpas de energia e a gestão de resíduos sólidos são alguns dos problemas mais desafiadores enfrentados pela humanidade. Diversos resíduos orgânicos apresentam potencial de gerar energia renovável e podem contribuir para o desenvolvimento sustentável da sociedade atual e futura.

A digestão anaeróbia de resíduos orgânicos vem ganhando destaque por ser uma tecnologia de conversão biológica que reduz o potencial poluidor dos resíduos e, adicionalmente, produz bioenergia (MEHARIYA et al., 2018; RODRIGUEZ et al., 2018). Esse processo biológico envolve uma complexa comunidade de microrganismos que é capaz de converter matéria orgânica em biogás. Por tal motivo, esse processo tem sido utilizada para o gerenciamento de diversos resíduos orgânicos, como desperdícios de alimentos, esterco de animais, resíduos de papel e lodo de esgoto (GAO et al., 2016).

Diversos resíduos orgânicos apresentam potencial para gerar energia, como: biomassa algal, resíduos de alimentos, lodo de esgoto e conteúdo ruminal bovino. As microalgas são ricas em carboidratos, proteínas e lipídios, os quais podem ser convertidos em metano através da digestão anaeróbia e, conseqüentemente, podem representar uma alternativa para obtenção de energia (AYALA-PARRA et al., 2017). Os resíduos de alimentos também apresentam potencial de geração de metano, em consequência da alta biodegradabilidade (ZHANG et al., 2011). O lodo de esgoto também tem visibilidade como potencial fonte energética (TYAGI & LO, 2013). O resíduo ruminal é rico em matéria orgânica e em microrganismos e, portanto, apresenta potencial de ser utilizado como substrato no processo de degradação orgânica em meio anaeróbio (HOBSON & STEWART, 1997).

A gestão de resíduos de matéria orgânica que leve em consideração a recuperação de energia pela digestão anaeróbia ainda precisa ser aprimorada. Já é conhecido que a alta concentração de nitrogênio amoniacal, situação desequilibrada de nutrientes, acidificação rápida e baixa capacidade de tamponamento são alguns dos problemas enfrentados na digestão de um único resíduo ou substrato orgânico (ZHEN et al., 2016; LI et al., 2017).

Para otimizar a produção de metano através da digestão anaeróbia, são necessárias condições equilibradas de carbono e nitrogênio (C/N) e diversos outros fatores, os quais podem ser obtidos através da combinação de diferentes substratos (YEN & BRUNE, 2007; RODRIGUEZ et al., 2018; SOLÉ-BUNDO et al., 2019). A combinação de dois ou mais substratos em um único digestor representa o processo de codigestão anaeróbia (LI et al., 2017; RODRIGUEZ et al., 2018). O conhecimento sobre essa tecnologia expandiu significativamente

nos últimos anos, no entanto, são necessários mais estudos sobre a influência dessa técnica na estabilidade do processo e sobre o efeito das várias combinações de cosubstratos na eficiência do sistema (RODRIGUEZ et al., 2018; SOLÉ-BUNDO et al., 2019).

O tratamento anaeróbio também é uma ótima tecnologia de recuperação de nutrientes, uma vez que o nitrogênio e o fósforo são liberados na fase líquida na forma de fosfato e amônia. Nesse contexto, o resíduo estabilizado (licor misto ou digestato) pode ser utilizado como fonte de nutrientes essenciais na agricultura (XIE et al., 2017). Portanto, o gerenciamento de dois resíduos orgânicos, utilizando digestão anaeróbia, apresenta potencial de gerar bioenergia e biofertilizante (CABBAI et al., 2013).

Diante do exposto, o presente estudo aborda a produção de metano a partir da codigestão de diferentes resíduos orgânicos (biomassa algal, resíduos de alimentos, lodo ativado e conteúdo ruminal bovino) para avaliar os benefícios na produção de biogás e na estabilização do sistema. Em síntese, a proposta deste trabalho é analisar a viabilidade técnica da codigestão anaeróbia e a influência da composição do cosubstrato na produção de metano através de ensaios em batelada de potencial bioquímico de metano.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho do processo de codigestão anaeróbia usando diferentes relações de substratos (biomassa algal, lodo de esgoto, rúmen bovino e resíduos de alimentos) visando a produção de metano.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Avaliar o potencial bioquímico de metano usando diferentes proporções de substratos orgânicos (biomassa algal e resíduos de alimentos; lodo ativado e resíduos de alimentos; biomassa algal e conteúdo ruminal);
- b) Verificar o efeito da relação C/N na maximização da produção de metano;
- c) Analisar se houve efeito sinérgico nos processos de codigestão;
- d) Avaliar os parâmetros cinéticos envolvidos em cada uma das condições testadas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESÍDUOS ORGÂNICOS DESTINADOS À PRODUÇÃO DE METANO

O crescente desenvolvimento econômico global durante as últimas décadas acarretou no aumento da geração de resíduos. O gerenciamento ineficaz desses últimos é um problema atual que potencializa a poluição ambiental. Ao mesmo tempo, a demanda crescente de energia e a exploração de combustíveis fósseis são desafios enfrentados mundialmente (MEHARIYA et al., 2018; RODRIGUEZ et al., 2018). Com o objetivo de superar essas adversidades, pesquisadores têm buscado abordagens que consigam integrar a gestão de resíduos orgânicos à produção de energia limpa (MEHARIYA et al., 2018).

O Brasil apresenta elevada capacidade de geração de biogás para fins energéticos através de resíduos orgânicos, entretanto esse potencial ainda é subexplorado. No âmbito do Estado de Pernambuco, a primeira usina de biogás foi instalada no Município de Igarassu. A energia é proveniente da decomposição dos resíduos orgânicos depositados no Centro de Tratamento de Resíduos de Pernambuco (CTR-PE) e visa fornecer energia mais barata e limpa às pequenas e médias empresas (FAERMAN, 2019).

Para reduzir a dependência em torno dos combustíveis fósseis, como carvão e petróleo, é necessário o desenvolvimento de novas tecnologias sustentáveis. O conceito de biorrefinaria surge neste contexto de produção sustentável de energia e de outros subprodutos com valor agregado, como biofertilizantes, através de biomassa (MAITY, 2015).

3.1.1 Biomassa algal

A crise energética, a escassez de água e a poluição ambiental são alguns dos principais desafios enfrentados pela humanidade e as microalgas são capazes de mitigar esses problemas. Nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) elas podem ser utilizadas no tratamento das águas residuárias e, concomitantemente, são capazes de produzir biomassa excedente para fins energéticos (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017a; BOHUTSKYI et al., 2018; THORIN et al., 2018).

A integração entre o tratamento de esgoto e a produção de biomassa algal é possível porque os principais nutrientes necessários ao crescimento das microalgas podem ser encontrados nas águas residuárias (CAPORGNO et al., 2015; LI et al., 2017; BOHUTSKYI et al., 2018). Na presença da luz solar, esses microrganismos utilizam nitrogênio, fósforo e gás carbônico presentes nessas águas e produzem oxigênio e biomassa, em virtude do potencial de fotossíntese que possuem (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017a). As lagoas de alta taxa (LAT) são uma das principais técnicas de cultivo de microalgas com águas residuárias (PRAJAPATI et al., 2013).

A utilização da biomassa algal como matéria-prima para produção de bioenergia renovável é considerada uma estratégia promissora. As vantagens dessa aplicação estão relacionadas à capacidade de cultivo de microalgas em terras não agricultáveis, à captura eficiente de gás carbônico e ao tratamento de águas residuárias (BARRAGÁN-TRINIDAD et al., 2017). As microalgas são ricas em carboidratos, proteínas e lipídios, os quais podem ser convertidos em metano através da digestão anaeróbia e, conseqüentemente, podem representar uma alternativa para obtenção de energia. Entretanto, a composição da parede celular oferece resistência à hidrólise e é considerada uma limitação para a digestão de biomassa algal (PRAJAPATI et al., 2013; AJEEJ et al., 2015; AYALA-PARRA et al., 2017; NUCHDANG et al., 2018).

A colheita de microalgas é outra preocupação em relação à viabilidade econômica da digestão anaeróbia de microalgas, devido ao alto custo operacional. Existem diversos métodos mecânicos e químicos e a melhor técnica varia de acordo com as características das microalgas, como tamanho, densidade e valor dos produtos finais desejados. Em geral, a colheita pode ser dividida em duas etapas: (I) separação da biomassa algal a partir da suspensão, podendo ser feita por sedimentação por gravidade, floculação ou flotação e (II) espessamento, cujo objetivo é a concentração da biomassa, geralmente realizada por filtração ou centrifugação (PRAJAPATI et al., 2013).

Estudos demonstram que o potencial energético das microalgas varia de acordo com a espécie, com o meio de cultivo e com o tipo de pré-tratamento aplicado (Tabela 1). Esse último fator é de extrema relevância devido à capacidade de romper a parede celular e liberar o conteúdo intracelular, tornando a biomassa mais biodegradável e, conseqüentemente, aumentando o rendimento de biogás (AJEEJ et al., 2015; AYALA-PARRA et al., 2017).

No processo de degradação orgânica em meio anaeróbio, em geral, é obtido um subproduto com potencial fertilizante (RODRIGUEZ et al., 2018), o qual pode ser reutilizado na agricultura (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017b) ou no próprio cultivo de microalgas (LI et al., 2017). O digestato obtido no final do processo de digestão anaeróbia é rico em nutrientes e se for descartado diretamente em corpos d'água pode contribuir para eutrofização da água. Além disso, existe risco de contaminação biológica e química, devido à presença, respectivamente, de patógenos e de metais pesados (LI et al., 2017).

Conforme dito anteriormente, o cultivo de microalgas é capaz de remover nitrogênio e fósforo através de assimilação e precipitação e pode ser utilizado como uma alternativa de gerenciamento do digestato. A integração dos processos tecnológicos, desde o cultivo até a obtenção do produto final, possibilita a aplicação do conceito de biorrefinaria no contexto da

utilização da biomassa algal para produção de metano (ASTALS et al., 2015; LI et al., 2017; ARIAS et al., 2018).

Diante do exposto, podemos concluir que a utilização de biomassa algal, proveniente de ETEs, é capaz de gerar produtos comercializáveis valiosos ao invés de resíduos. Os processos de cultivo de microalgas em água residuárias, a posterior digestão anaeróbia e a reutilização dos nutrientes do digestato, possibilitam a transformação de um sistema de tratamento de águas residuárias convencional em um sistema autossustentável (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017b; ARIAS et al., 2018).

3.1.2 Resíduos de alimentos

A geração de resíduos sólidos urbanos vem crescendo nos últimos anos e uma expressiva parcela é composta por resíduos orgânicos (ZHANG et al., 2011). No Brasil, de acordo com a ABiogás (2018), matéria orgânica compõe, aproximadamente, metade do total dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2017, representando uma geração de 107.434 toneladas por dia.

A grande quantidade de resíduos orgânicos gerados aumentou a preocupação relativa à destinação final. Os resíduos de alimentos fazem parte da parcela orgânica e quando não tratados causam problemas ambientais, como contaminação de corpos d'água, do solo e do ar. Essa questão refletiu na redução da quantidade de resíduos depositados em lixões e no incentivo a outros métodos de destinação, como aterros, incineração, reciclagem de materiais, compostagem e digestão anaeróbia (ZHANG et al., 2011).

Conforme mencionado, a produção de resíduos sólidos orgânicos é elevada e, conseqüentemente, a capacidade de descarte via aterro e incineração tradicional estão reduzindo. Por outro lado, os métodos de compostagem e reciclagem estão expandindo desde o final dos anos 80 (STROOT et al., 2001). Um processo alternativo de destino dos resíduos sólidos que vêm ganhando destaque é o tratamento biológico anaeróbio (ZHEN et al., 2016).

Em relação aos processos alternativos de destinação dos resíduos, no Brasil, ocorreu um incentivo, através do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2012), ao estudo de viabilidade técnica, ambiental e econômica para implementação e modernização de unidades de biodigestão como estratégia de redução da disposição de resíduos sólidos úmidos em aterros sanitários e visando a geração de energia.

O tratamento biológico anaeróbio de resíduos de alimentos é considerado um processo promissor pelo potencial de reduzir o volume do rejeito, estabilizar o resíduo, gerar energia na forma de metano e produzir um digestato final que pode ser utilizado como biofertilizante do

solo (STROOT et al., 2001; CABBAI et al., 2013). Diante disto, e dos programas de reciclagem que separam os materiais recicláveis da fração orgânica, a digestão anaeróbia se apresenta como alternativa mais viável do que o aterro e a incineração tradicional para os resíduos sólidos urbanos (STROOT et al., 2001).

Um fator relevante que torna os resíduos alimentares favoráveis ao processo de digestão anaeróbia é o alto potencial de geração de metano, em consequência da alta biodegradabilidade (ZHANG et al., 2011) e do teor de gordura presente (ZHANG et al., 2013). A elevada quantidade de lipídios, como gorduras e óleos, sob condições operacionais específicas, contribui para a produção de metano. No entanto, durante a degradação de lipídios, AGVs de cadeia longa são formados e esses produtos são considerados inibidores do processo de digestão anaeróbia a partir de determinada concentração (ZHANG et al., 2013).

A composição dos resíduos de alimentos varia de acordo com a fonte (restaurantes, supermercados, feiras de frutas e verduras, padarias e residências) e com os hábitos alimentares, afetando o desempenho do digestor (CABBAI et al., 2013; MEHARIYA et al., 2018). Por esse motivo, as características físicas e químicas são informações fundamentais para o projeto e a operação de reatores anaeróbios, pois a qualidade do resíduo de entrada está estritamente relacionada com a otimização da produção de metano e o possível uso subsequente do digestato como fertilizante em solos agrícolas (ZHANG et al., 2007; CABBAI et al., 2013).

3.1.3 Lodo de esgoto

O lodo de esgoto é um resíduo produzido durante o processo de tratamento de águas residuárias e a destinação final desse subproduto é um desafio global (AJEEJ et al., 2015; CAPORGNO et al., 2015). Uma vez que o descarte do lodo representa significativa parcela, de até 50%, dos custos operacionais das ETEs e pode ocasionar impactos ambientais (APPELS et al., 2008).

As operações empregadas no tratamento das águas residuárias municipais originam diferentes tipos de lodos. O lodo secundário ou lodo ativado é produzido durante o tratamento biológico do esgoto e é composto, principalmente, por células microbianas e produz odores ofensivos (TYAGI & LO, 2013).

Convencionalmente, entre os destinos finais mais comuns dos lodos de esgoto estão os aterros sanitários. No entanto, quando o lodo é descartado em aterros, em geral, contribui para intensificação do efeito estufa, além de apresentar um elevado custo financeiro (TYAGI & LO, 2013). Nesse cenário, a busca de soluções sustentáveis para a destinação dos subprodutos das

ETEs está ganhando destaque mundialmente, inclusive no Brasil (BRASIL, 2012; TYAGI & LO, 2013).

As características valiosas do lodo, como alto teor de nutrientes, aliadas às dificuldades de descarte de forma adequada favoreceram a mudança de pensamento no gerenciamento do lodo. O resíduo gerado no tratamento primário e secundário de águas residuárias ganhou mais visibilidade como potencial fonte energética e não apenas como um resíduo (TYAGI & LO, 2013).

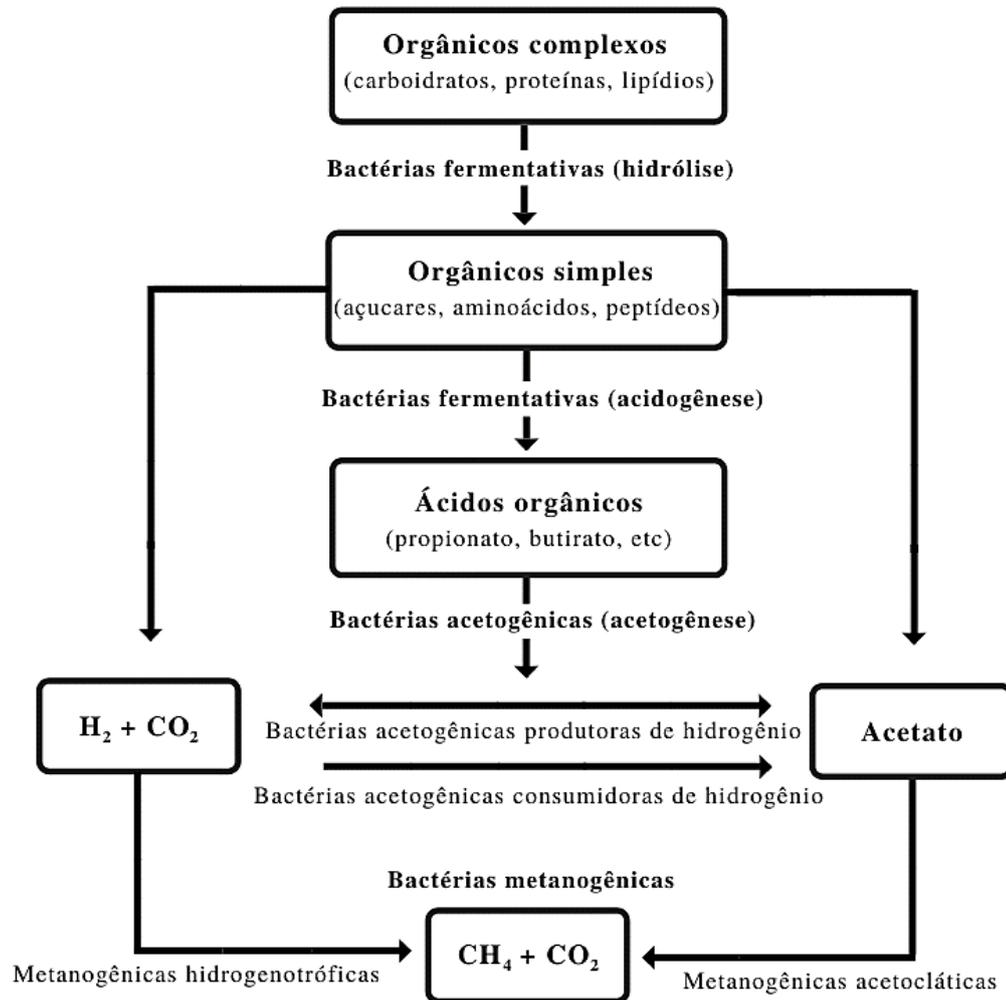
A digestão anaeróbia do lodo é capaz de estabilizar esse resíduo gerado e, simultaneamente, gerar biogás (CAPORGNO et al., 2015). O tratamento anaeróbio também é uma ótima tecnologia de recuperação de nutrientes, uma vez que o nitrogênio e fósforo são liberados na fase líquida na forma de fosfato e amônia. Nesse contexto, o resíduo estabilizado pode ser utilizado como fonte de nutrientes essenciais na agricultura (XIE et al., 2017).

3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA COMO TÉCNICA DE PRODUÇÃO DE METANO

A digestão anaeróbia é considerada uma das principais tecnologias de geração de energia limpa, entretanto, ainda é um processo emergente no Brasil (KUNZ et al., 2019). O processo envolve a degradação de matéria orgânica em ambiente anaeróbio e tem como principais produtos o metano e o dióxido de carbono (ANGELIDAKI & SANDERS, 2004).

O processo de degradação envolve diferentes etapas bioquímicas (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) e cada fase abrange a participação de diferentes grupos de microrganismos, conforme Figura 1 (LESTEUR et al., 2010; TYAGI & LO, 2013; MEHARIYA et al., 2018).

Figura 1- Sequência resumida das etapas da digestão anaeróbia e grupos microbianos envolvidos



Fonte: Adaptado de Mosey (1982).

A etapa de hidrólise corresponde à decomposição do substrato orgânico complexo em produtos orgânicos simples através da ação de enzimas extracelulares produzidas pelas bactérias hidrolíticas (ANGELIDAKI & SANDERS, 2004; KUNZ et al., 2019). Na acidogênese, os orgânicos simples formados na etapa anterior são convertidos por bactérias anaeróbias e facultativas em substâncias mais simples, como ácidos orgânicos (propionato, butirato, etc), álcoois e compostos inorgânicos (CO_2 , H_2S , H_2 e NH_4^+). As bactérias acetogênicas conduzem a terceira etapa da digestão anaeróbia e convertem os metabólitos intermediários em dióxido de carbono, hidrogênio e acetato. A etapa final, metanogênese, ocorre em ambiente estritamente anaeróbio e envolve duas vias metabólicas: conversão de acetato em metano e dióxido de carbono e a produção de metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono através, respectivamente, das bactérias metanogênicas acetoclásticas e das bactérias metanogênicas hidrogenotróficas (MOSEY, 1982; KUNZ et al., 2019).

A digestão anaeróbia de uma grande variedade de resíduos (como estrume, restos de alimentos, lodo de esgoto, biomassa algal) é considerada um processo promissor devido à capacidade de valorização desses substratos orgânicos por meio da integração da gestão de resíduos à produção de energia renovável. Essa abordagem reduz os impactos ambientais através da estabilização da matéria orgânica que, se descartada de forma incorreta, oferece riscos de poluição química e biológica à população (LI et al., 2017).

A degradação de resíduos orgânicos em ambiente anaeróbio é capaz de produzir biogás rico em metano. Esse biocombustível apresenta potencial de gerar eletricidade e calor e pode ser usado, após refinamento, como combustível de veículos (AJEEJ et al., 2015; ZHEN et al., 2016). De acordo com estudos anteriores, a quantidade e qualidade do biogás produzido na digestão anaeróbia varia dependendo da composição dos resíduos, do inóculo utilizado e do ambiente experimental (AJEEJ et al., 2015).

A biodigestão em ambiente anaeróbio apresenta diversas vantagens, entretanto a degradação de apenas um resíduo possui desvantagens que podem ocasionar instabilidade. Alta concentração de nitrogênio amoniacal, situação desequilibrada de nutrientes, acidificação rápida e baixa capacidade de tamponamento são alguns dos problemas enfrentados (ZHEN et al., 2016; LI et al., 2017).

3.3 FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA E A PRODUÇÃO DE METANO

O balanço de nutrientes, a temperatura, o pH e o tamanho das partículas são fatores que afetam o desempenho do processo biológico. A relação carbono/nitrogênio (C/N) é um dos fatores que afeta a produção ideal de biogás, visto que uma baixa relação C/N pode gerar acúmulo de amônia, enquanto, uma alta relação resulta no rápido consumo do nitrogênio pelos microrganismos metanogênicos, reduzindo a produção do biogás (AJEEJ et al., 2015; RODRIGUEZ et al., 2018). Diversos autores consideram uma relação C/N ótima entre 10 e 30 (YEN & BRUNE, 2007; RODRIGUEZ et al., 2018; SOLÉ-BUNDO et al., 2019).

Em geral, biomassa algal apresenta uma relação C/N abaixo de 10 devido ao alto teor de proteínas (YEN & BRUNE, 2007; MAHDY et al., 2017; BOHUTSKYI et al., 2018) e lodo de esgoto apresenta relação que, tipicamente, varia entre 6 e 16 (STROOT et al., 2001), sendo os dois, normalmente, considerados fontes de nitrogênio. Ao passo que, os resíduos de alimentos são considerados fontes de carbono e o balanço de nutriente varia dependendo da composição do resíduo (CABBAI et al., 2013).

O pH e a temperatura influenciam diretamente na digestão anaeróbia, por afetarem nos microrganismos que participam do processo. Durante o processo de biodigestão ocorre a formação de ácidos e a tendência é o pH do meio reacional diminuir. Essa diminuição, em geral, é combatida pelos microrganismos metanogênicos. Entretanto, um acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) e, conseqüente, redução do pH pode inibir a metanogênese (SIEGERT & BANKS, 2005; LESTEUR et al., 2010). Em conseqüência das arqueas metanogênicas serem altamente sensíveis às variações de pH, o valor ótimo se encontra entre 6,7 e 7,5 (KUNZ et al., 2019).

A temperatura tem efeito na velocidade de crescimento e no metabolismo dos microrganismos (KUNZ et al., 2019). Em geral, temperaturas mais elevadas, que não afetem a sobrevivência dos microrganismos, contribuem para o aumento da solubilização dos compostos orgânicos, acelerando a cinética da reação de hidrólise no digestor e melhorando a eficiência do processo. Todavia, o aumento da temperatura pode causar efeito inibitório no processo de digestão anaeróbia, devido ao favorecimento da formação de amônia livre que é tóxica às arqueas metanogênicas (MEHARIYA et al., 2018; KUNZ et al., 2019). O processo anaeróbio pode ser realizado em condições diferentes de temperatura, isto é, temperatura psicrófila (< 20 °C), mesófila (25 – 40 °C) e termófila (45 – 60 °C) (ANGELIDAKI & SANDERS, 2004).

O tamanho das partículas é outro fator que reflete na produção de metano, visto que quanto menor o tamanho das partículas, maior a área superficial específica disponível do substrato para a ação das enzimas e melhor a eficiência da produção de metano (LESTEUR et al., 2010). Além disso, é necessário um contato intenso entre os microrganismos e os substratos para obter uma produção elevada de biogás. Essa condição é obtida através de agitação do biodigestor, a qual pode ser manual ou mecânica. Porém, a agitação não deve ser intensa para evitar a destruição da comunidade de bactérias acetogênicas e metanogênicas por forças de cisalhamento muito elevadas (PROBIOGÁS, 2010).

3.4 MÉTODOS DE OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

3.4.1 Pré-tratamentos

A disponibilidade de matéria orgânica para os microrganismos é um fator que influencia a eficiência da digestão anaeróbia, visto que a baixa degradabilidade e o tamanho grande das partículas, por exemplo, diminuem a produção de metano (THORIN et al., 2018). Os pré-tratamentos podem contribuir para aumentar a degradabilidade dos substratos e a produção de biogás (WANG et al., 2013).

No caso de biomassa algal, a composição complexa da parede celular (principalmente, por celulose, hemicelulose, pectina e glicoproteínas) oferece resistência à digestão em ambiente anaeróbio (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ et al., 2012; PRAJAPATI et al., 2013). Portanto, a hidrólise é conhecida como a etapa limitadora nesse processo biológico de produção de biogás (APPELS et al., 2008).

Recentemente, muitas tecnologias de pré-tratamentos vêm sendo estudadas para promover maior solubilização dos compostos orgânicos e otimizar o rendimento de metano na digestão anaeróbia (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017a). Existem os pré-tratamentos térmicos, mecânicos, químicos e biológico.

Os tratamentos térmicos e mecânicos aumentam a solubilização das frações orgânicas, mas apresentam a desvantagem de demandar energia e podem não apresentar um balanço energético positivo, tornando o método economicamente inviável (PRAJAPATI et al., 2013; AYDIN et al., 2017; NUCHDANG et al., 2018). Em relação aos tratamentos químicos, os custos do reagente e a possibilidade de contaminação dos subprodutos podem inviabilizar o procedimento em escala real (PASSOS et al., 2016).

O método de tratamento biológico vem se destacando devido à baixa demanda de energia inicial para promover a hidrólise do substrato. No caso específico da digestão anaeróbia de biomassa algal, vários estudos têm sido realizados com a utilização de diferentes grupos de bactérias hidrolíticas com o objetivo de promover a ruptura da parede celular das algas e a conversão de macromoléculas, como carboidratos, lipídios e proteínas, em partículas menores (PRAJAPATI et al., 2013).

Os pré-tratamentos enzimáticos podem ser realizados com consórcios microbianos hidrolíticos, como os encontrados nos sistemas digestivos de ruminantes. O uso do fluido ruminal como pré-tratamento está associado, principalmente, a presença de bactérias celulolíticas, amilolíticas e as capazes de degradar pectina (BARRAGÁN-TRINIDAD et al., 2017). Outro método de pré-tratamento enzimático é através da atividade de enzimas celulolíticas endógenas produzidas por fungos (MARTINS, 2019).

3.4.2 Codigestão anaeróbia

Por definição, a digestão anaeróbia da mistura de mais de um substrato em um único digestor é a codigestão e vem sendo considerada uma solução para as limitações da digestão de apenas um substrato. Essa abordagem possibilita melhores condições bioquímicas iniciais para obtenção de maior rendimento de metano (LI et al., 2017; RODRIGUEZ et al., 2018).

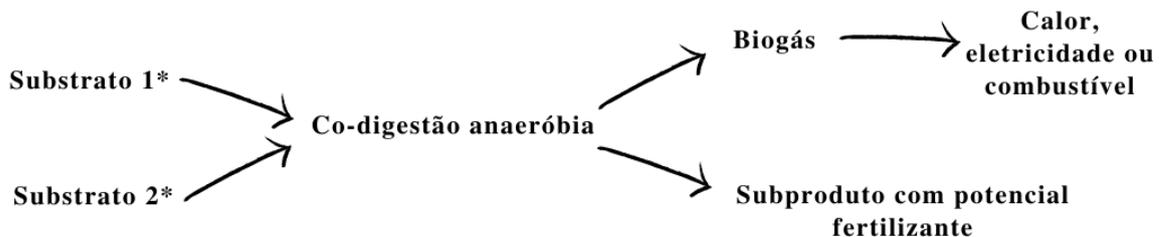
Adicionalmente, pode diluir compostos tóxicos presentes em um substrato para abaixo dos limiares de toxicidade (KIM & KANG, 2015; MEHARIYA et al., 2018).

A combinação de diferentes resíduos orgânicos em diferentes proporções é objeto de estudo de diversas pesquisas que buscam executar o descarte de resíduos e, conjuntamente, melhorar a eficiência da produção de metano (YEN & BRUNE, 2007; ZHEN et al., 2016).

A codigestão, em geral, melhora o rendimento dos digestores anaeróbios em virtude do sinergismo estabelecido na digestão anaeróbia. Esse efeito positivo pode ser relacionado ao balanço de nutrientes entre os substratos e/ou ao estímulo à produção de enzimas que aumentam a digestibilidade dos substratos (AJEEJ et al., 2015). Outro fator que favorece a digestão de dois resíduos é a capacidade de tamponamento que é ajustada pela mistura de substratos (ZHANG et al., 2011; RODRIGUEZ et al., 2018).

Além da maior produção de bioenergia, a codigestão permite o gerenciamento conjunto das matérias primas, a utilização mais eficiente dos equipamentos e uma redução nos custos de investimento e operação, melhorando a viabilidade econômica da técnica de tratamento biológico de resíduos (ZHANG et al., 2011; MEHARIYA et al., 2018; RODRIGUEZ et al., 2018). Uma representação esquemática do gerenciamento de resíduos através de codigestão anaeróbia pode ser observada na Figura 2.

Figura 2 - Representação esquemática do gerenciamento de resíduos através da codigestão anaeróbia



* pode ser necessário um pré-tratamento do substrato

Fonte: A Autora (2020).

A codigestão anaeróbia pode resultar em efeitos sinérgicos e antagônicos. O efeito positivo da adição de cosubstrato pode resultar em aumento do rendimento de metano, em aumento da cinética de produção de metano ou na combinação de ambos. Entretanto, já foram relatados estudos que resultaram em efeito antagônico na mistura de mais de um substrato em um único digestor (XIE et al., 2017).

3.4.2.1 Microalgas e resíduos orgânicos

Diversos estudos de codigestão de microalgas com outros substratos já foram realizados para melhorar a produção de metano. Nessas misturas, em geral, a maioria das espécies de microalgas apresentam alto teor de proteínas e, conseqüentemente, relação C/N abaixo de 10, enquanto os outros substratos utilizados apresentam relação C/N acima da biomassa algal e por isso são usados como fonte de carbono (RODRIGUEZ et al., 2018).

A comparação da produção de metano através da codigestão anaeróbia de microalgas com diferentes substratos ricos em carbono e da digestão de apenas um substrato, estão representadas na Tabela 1.

A codigestão de *Chlorella* sp., em relação a digestão apenas da microalga, apresentou aumento no rendimento da produção de metano com esterco bovino (MAHDY et al., 2017), com palha de trigo (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017a) e com uma espécie de capim (ZHANG et al., 2018). Nessas pesquisas as microalgas foram pré-tratadas e nos dois últimos estudos foi apontada a relação C/N da mistura dos substratos e estava entre 10 e 30.

Por outro lado, na digestão de *Chlorella* sp. com casca de café (PASSOS et al., 2018) o rendimento de metano foi maior na digestão com 100% de microalga. Os resultados foram atribuídos ao fato de a casca de café ser uma biomassa com arranjo complexo de lignina, celulose e hemicelulose (PASSOS et al., 2018).

Os estudos de codigestão envolvendo microalgas *Scenedesmus* sp. apresentaram aumento no rendimento de metano de aproximadamente 50% e 40%, em relação à digestão apenas da microalga, quando digeridas com esterco suíno (ASTALS et al., 2015) e lodos ativados (ARIAS et al., 2018), respectivamente. Nesse último, segundo Arais et al. (2018), a codigestão não melhorou significativamente a biodegradabilidade anaeróbia das microalgas, entretanto, aumentou a constante cinética da digestão.

Diversos estudos de codigestão de microalgas com resíduos orgânicos para melhorar a produção de metano foram desenvolvidos, e diante dos apresentados na Tabela 1, o melhor desempenho da codigestão foi obtido com resíduos de alimentos (ZHEN et al., 2016). Entretanto, os estudos de codigestão envolvendo biomassa algal cultivada em água residuária são escassos.

Tabela 1 - Resumo da produção de metano com diferentes substratos utilizados na codigestão anaeróbia com microalgas em reatores de batelada em escala de bancada

Tempo de operação, condições do reator, relação S/I* e observações	Substratos	Rendimento de metano	Referência
30 dias, 55 ± 1 °C, 0,25 g SV/g SV. As microalgas foram pré-tratadas enzimaticamente	•Microalgas <i>Chlorella vulgaris</i>	415 mL CH ₄ /g SV	Mahdy et al. (2017)
	•Esterco bovino	297-339 mL CH ₄ /g SV	
	•Microalgas: esterco= 80%:20%	431 mL de CH ₄ /g SV	
75 dias, 37 ± 1 °C, 1 g SV/g SV. Os dois substratos foram pré-tratados (10% de CaO e 72°C por 24 horas)	•Microalgas <i>Chlorella</i> sp. (C/N=7,4)	287 mL CH ₄ /g SV	Solé-Bundó et al. (2017a)
	•Palha de trigo (C/N=95,4)	304 mL CH ₄ /g SV	
	•Microalgas: palha de trigo= 20%:80% (C/N= 26,4)	315 mL CH ₄ /g SV	
35 °C	•Microalgas <i>Chlorella</i> sp. após extração de lipídios	128,80 mL CH ₄ /g SV	Zhang et al. (2018)
	• <i>Pennisetum</i> híbrido (capim)	203,8 mL CH ₄ /g SV	
	•Microalgas: capim= 25%:75% (C/N= 18,59)	207,35 mL CH ₄ /g SV	
45 dias e 37 °C	•Microalgas <i>Chlorella</i> sp.	123 mL CH ₄ /g SV	Wang et al. (2013)
	•Lodo ativado	302 mL CH ₄ /g SV	
	•Microalgas: lodo ativado= 4%:96%	298 mL CH ₄ /g SV	
27 dias, 35 °C, 0,5 g SV/g SV. Os dois substratos foram pré-tratados com hidrólise térmica (120°C, 60 min)	•Microalgas <i>Chlorella</i> sp. (C/N= 5,35)	219,7 mL CH ₄ /g SV	Passos et al. (2018)
	•Casca de café (C/N= 52,22)	137,0 mL CH ₄ /g SV	
	•Casca de café: microalgas= 6,25g SV/g SV)	196,1 mL CH ₄ /g SV	
67 dias, 37 °C, 0,5 g SV/g SV	•Microalgas <i>Scenedesmus</i> sp.	163 mL CH ₄ /g SV	Astals et al. (2015)
	•Microalgas: esterco suíno= 30%:70%	245 mL CH ₄ /g SV	
41 dias, 35 °C, 0,5 g DQO/g SV. Ambos os substratos foram pré-tratados enzimaticamente	•Microalgas <i>Scenedesmus</i> sp.	134 mL CH ₄ /g SV	Arias et al. (2018)
	•Lodo ativado	204 mL CH ₄ /g SV	
	•Microalgas: lodo ativado= 20%:80%	187 mL CH ₄ /g SV	
40 dias, 35 ± 1 °C, 0,5 g SV/g SV	•Microalgas <i>Chlorella</i> sp e <i>Scenedesmus</i> sp.	106,9 mL CH ₄ /g SV	Zhen et al. (2016)
	•Resíduos de alimentos	575,8 mL CH ₄ /g SV	
	•Microalgas: resíduos de alimentos= 20%:80%	639,8 mL CH ₄ /g SV	

Fonte: A Autora (2020).

*S/I: substrato/inóculo.

3.4.2.2 Lodo de esgoto e resíduos de alimentos

Muitos são os estudos realizados de codigestão de lodo de esgoto e resíduos de alimentos. Alguns deles estão reunidos na Tabela 2. Em geral, o lodo de esgoto é uma fonte de nitrogênio, enquanto o resíduo de alimento fornece carbono no processo de codigestão anaeróbia (STROOT et al., 2001; IACOVIDOU et al., 2012).

Os resultados de produção acumulada de metano dos estudos apresentados na Tabela 2 indicam que essa codigestão é uma estratégia eficaz de otimização da produção de metano. Portanto, o gerenciamento integrado do tratamento de esgoto e dos resíduos sólidos apresenta potencial de gerar bioenergia (CABBAI et al., 2013). Entretanto, conforme pode ser observado, os rendimentos de metano variam consideravelmente entre os estudos porque dependem de diversos fatores locais.

Tabela 2 - Resumo da produção de metano da codigestão anaeróbia lodo e resíduos de alimentos

Condições do reator, relação S/I* e observações	Substratos	Rendimento de metano	Referência
Reator de batelada em escala de bancada durante 14 dias, 35 ± 0,1 °C, 0,5 g SV/g SV	•Lodo primário	159 mL CH ₄ /g SV	Xie et al. (2017)
	•Resíduos de alimentos	652 mL CH ₄ /g SV	
	•Lodo primário: resíduos de alimentos= 50%:50%	799 mL CH ₄ /g SV	
Reator de batelada durante 40 dias, condição mesófila.	•Lodo de esgoto (lodo ativado + lodo primário)	318 mL CH ₄ /g SV	Sosnowski et al. (2008)
	•Resíduos de alimentos	234 mL CH ₄ /g SV	
	•Lodo de esgoto: resíduos de alimentos= 75%:25%	439 mL CH ₄ /g SV	
Reator de batelada em escala de bancada durante 30 dias, 37 °C, 0,5 g SV/g SV	•Lodo de esgoto (lodo ativado + lodo primário)	249 mL CH ₄ /g SV	Cabbai et al. (2013)
	•Resíduos de alimentos	491 mL CH ₄ /g SV	
	•Lodo de esgoto: resíduos de alimentos= 0,5 g SV/g SV	365 mL CH ₄ /g SV	
Reator de mistura completa em escala piloto com taxa de carga orgânica de 6 g SV/L dia, 35 ± 2 °C.	• Lodo ativado: resíduos de restaurante: resíduos de frutas e vegetais= 60%:26,7%:13,3%	480 mL biogás/g SV	Gao et al. (2016)
	•Lodo ativado: resíduos de restaurante: resíduos de frutas e vegetais= 25%:50%:25%	720 mL biogás/g SV	
Reator de batelada em escala de bancada durante 40 dias, 0,2 g SV/g SV, 35 °C.	• Lodo ativado (C/N:5,6)	159 mL CH ₄ /g SV	Heo et al. (2004)
	•Resíduos de alimentos	489 mL CH ₄ /g SV	
	•Lodo ativado: resíduos de alimentos= 10%:90%	407 mL CH ₄ /g SV	
Reator de mistura completa em escala piloto com taxa de carga orgânica de 4,8 g SV/L dia, 35 ± 2 °C.	•Lodo de esgoto: resíduos de alimentos: resíduos de frutas e vegetais =25%:50%:25% (C/N :12,9)	430 mL CH ₄ /g SV	Liu et al. (2012)

Fonte: A Autora (2020).

*S/I: substrato/inóculo.

O processo de digestão anaeróbia envolvendo lodos ativados (LA) é uma alternativa economicamente atrativa, visto que a produção de metano apresenta potencial de compensar os custos com eletricidade, manutenção e operação que são necessários nos tratamentos aeróbios de esgoto (KIM & KANG, 2015).

3.4.2.3 Uso do conteúdo ruminal como cosubstrato

O conteúdo ruminal é gerado no abate de bovinos em matadouros e em frigoríficos e não é destinado ao consumo humano. Portanto, esse subproduto é considerado um resíduo e é rico em matéria orgânica e em microrganismos, visto que o rúmen corresponde à primeira câmara do estômago dos ruminantes e apresenta alimentos consumidos pelo animal em diversos estágios de fermentação (HOBSON & STEWART, 1997).

No rúmen são encontrados microrganismos anaeróbios mesofílicos, incluindo protozoários, bactérias, fungos e arqueias. É um sistema natural de degradação de celulose e os microrganismos presentes nesse compartimento do estômago de ruminantes são eficientes na digestão de biomassa lignocelulósica (YUE et al., 2013; BARRAGÁN-TRINIDAD et al., 2017).

Os resíduos de matadouros são considerados substratos promissores na produção de biogás, visto que costumam apresentar alta concentração de matéria orgânica, proteínas e lipídios (PALATSI et al., 2011). Entretanto, a digestão anaeróbia desses resíduos é sensível e sujeita a falhas, devido ao acúmulo de amônia e AGVs (BAYR et al., 2012; PAGÉS-DÍAZ et al., 2014). A codigestão com outros substratos tem sido considerada uma solução para esses problemas (PALATSI et al., 2011; PAGÉS-DÍAZ et al., 2014).

Os resíduos de matadouros são compostos, principalmente, por conteúdo do estômago e do intestino (BAYR et al., 2012). A codigestão anaeróbia com proporções iguais de resíduos sólidos de matadouros bovinos, esterco, resíduos de colheitas e resíduos sólidos municipais foi analisada por Pagés-Díaz et al. (2014) em escala de laboratório e observaram interação sinérgica na mistura, resultando em um rendimento de metano de 655 mL CH₄/g SV_{adicionado}.

A codigestão de resíduo ruminal com aguapé (*E. crassipes*) foi investigada por Omondi et al. (2019) através de testes em batelada e concluiu que a codigestão melhorou o rendimento de biogás. Experimentos de codigestão anaeróbia com fluido ruminal como cosubstrato foram desenvolvidos por Alrawi et al. (2011) e os resultados mostraram que a codigestão de fluido ruminal e efluente da fabricação de óleo de palma em condições mesofílicas foi mais eficaz em termos de produção de metano e de remoção de DQO em comparação com a digestão apenas do efluente.

Estudos do conteúdo ruminal como um substrato na digestão anaeróbia são raros, todavia, a utilização do fluido ruminal como inóculo foi objeto de estudo de diversas publicações (YUE et al., 2013, DENG et al., 2017; JIN et al., 2018). Estudos concluíram que o inóculo de origem ruminal, em comparação com outras fontes de microrganismos, apresenta maior atividade hidrolítica e acidogênica (DENG et al., 2017; JIN et al., 2018).

Jin et al. (2018) estudaram o aprimoramento da codigestão de palha de milho e esterco de porco através da utilização do fluido ruminal, obtido coando o conteúdo ruminal em duas camadas de gaze, como inóculo. Resultados positivos de produção de biogás foram obtidos com a combinação da digestão conjunta de dois substratos e da inoculação com microrganismos ruminais. Deng et al. (2017) realizaram experimentos com co-inoculação do líquido ruminal com lodo anaeróbio para melhorar a metanogênese de palha de arroz e obtiveram resultados promissores também.

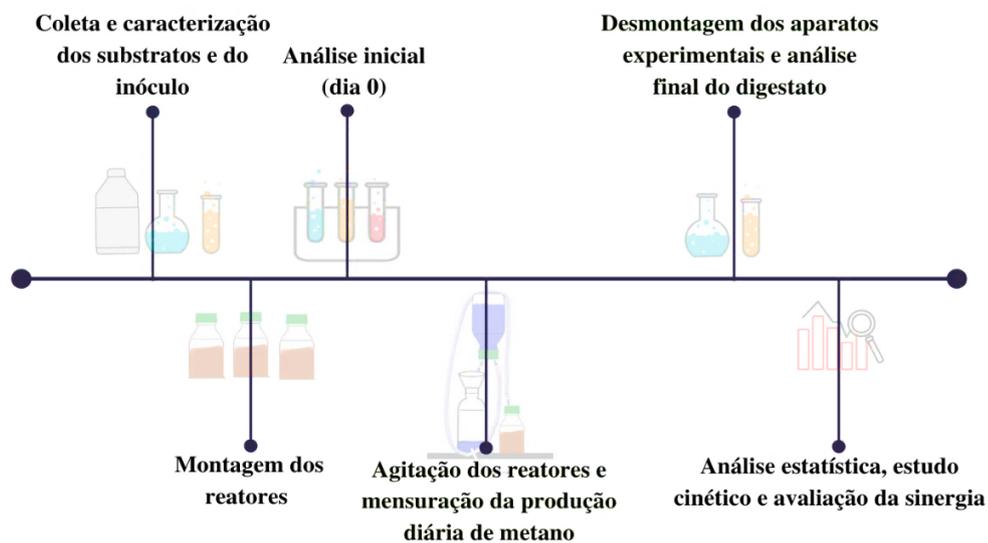
Barragán-Trinidad et al. (2017) demonstrou que o fluido ruminal tem potencial de contribuir para a digestão anaeróbia de microalgas, melhorando a eficiência da hidrólise e o rendimento de metano. Estudos já mostraram também que os fungos anaeróbios presentes no rúmen são capazes de melhorar a biodegradabilidade da biomassa de microalgas, visto que favorece a ruptura da parede celular desse substrato. Além disso, o rendimento de metano da digestão anaeróbia de microalgas *H. Pluvialis* com inóculo ruminal composto por 20% de fungos aumentou em 41% em relação a digestão sem fungos no fluido ruminal (AYDIN et al., 2017).

Diante do exposto, a utilização do conteúdo ruminal como cosubstrato na codigestão anaeróbia apresenta potencial de melhorar a digestibilidade de substratos complexos, como a biomassa algal, e aumentar a produtividade de metano. Isso porque no primeiro compartimento do estômago de ruminantes há elevada quantidade de matéria orgânica, além da presença de microrganismos hidrolíticos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), no Centro de Tecnologia e Geociência (CTG) da UFPE, em Recife, Pernambuco, Brasil. A pesquisa foi realizada em três etapas experimentais no intuito de avaliar a codigestão anaeróbia de diferentes combinações de substratos: biomassa algal e resíduos de alimentos (experimento 1), lodo ativado e resíduos de alimentos (experimento 2) e biomassa algal e conteúdo ruminal bovino (experimento 3). As etapas metodológicas descritas na Figura 3 foram realizadas nos três experimentos.

Figura 3 – Etapas realizadas nos três experimentos



Fonte: A Autora (2020).

Os experimentos de codigestão ocorreram em escala laboratorial, através da avaliação do potencial bioquímico de metano (PBM). Similarmente, o inóculo foi avaliado através de teste de atividade metanogênica (AME). O procedimento metodológico em cada teste pode ser verificado nos itens subsequentes.

4.1 TESTE DE ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA (AME) DO INÓCULO

O teste de AME consiste em um reator com inóculo, solução nutriente e solução de um substrato de fácil degradação, com o intuito de definir a capacidade máxima de produção de metano dos microrganismos anaeróbios presentes no inóculo (AQUINO et al., 2007). O substrato utilizado foi uma solução de ácidos graxos voláteis (AGV), composta por acetato, propionato e butirato na proporção de 100:100:100 g/L, respectivamente, de acordo com Aquino et al. (2007).

A solução nutriente utilizada é formada por solução de macronutrientes e micronutrientes, de acordo com Florencio et al. (1993), e está detalhada na Tabela 3. No momento da montagem dos reatores, 1mL de solução de micronutrientes foi adicionado a 1L de solução de macronutrientes e o volume utilizado em cada reator correspondeu a 20% do volume útil.

Tabela 3 - Concentração dos reagentes na solução de nutrientes

Solução	Reagente	Concentração (g/L)
Macronutrientes	NH ₄ Cl	0,280
	K ₂ HPO ₄	0,252
	MgSO ₄ .7H ₂ O	0,100
	CaCl ₂	0,007
	NaHCO ₃	0,400
	Extrato de levedura	0,100
Micronutrientes	FeCl ₂ .4H ₂ O	2,000
	ZnCl ₂	0,050
	MnCl ₂ .4H ₂ O	0,500
	NiCl ₂ .6H ₂ O	0,142
	NaSeO ₃ .5H ₂ O	0,164
	H ₃ BO ₃	0,050
	CuCl ₂ .2H ₂ O	0,038
	CoCl ₂ .6H ₂ O	2,000
	AlCl ₃ .6H ₂ O	0,090
	(NH ₄) ₆ .Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,050
	EDTA	1,000
	Resazurina	0,200
HCl	1,000 (mL/L)	

Fonte: Adaptado de Florencio et al. (1993)

O teste de AME foi realizado em frasco de 250mL, em triplicata, com *headspace* de 20%. O teste foi feito no lodo anaeróbio utilizado como inóculo em todos os experimentos. O lodo foi proveniente de um reator UASB (Figura 4), operando em um condomínio residencial para tratar efluentes domésticos, localizado em Igarassu, Pernambuco, Brasil. A amostragem foi realizada a 50 cm da base do reator e o lodo anaeróbio foi refrigerado a 4°C até a utilização nos experimentos.

Figura 4 - Reatores UASB de um condomínio residencial localizado em Igarassu – fonte do inóculo

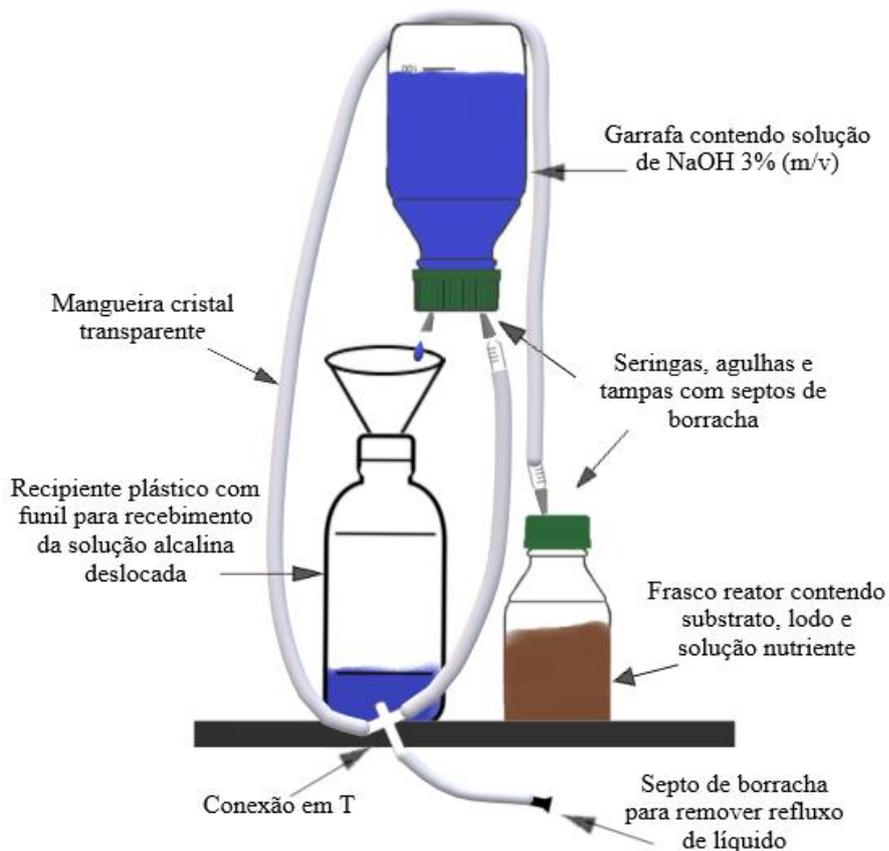


Fonte: A Autora (2020).

4.2 TESTE DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM)

A biodegradabilidade anaeróbia dos substratos é comumente avaliada por um teste biológico, o teste de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), o qual produz resultados da quantidade máxima de metano produzida e da cinética de produção (LESTEUR et al., 2010). O teste de PBM foi realizado para diferentes combinações de resíduos e consistiu na incubação anaeróbia de resíduos em conjunto com inóculo e nutrientes. A produção de metano foi mensurada nos três experimentos de codigestão através do mesmo aparato utilizado nos testes de AME (Figura 5).

Figura 5 - Figura esquemática do aparato utilizado nos testes de AME e de PBM



Fonte: Adaptado de Aquino et al. (2007).

A produção diária de metano foi medida de acordo com Aquino et al. (2007), através de gravimetria, a partir do deslocamento da solução de hidróxido de sódio (NaOH - 3% m/v) de uma garrafa invertida, conectada ao reator através de mangueira de cristal transparente, para um recipiente plástico. O volume deslocado de NaOH, corresponde ao volume de metano (CH_4) produzido, uma vez que a solução alcalina promove a lavagem do biogás, absorvendo o CO_2 .

Os testes de PBM foram realizados em frascos de 250mL, em triplicata, com *headspace* de 20% (Figura 6). A relação substrato/inóculo (S/I) adotada foi de 0,5g SV/g SV, com concentração inicial do substrato de 2g SV/L. Essa razão foi adotada para garantir elevada atividade microbiana e baixo risco de sobrecarga (ANGELIDAKI & SANDERS, 2004).

Figura 6 - Reatores para teste AME e PBM



Fonte: A Autora (2020).

Após a adição do(s) substrato(s), do inóculo e da solução de nutrientes nos reatores (Tabela 3), foi adicionada água deionizada para obter o volume útil e as concentrações de substrato e inóculo utilizadas no experimento. Posteriormente, o pH dos reatores foi corrigido para 7, os frascos foram vedados e o *headspace* foi purgado por 2 minutos com gás nitrogênio (N₂) a fim de garantir a condição anaeróbia do sistema. A incubação foi feita sob condição de temperatura mesofílica em sala termostalizada (30 ± 2°C). Os reatores foram envoltos com papel alumínio para evitar a penetração da luz e foram agitados manualmente após cada pesagem.

Os experimentos foram finalizados quando a produção acumulada de metano se estabilizou e os resultados foram expressos em produção específica de metano (mL CH₄/g SV_{de} substrato adicionado). Com o propósito de considerar a evaporação que ocorre no recipiente de plástico foram posicionados 3 recipientes na sala termostalizada com diferentes volumes da solução alcalina, os quais foram pesados diariamente.

Análises físico-químicas foram realizadas no início e no final dos experimentos. Para as análises iniciais foram montados reatores sacrifício de cada configuração adotada e após a amostragem, o conteúdo dos reatores foi descartado. No final do experimento, amostras dos digestatos também foram coletadas para análise.

Para determinar as melhores condições e fatores significativos na produção de metano através da codigestão, foi analisada a variação da proporção entre os substratos baseada nos SV. Além disso, reatores apenas com o inóculo (branco) foram preparados com o intuito de quantificar a produção de metano pela respiração endógena. A produção de metano de cada condição de combinação de substrato foi subtraída pela produção de metano da respiração endógena. A descrição dos reatores, de acordo com o substrato, submetidos ao teste de PBM de cada experimento está apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 - Configuração de operação dos reatores nos experimentos

	Reator	Proporção dos substratos
Experimento 1	BA100%:RA0%	100% biomassa algal:0% resíduo de alimento
	BA80%:RA20%	80% biomassa algal:20% resíduo de alimento
	BA50%:RA50%	50% biomassa algal:50% resíduo de alimento
	BA20%:RA80%	20% biomassa algal:80% resíduo de alimento
	BA0%:RA100%	0% biomassa algal:100% resíduo de alimento
	RE	0% biomassa algal:0% resíduo de alimento
	Reator	Proporção dos substratos
Experimento 2	LA100%:RA0%	100% lodo ativado:0% resíduo de alimento
	LA80%:RA20%	80% lodo ativado:20% resíduo de alimento
	LA50%:RA50%	50% lodo ativado:50% resíduo de alimento
	LA20%:RA80%	20% lodo ativado:80% resíduo de alimento
	LA0%:RA100%	0% lodo ativado:100% resíduo de alimento
	RE	0% lodo ativado:0% resíduo de alimento
	Reator	Proporção dos substratos
Experimento 3	RB100%:BA0%	100% conteúdo ruminal:0% biomassa algal
	RB80%:BA20%	80% conteúdo ruminal:20% biomassa algal
	RB50%:BA50%	50% conteúdo ruminal:50% biomassa algal
	RB20%:BA80%	20% conteúdo ruminal:80% biomassa algal
	RB0%:BA100%	0% conteúdo ruminal:100% biomassa algal
	RE	0% conteúdo ruminal:0% biomassa algal

Fonte: A Autora (2020).

BA= biomassa algal, LA= lodo ativado, RA= resíduo de alimento, RB= conteúdo ruminal (rúmen bovino), RE= respiração endógena

4.3 MÉTODOS ANALÍTICOS

As análises físico-químicas foram baseadas no *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) conforme Tabela 5 e foram realizadas para a

caracterização dos substratos e do inóculo, o monitoramento da biodegradabilidade dos substratos e para a análise do digestato. Nos experimentos com biomassa algal, a identificação dos gêneros dominantes foi realizada em microscópio óptico binocular (Leica-DME). Além disso, após a codigestão também foi realizada avaliação microscópica do digestato nos experimentos com biomassa algal.

Tabela 5 - Parâmetros e métodos analíticos para a caracterização dos substratos

Parâmetros	Métodos	Referências (SM*)
pH	Eletrométrico	
Alcalinidade total e parcial	Titulométrico	2320 B
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Colorimétrico	5220 D
Nitrogênio total	Titulométrico	4500-NTK B
Nitrogênio amoniacal	Titulométrico	4500-NH ₃ C
Fósforo total	Colorimétrico	4500-P C
Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)	Gravimétrico	2540 G
Ácidos graxos voláteis totais (AGV)	Cromatográfico	5560 D

*Standards Methods for The Examination of Water and Wastewater

A DQO dos resíduos de alimentos e do conteúdo ruminal foi obtida com base na metodologia descrita por Guilford (2017). Para caracterização dos substratos, a concentração do carbono orgânico total (COT) foi estimada a partir da concentração de matéria orgânica (DQO), de acordo com a Equação 1 (CARMO & SILVA, 2012).

$$\text{COT (mg/L)} = 0,425 \times \text{DQO (mg/L)} - 2,064 \quad (1)$$

4.4 ANÁLISE DO EFEITO SINÉRGICO OU ANTAGÔNICO NO PROCESSO DE CODIGESTÃO

O processo de codigestão anaeróbia pode resultar em efeitos sinérgicos, os quais refletem em um aumento no rendimento de metano do substrato individual na mistura ou em uma melhora na cinética de produção de metano ou na combinação de ambos (XIE et al., 2017). A presença de sinergia na codigestão foi analisada por meio dos resultados dos testes de PBM, através da razão entre o rendimento de metano na codigestão e o rendimento ponderado de metano da digestão individual dos substratos, de acordo com a Equação 2 (BOHUTSKYI et al., 2018).

$$y = \frac{\text{CH}_4(\text{S1: S2})}{\text{CH}_4(\text{S1}) \times \%S1 + \text{CH}_4(\text{S2}) \times \%S2} \quad (2)$$

Em que:

y = aumento no rendimento de metano;

CH_4 (S1:S2)= produção de metano na codigestão;

CH_4 (S1)= produção de metano na digestão apenas do substrato 1;

CH_4 (S2)= produção de metano na digestão apenas do substrato 2;

%S1= percentual do substrato 1 na codigestão;

%S2= percentual do substrato 2 na codigestão.

Se o aumento no rendimento de metano (y) for acima de 1, a codigestão tem um efeito sinérgico, se for igual a 1, não tem efeito sinérgico e se for menor do que 1, a codigestão tem efeito antagônico.

4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS E MODELAGEM CINÉTICA

Os parâmetros cinéticos da codigestão e da digestão de apenas um dos substratos, quando apresentava fase *lag*, foram obtidos através do modelo de regressão de Gompertz modificado (Equação 3). Quando a situação de produção apresentou ausência de fase *lag*, o modelo utilizado foi de cinética de primeira ordem (Equação 4) (FAVARO et al., 2013; ZHEN et al., 2016).

$$B_{(t)} = B_0 \exp \left\{ -\exp \left[R e \frac{(\lambda - t)}{B_0} + 1 \right] \right\} \quad (3)$$

Em que:

$B_{(t)}$ = produção acumulada de metano no tempo t (d) (mL/g SV);

B_0 = produção máxima de metano (mL/g SV);

R = taxa de produção de metano (mL/g SV d);

λ = tempo de latência ou fase *lag* (d);

e = constante adimensional de Euler (2,71828).

$$B_{(t)} = B_0 [1 - \exp(-k t)] \quad (4)$$

Em que:

$B_{(t)}$ = produção acumulada de metano no tempo t (d) (mL/g SV);

B_0 = produção máxima de metano (mL/g SV);

k = constante de hidrólise ou constante de degradação cinética (d^{-1});

e = constante adimensional de Euler.

Os valores médios da produção acumulada de metano da triplicata de cada condição experimental foram utilizados para obter B_0 , R e λ ou B_0 e k , dependendo do modelo cinético utilizado. As estimativas dos parâmetros foram obtidas através de regressão não-linear com o auxílio do software STATISTICA® 10.

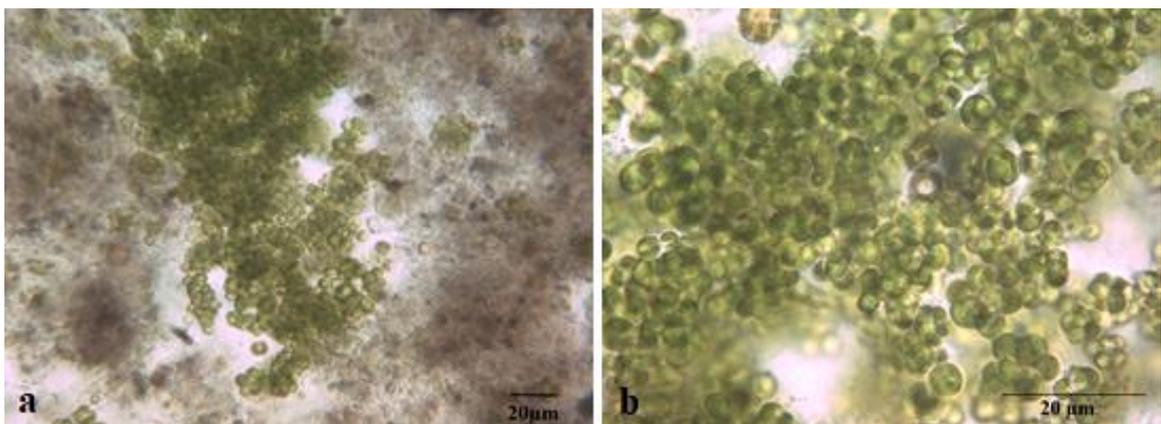
Os resultados finais dos testes de PBM foram submetidos ao teste de rejeição de valores dispersos (Teste Q de Dixon) para verificar a presença de *outliers* e, quando necessário, eliminar uma triplicata. Posteriormente, as produções acumuladas de metano das diferentes condições de codigestão foram avaliadas por análise de variância (ANOVA de um fator) com um nível de confiança de 95% (p -valor $< 0,05$) para determinar se houve diferenças estatísticas significativas entre os resultados obtidos.

4.6 SUBSTRATOS UTILIZADOS NOS EXPERIMENTOS

4.6.1 Experimento 1 – Biomassa algal e resíduos de alimentos

A biomassa algal e resíduos de alimentos foram utilizados como substratos na digestão anaeróbia do experimento 1. A biomassa algal era composta predominantemente por microalgas *Micractinium* sp. e poucas diatomáceas *Cyclotella* sp. (Figura 7). Esse substrato foi proveniente de uma lagoa de alta taxa (LAT) em escala piloto (Figura 8) com dimensões de 6x1,4 m, apresentando volume útil de 2,4 m³ e TDH de 2 dias, utilizada para pós-tratamento de efluente de um reator UASB localizado na ETE da Mangueira (Recife, PE).

Figura 7 - Imagem microscópica da biomassa algal proveniente de lagoa de alta taxa utilizada no experimento 1.



Fonte: A Autora (2020).

Magnitude: 40x (a) e 100x (b)

Figura 8 - Lagoa de alta taxa – fonte da biomassa algal



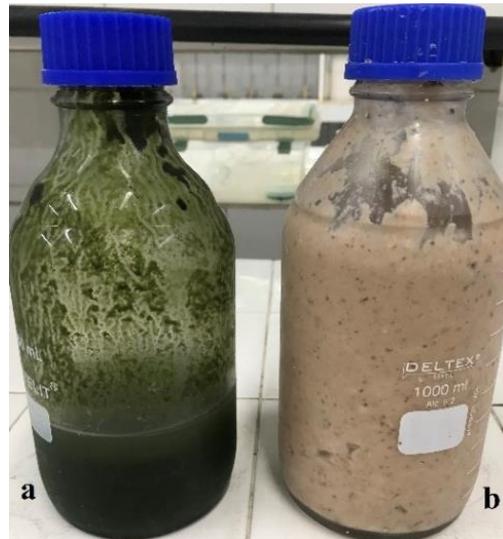
Fonte: A Autora (2020).

A concentração da biomassa algal foi realizada através do método de decantação por 24 horas em cones *Imhoff* de vidro e posterior centrifugação a 3.000 rpm durante 10 min. Para remoção de materiais flutuantes e outros sólidos suspensos indesejáveis, a biomassa foi lavada, ressuspensa em água deionizada e centrifugada novamente.

Os resíduos de alimentos foram coletados no restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) localizado em Recife, Pernambuco, Brasil e passaram por uma triagem para eliminar os materiais não orgânicos. O resíduo era composto, principalmente, por arroz, macarrão e carne bovina. Após triagem, foram diluídos em água da torneira (na proporção de 1mL de água para cada 1g de alimento) e triturados com o auxílio de um liquidificador industrial (BERMAR/BM 31 NR). Os alimentos foram triturados para aumentar a área superficial específica disponível do substrato para ação dos microrganismos nos testes anaeróbios (LESTEUR et al., 2010).

Na Figura 9 estão representados os substratos após a concentração da biomassa algal e a trituração dos resíduos de alimentos. Ambos os substratos foram caracterizados e refrigerados a 4 °C até a utilização nos experimentos.

Figura 9 - Biomassa algal (a) e resíduos de alimentos (b)



Fonte: A Autora (2020).

4.6.2 Experimento 2 – Lodo ativado e resíduos de alimentos

Lodo ativado e resíduos de alimentos foram utilizados como substratos na digestão anaeróbia do experimento 2. O primeiro substrato foi proveniente de uma ETE localizada em Paulista, PE (Figura 10).

Figura 10- Ponto de coleta do lodo ativado na ETE



Fonte: A Autora (2020).

Os resíduos de alimentos também foram coletados no restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) localizado em Recife, Pernambuco, Brasil e passaram por uma triagem para eliminar os materiais não orgânicos. O resíduo era composto,

principalmente, por arroz, macarrão e vegetais. Após triagem, foram diluídos em água da torneira (na proporção de 1mL de água para cada 1g de alimento) e triturados com o auxílio de um liquidificador industrial (BERMAR/BM 31 NR), de forma semelhante à realizada no experimento 1.

Na Figura 11 estão representados os dois substratos após a coleta e armazenamento do lodo ativado e a diluição e trituração dos resíduos de alimentos. Ambos foram caracterizados e refrigerados a 4 °C até a utilização nos experimentos.

Figura 11- Lodo ativado (a) e resíduos de alimentos (b)



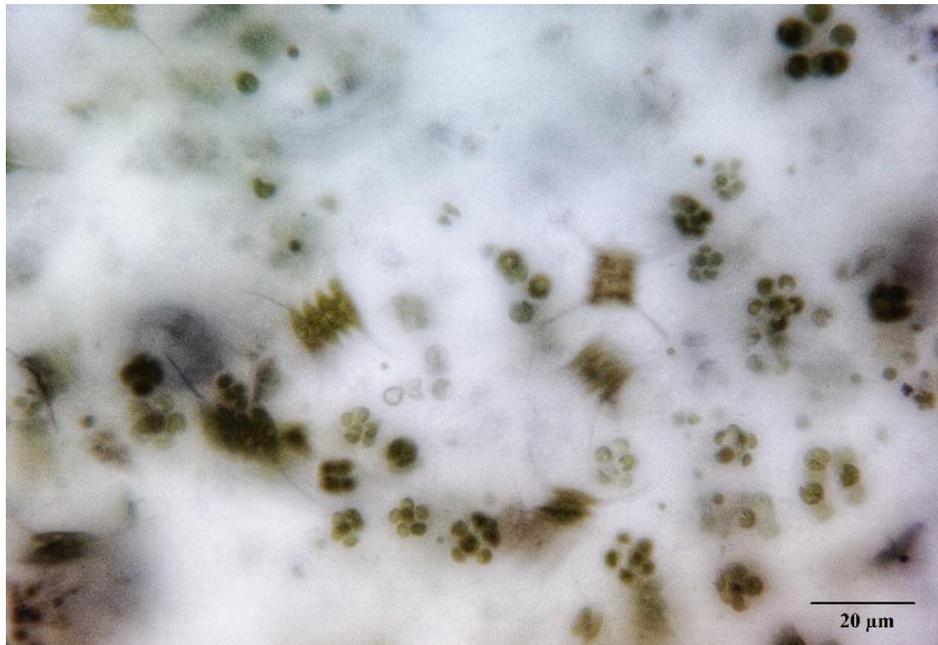
Fonte: A Autora (2020).

4.6.3 Experimento 3 – Biomassa algal e conteúdo ruminal bovino

A biomassa algal e conteúdo ruminal bovino foram utilizados como substratos na digestão anaeróbia do experimento 3. A biomassa algal era composta predominantemente por microalgas *Micractinium* sp. e *Scenedesmus* sp. (Figura 12). Esse substrato foi proveniente de uma LAT em escala piloto com as mesmas condições da utilizada no experimento 1, mas com um volume útil de 4,15 m³. A concentração da biomassa algal foi realizada de forma semelhante a executada na biomassa algal do experimento 1.

O conteúdo ruminal bovino foi coletado de um matadouro municipal de Paulista, Pernambuco. A coleta foi realizada logo após o abate dos animais e foi coletado de dois animais, um com dieta a base de milho e outro com dieta a base de capim. Após a amostragem, o conteúdo do rúmen foi transportado até o Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA-UFPE).

Figura 12 - Imagem microscópica da biomassa algal proveniente de lagoa de alta taxa utilizada no experimento 3 (Magnitude: 40x)



Fonte: A Autora (2020).

Para obter a homogeneização do substrato, o conteúdo ruminal bovino foi diluído e triturado de forma semelhante aos resíduos de alimentos nos experimentos 1 e 2. O substrato antes e após a diluição e trituração pode ser observado na Figura 13.

Figura 13- Conteúdo ruminal bovino utilizado como substrato nos ensaios de batelada após a coleta (a) e após a diluição e trituração (b)



Fonte: A Autora (2020).

Na Figura 14 estão representados os substratos após a trituração do conteúdo ruminal bovino e a concentração da biomassa algal. Ambos foram caracterizados e refrigerados a 4 °C até a utilização nos experimentos.

Figura 14- Biomassa algal (a) e conteúdo ruminal bovino (b)



Fonte: A Autora (2020).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 EXPERIMENTO 1 – CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIOMASSA ALGAL E RESÍDUOS DE ALIMENTOS

5.1.1 Caracterização da biomassa algal e dos resíduos de alimentos

A caracterização da biomassa algal e dos resíduos de alimentos está apresentada na Tabela 6 na forma de média \pm desvio padrão. É possível verificar que os resíduos de alimentos apresentam valor de pH abaixo de 4,0 possivelmente associado à presença de ácidos graxos voláteis derivados das etapas iniciais de degradação anaeróbia (hidrólise e acidogênese) ainda nos recipientes de armazenamento de resíduos do restaurante universitário. O pH ácido dos resíduos de alimentos também foi reportado por outros autores (CABBAI et al., 2013; ZHEN et al., 2016).

As quantidades de material orgânico (DQO) e nitrogênio (NTK) são cerca de 44 e 22 vezes, respectivamente, maiores nos resíduos alimentares do que na biomassa algal.

Tabela 6 - Caracterização da biomassa algal e dos resíduos de alimentos

Parâmetros	Biomassa algal	Resíduos de alimentos
pH	6,69 \pm 0,01	3,71 \pm 0,02
Alcalinidade total (mg/L)	679 \pm 25,17	NR ²
Alcalinidade parcial (mg/L)	349 \pm 61,66	NR ²
Demanda Química de Oxigênio (g/L)	28 \pm 1,12	1.238 \pm 142,12
Nitrogênio total - NTK (mg/L)	1.483 \pm 128,29	33.587 \pm 3.000,57
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	38 \pm 9,32	NR ²
Fósforo total (mg/L)	275 \pm 14,35	NR ²
Sólidos totais (g/L)	24 \pm 2,37	250 \pm 5,48
Sólidos voláteis (g/L)	17 \pm 2,71	240 \pm 5,46
Relação C/N ¹	8,03	15,68

Fonte: A Autora (2020).

¹C/N= COT/NTK, ²NR= não realizada

Verificou-se que a relação C/N da biomassa algal é inferior ao valor de referência para a ocorrência de um processo de digestão anaeróbia equilibrado. Desta forma, a mistura deste substrato com o resíduo alimentar representa uma alternativa para alcançar melhores condições bioquímicas iniciais e assim promover a produção de metano a partir dos dois substratos.

5.1.2 Caracterização do inóculo

O inóculo utilizado como consórcio microbiano em todos os experimentos desenvolvidos no presente trabalho apresentou teor de sólidos totais de 68 \pm 1,16 g ST/L e teor de sólidos suspensos voláteis de 39 \pm 1,68 g SV/L. A AME do lodo anaeróbio foi de 0,180 g DQO-CH₄/g SV. d.

5.1.3 Relação C/N dos reatores

A Tabela 7 mostra a relação C/N dos reatores submetidos aos testes de PBM. Em geral, os reatores com cosubstrato atenderam a recomendação mínima da proporção de fonte de carbono e nitrogênio (relação C/N entre 10 e 30). O estudo do efeito da relação C/N na produção de metano foi realizado através dos resultados dos testes de PBM.

Tabela 7 - Descrição da relação C/N dos reatores do experimento 1

Reator	Relação C/N
BA100%:RA0%	8,03
BA80%:RA20%	9,56
BA50%:RA50%	11,86
BA20%:RA80%	14,15
BA0%:RA100%	15,68

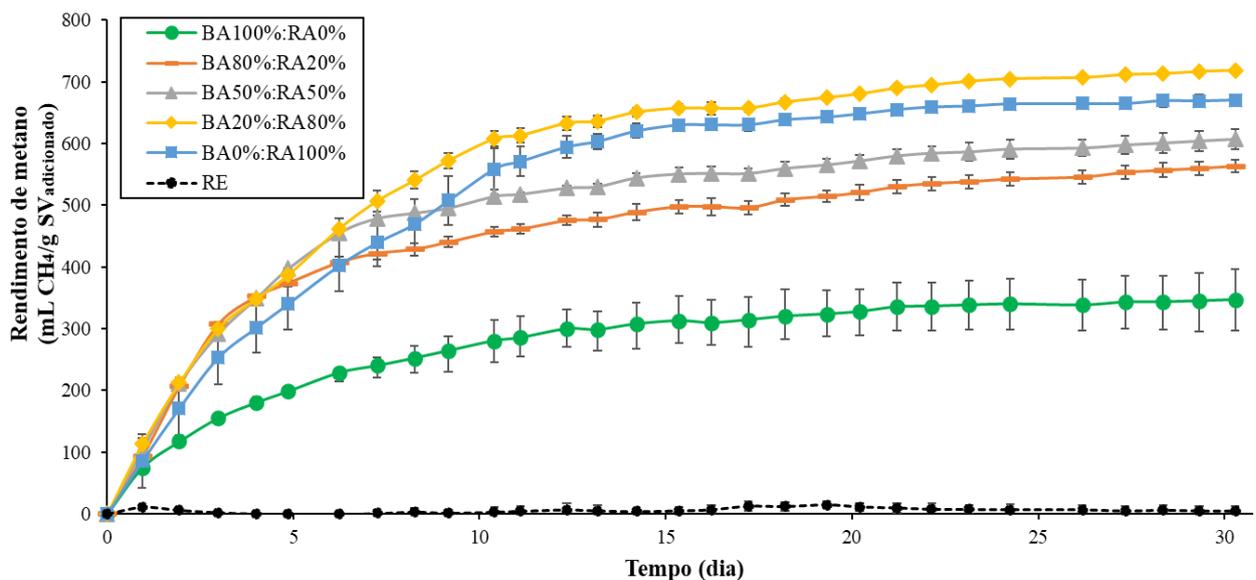
Fonte: A Autora (2020).

BA= biomassa algal, RA= resíduo de alimento

5.1.4 Teste do potencial bioquímico de metano (PBM)

A produção de metano para a diferentes combinações de biomassa algal e resíduos de alimentos e para a digestão individual dos substratos durante os 30 dias do teste consta na Figura 15. A produção de metano foi significativa durante os primeiros dias do experimento e a inexistência de fase *lag*, ou de adaptação, indica uma boa biodegradabilidade.

Figura 15 - Produção de metano em testes de PBM para codigestão de biomassa algal (BA) e resíduos de alimentos (RA) sob diferentes proporções dos substratos, além da produção correspondente à respiração endógena (RE)



Fonte: A Autora (2020).

Os reatores apenas com biomassa algal (BA100%:RA0%) apresentaram o menor rendimento de metano ($347 \pm 60,46$ mL CH₄/g SV_{adicionado}). Esse resultado foi superior ao relatado por Wang e Park (2015) com *Micractinium* sp. (209 mL CH₄/g SV_{adicionado}). Deve-se levar em consideração que a biodegradabilidade das microalgas e, conseqüentemente, o rendimento de biogás variam de acordo com as condições de crescimento e com as diferentes espécies das microalgas (MUSSGNUM et al., 2010; WANG & PARK, 2015).

O menor rendimento de metano foi obtido na digestão com 100% de microalgas e pode ser atribuído à estrutura da parede celular que é formada, predominantemente, por compostos de baixa biodegradabilidade (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017a). O maior desempenho da produção de metano na codigestão anaeróbia ($718,50 \pm 4,60$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) foi obtido com a razão de 20% de biomassa algal e 80% de resíduos de alimentos (BA20%:RA80%) e correspondeu a um aumento de 2,07 vezes em relação à digestão apenas com biomassa algal. Essa condição corresponde à uma relação C/N de 14,15 e está dentro dos níveis ótimos para o processo de digestão anaeróbia indicados pela literatura. A produção de metano diminuiu para $670,75 \pm 7,78$ mL CH₄/g SV_{adicionado} na digestão de apenas resíduos alimentares.

O efeito positivo da codigestão de consórcio de microalgas (*Chlorella* sp. e *Scenedesmus* sp.) e resíduos alimentares também foi observado por Zhen et al. (2016) que obteve um rendimento de metano de $639,8 \pm 1,3$ mL CH₄/g SV_{adicionado} para a razão de 0,2:0,8 (microalgas:resíduo alimentar).

A produção específica de metano oriunda dos reatores BA100%:RA0% e BA0%:RA100% serviu de indicação e comparação do sinergismo metabólico com os reatores com cosubstrato. O efeito da codigestão pode ser observado na Tabela 8. Efeito sinérgico foi encontrado para as três condições de codigestão analisadas nesse estudo, isto é, a sinergia entre os substratos resultou na melhoria do rendimento acumulado de metano.

Tabela 8 - Produção acumulada de metano e efeito sinérgico dos reatores do experimento 1

Reator	Produção acumulada de metano	Efeito
BA100%:RA0%	$347,00 \pm 60,46$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	-
BA80%:RA20%	$563,25 \pm 10,25$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
BA50%:RA50%	$607,38 \pm 16,79$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
BA20%:RA80%	$718,50 \pm 4,60$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
BA0%:RA100%	$670,75 \pm 7,78$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	-

Fonte: A Autora (2020).

Resultados positivos relacionados ao aumento da produção de metano da digestão de microalgas com outros substratos em condições mesofílicas foram obtidos com esterco bovino (MAHDY et al., 2017), palha de trigo (SOLE-BUNDÓ et al., 2017a), capim (ZHANG et al., 2018), esterco suíno (ASTALS et al., 2015) e lodo ativado (ARIAS et al., 2018). O rendimento de metano obtido para esses substratos foi entre 187 e 431 mL CH₄/g SV_{adicionado}.

A codigestão de biomassa algal com resíduos de alimentos realizada neste experimento apresentou resultado significativamente superior aos identificados na literatura com outros substratos, demonstrando que os resíduos de alimentos são capazes de maximizar a produção de metano a partir da biomassa algal. Segundo Jang et al. (2015), esse fato pode ser atribuído à alta biodegradabilidade dos resíduos alimentares, ao aumento da comunidade microbiana e de enzimas hidrolíticas responsáveis pela solubilização das paredes celulares das microalgas.

Os valores de pH, apresentados na Tabela 9, indicaram que os digestores apresentaram uma boa capacidade tampão do meio reacional e os sistemas permaneceram estáveis, uma vez que os valores se mantiveram dentro do intervalo de 6,7 a 7,5, ideal para microrganismos anaeróbios mesofílicos (WELLINGER et al., 2013).

Segundo Siegert e Banks (2005) o nível de inibição por AGV na digestão anaeróbia é acima de 6.000 mg/L. Os resultados obtidos no presente estudo (Tabela 9) sugerem um baixo risco de acidificação do sistema, visto que a concentração inicial e final de AGVs foram significativamente abaixo do nível de inibição. Em relação ao AGV do dia 0, os valores foram aumentando com a maior adição de resíduos de alimentos. Esse fato está possivelmente associado à ocorrência das etapas iniciais de degradação anaeróbia (hidrólise e acidogênese) ainda nos recipientes de armazenamento de resíduos de alimentos.

Tabela 9- Monitoramento, inicial e final, do pH e dos AGVs

Reator	pH		AGV (mg/L)	
	Inicial	Final ¹	Inicial	Final ¹
BA100%:RA0%	7,00 ± 0,04	7,04 ± 0,06	90,84 ± 1,37	88,43 ± 8,66
BA80%:RA20%	7,05 ± 0,04	6,94 ± 0,01	114,16 ± 35,50	138,28 ± 3,29
BA50%:RA50%	7,00 ± 0,01	6,91 ± 0,03	204,73 ± 16,42	124,00 ± 1,98
BA20%:RA80%	7,02 ± 0,01	6,96 ± 0,04	244,58 ± 31,99	134,05 ± 8,40
BA0%:RA100%	6,98 ± 0,01	6,95 ± 0,05	721,54 ± 16,42	131,95 ± 19,23

Fonte: A Autora (2020).

¹ após os 30 dias de digestão anaeróbia

Para avaliar se as produções acumuladas de metano dos diferentes cenários de codigestão (BA20%:RA80%, BA50%:RA50% e BA80%:RA20%) apresentaram diferenças significativas, foi aplicado o teste ANOVA (Tabela 10).

Tabela 10 - ANOVA da produção de metano (P CH₄) para as condições de codigestão testadas no teste do potencial bioquímico de metano (PBM) no experimento 1

Fator	Soma quadrática	Grau de liberdade	Média quadrática	F	p-valor	F crítico
P CH ₄	25.598,89	2	12.799,44	94,04	0,002	9,55
Resíduos	408,28	3	136,09			
Total	26.007,17	5				

Fonte: A Autora (2020).

Quando foram comparados, os rendimentos de metano da codigestão apresentaram diferenças estatisticamente significativas (p -valor < 0,05), indicando que a produção de metano depende da proporção biomassa algal e resíduos de alimentos na codigestão.

5.1.5 Estimativa dos parâmetros cinéticos

Os parâmetros cinéticos de degradação dos substratos em todos os cenários estudados foram descritos através do ajuste dos dados experimentais no modelo de cinética de primeira ordem (Equação 4), devido à ausência de fase *lag* (Tabela 11). Para as cinco proporções analisadas, 90% ou mais do rendimento de metano foi obtido nos 15 primeiros dias. Portanto, a produção de metano em todos os digestores aumentou até, aproximadamente, o dia 15 e permaneceu quase constante até o final do experimento.

Tabela 11 - Parâmetros cinéticos dos testes de PBM do experimento 1 utilizando modelo de cinética de primeira ordem

Reator	B ₀ (mL/g SV _{adicionado})	k (d ⁻¹)	R ²
BA100%:RA0%	338,39	0,18	0,991
BA80%:RA20%	527,26	0,24	0,972
BA50%:RA50%	582,84	0,22	0,991
BA20%:RA80%	711,20	0,17	0,998
BA0%:RA100%	685,54	0,15	0,997

Fonte: A Autora (2020).

A digestão de apenas biomassa algal produziu a menor produção máxima de metano (B₀), possivelmente associada a estrutura complexa da parede celular das microalgas (ZHEN et al., 2016). De acordo com as discussões anteriores, o potencial máximo de metano estimado na digestão dos dois substratos aumentou com os percentuais crescentes de resíduos de alimentos e o máximo foi obtido para o BA20%:RA80%.

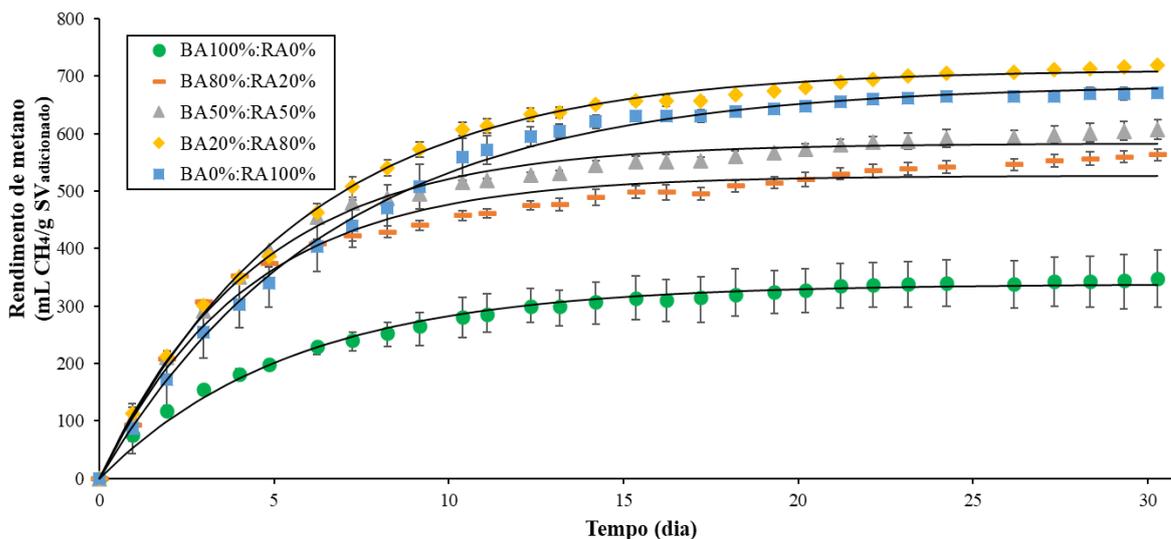
Os experimentos de codigestão, em regra, resultaram em uma constante de hidrólise (k) maior em relação à digestão de apenas um dos substratos. Essa observação sugere que a codigestão teve um impacto positivo na biodegradabilidade anaeróbia dos substratos, visto que, em geral, a constante de hidrólise reflete a eficiência da fermentação e a biodegradabilidade dos substratos (ZHEN et al., 2016). Portanto, pode-se concluir que o efeito sinérgico da mistura dos

substratos resultou em um aumento da produção de metano e está possivelmente associado também à melhoria da cinética do processo.

Curiosamente, o aumento da quantidade de resíduos de alimentos na codigestão foi acompanhado de uma diminuição da constante de hidrólise, indicando que a elevada produtividade de metano não está necessariamente relacionada com altos valores de constante de hidrólise. Esse fato também foi observado por Zhen et al. (2016) na codigestão de microalgas e resíduos de alimentos e por Solé-Bundó et al. (2017a) na codigestão de microalgas e palha de trigo.

A análise dos valores dos coeficientes de determinação (R^2), apresentados na Tabela 11, e dos resíduos sugere que o modelo cinético de primeira ordem se ajustou aos dados experimentais. A Figura 16 mostra o ajuste do modelo para as diferentes condições analisadas.

Figura 16 - Produção de metano ajustada ao modelo cinético de primeira ordem para codigestão de biomassa algal (BA) e resíduos de alimentos (RA) sob diferentes proporções dos substratos



Fonte: A Autora (2020).

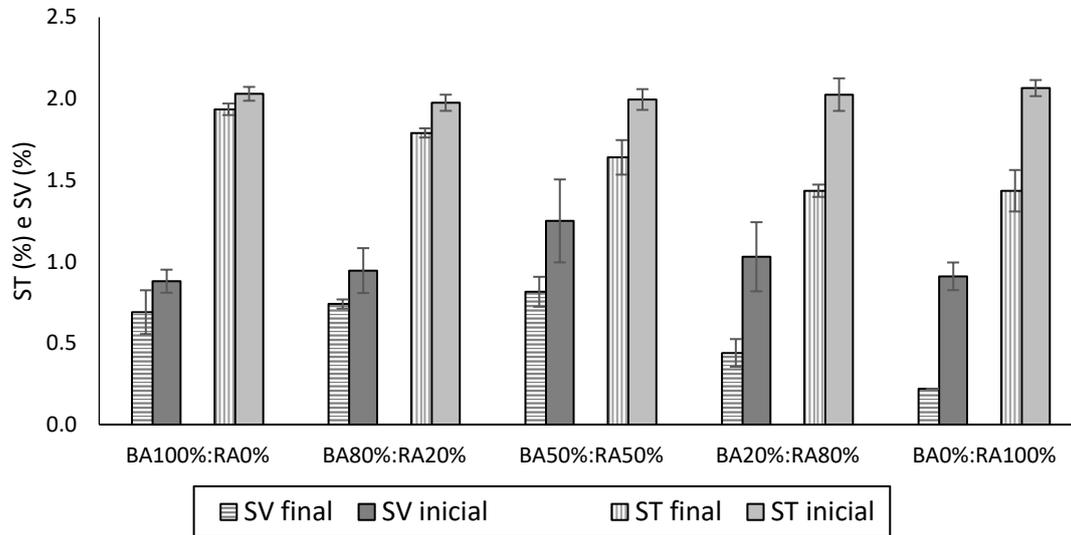
De acordo com Kim et al. (2013), a etapa de hidrólise e, conseqüentemente, a solubilização dos substratos é um indicador da eficiência do processo de digestão anaeróbia. Entretanto, uma maior solubilização não implica, necessariamente, em elevada produção de metano. Portanto, mais análises são necessárias para verificar o verdadeiro papel da hidrólise e a interferência de outros fatores na eficiência do processo.

5.1.6 Degradação orgânica

A degradação orgânica de um sistema anaeróbio reflete a eficiência da conversão da matéria orgânica por microrganismos e considera-se que a degradação dos substratos está

diretamente relacionada à produção de biogás (ZHANG et al., 2007; ZHEN et al., 2016). O conteúdo inicial e final de sólidos totais e sólidos voláteis dos reatores foi medido e o resultado está na Figura 17.

Figura 17 - Variação dos ST e SV após 30 dias de digestão anaeróbia sob diferentes proporções de biomassa algal (BA) e resíduos de alimentos (RA)



Fonte: A Autora (2020).

As maiores quantidades de ST e de SV no final da digestão anaeróbia foram encontradas nos reatores com maiores percentuais de biomassa algal (BA100%:RA0%, BA80%:RA20% e BA50%:RA50%), indicando baixa biodegradabilidade. Esses resultados podem ser atribuídos à baixa solubilização das microalgas devido à composição complexa da parede celular, principalmente, por celulose, hemicelulose, pectina e glicoproteínas (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ et al., 2012).

Todos os reatores partiram da concentração de ST em torno de 2%. Nos reatores com os dois tipos de substratos, houve maior degradação dos sólidos com o aumento da proporção de resíduos de alimentos. As maiores eficiências de remoção de SV, 57% e 76%, foram observadas nos reatores que obtiveram maiores produção de metano, BA20%:RA80% e BA0%:RA100%, respectivamente. Em geral, quanto maior o percentual de alimentos na codigestão, melhor a remoção de matéria orgânica e a produção de biogás.

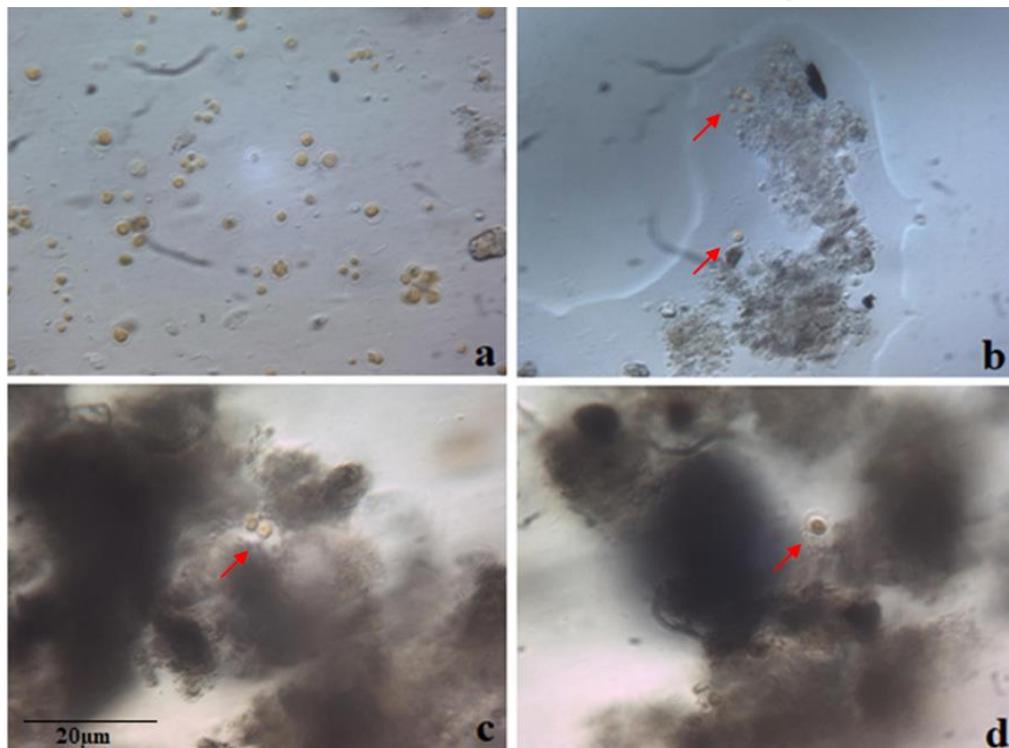
5.1.7 Caracterização da biomassa algal após a codigestão

A codigestão de biomassa algal e resíduos de alimentos apresentou efeito sinérgico entre os substratos, como discutido anteriormente, e resultou em um aumento da produção de metano em relação à digestão de apenas biomassa algal. Todavia, para analisar a resistência da parede

celular da biomassa algal, que é um dos principais desafios da digestão de microalgas, foi realizada a caracterização microscópica das microalgas após os testes anaeróbios.

Nos reatores que tiveram biomassa algal como substrato, pode ser observada a presença de microalgas *Micractinium* sp. após 30 dias de digestão, indicando uma digestão incompleta (Figura 18). Entretanto, há sinais morfológicos da ação de enzimas hidrolíticas na parede celular das microalgas presentes no digestato. Observações semelhantes foram relatadas por Zhen et al. (2016).

Figura 18 - Presença de microalgas após os 30 dias de digestão anaeróbia (a: BA100%:RA0%, b: BA80%:RA20%, c: BA50%:RA50%, d: BA20%:RA80%) - (Magnitude: 100x)



Fonte: A Autora (2020).

5.1.8 Liberação de nitrogênio e fósforo

A codigestão anaeróbia de biomassa algal e resíduos de alimentos é uma solução parcial para o descarte desses resíduos, visto que, em geral, não remove fósforo nem nitrogênio amoniacal. Sendo assim, se o digerido for lançado diretamente em corpos d'água pode causar eutrofização, além de existir outros riscos de poluição química e biológica (LI et al., 2017).

Tendo em vista que um dos grandes desafios da biodigestão é a destinação adequada do efluente digerido, a integração da codigestão anaeróbia com o reúso do digestato para fins agrícolas é uma abordagem ambientalmente sustentável (CABBAI et al., 2013). As principais vantagens estão relacionadas à recuperação de energia e ao suprimento de nutrientes essenciais para agricultura (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017b). Além disso, essa prática impacta positivamente

na viabilidade econômica da tecnologia de codigestão anaeróbia de resíduos (KUNZ et al., 2019).

Para avaliar as propriedades fertilizantes do digerido foi realizada a análise da concentração de nitrogênio amoniacal e de fósforo no dia 0 e no dia 30 da codigestão anaeróbia de biomassa algal e resíduos de alimentos (Tabela 12). Durante a biodigestão anaeróbia, houve liberação de NH_4^+ - N e de fósforo e o elemento nutritivo mais abundante no final do processo foi o nitrogênio amoniacal.

Todos os digeridos analisados apresentaram baixo teor de matéria seca ($\text{ST} < 2\%$) (Figura 17) e podem ser considerados produtos líquidos. Resultados similares, de aproximadamente 3% de ST, foram obtidos por Solé-Bundó et al. (2017b) no digestato da codigestão de microalgas e lodo primário na proporção de 25%:75%, respectivamente.

Tabela 12 - Liberação de nitrogênio amoniacal e fósforo durante a codigestão anaeróbia de biomassa algal e resíduos de alimentos

Reatores	Nitrogênio amoniacal (mg/L)		Fósforo total (mg/L)	
	Dia 0	Dia 30	Dia 0	Dia 30
	BA100%:RA0%	123,61 ± 2,16	346,27 ± 1,08	149,56 ± 29,42
BA80%:RA20%	145,73 ± 5,40	251,49 ± 5,41	94,75 ± 2,87	132,30 ± 1,44
BA50%:RA50%	128,18 ± 5,50	214,80 ± 9,73	58,72 ± 5,02	150,06 ± 19,38
BA20%:RA80%	115,98 ± 6,10	223,97 ± 9,73	93,23 ± 10,77	116,06 ± 15,79
BA0%:RA100%	91,56 ± 5,28	186,51 ± 12,97	69,88 ± 9,33	9,49 ± 1,74

Fonte: A Autora (2020).

No geral, o subproduto líquido da codigestão de microalgas pode contribuir especialmente para o fornecimento de nitrogênio e a maior quantidade dos nutrientes analisados foi encontrada na digestão com 100% de biomassa algal. Resultados semelhantes foram obtidos por Solé-Bundó et al. (2017b).

O efluente da codigestão anaeróbia apresenta elementos que são essenciais para o crescimento das plantas, portanto, do ponto de vista nutricional, o digestato apresenta potencial de contribuir para o suprimento de nitrogênio e de fósforo nos solos. No entanto, o potencial de toxicidade e os potenciais riscos de contaminação dos solos devem ser levados em consideração.

Solé-Bundó et al. (2017b), através da análise de fitotoxicidade, do teor de metais pesados e da presença de *Escherichia coli*, concluiu que a irrigação é uma estratégia promissora para a reciclagem de nutrientes na codigestão de microalgas e lodo primário. Li et al. (2017) utilizou o subproduto líquido da codigestão anaeróbia de microalgas *Chlorella* 1067 e esterco de galinha para o cultivo de microalgas e obteve resultados positivos de produção de metano.

Dessa forma, outra estratégia promissora de reutilização dos nutrientes do digestato é o cultivo de microalgas.

5.2 EXPERIMENTO 2 – CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO ATIVADO E RESÍDUOS DE ALIMENTOS

5.2.1 Caracterização do lodo ativado e dos resíduos de alimentos

A caracterização do lodo ativado e dos resíduos de alimentos está apresentada na Tabela 13. É possível verificar que os resíduos de alimentos apresentam valor de pH abaixo de 4,0, semelhante ao experimento 1.

Tabela 13- Caracterização do lodo ativado e dos resíduos de alimentos

Parâmetros	Lodo ativado	Resíduos de alimentos
pH	6,95 ± 0,03	3,93 ± 0,02
Demanda Química de Oxigênio (g/L)	819 ± 14,62	1.485 ± 69,25
Nitrogênio total - NTK (g/L)	70 ± 0,43	37 ± 1,37
Sólidos totais (g/L)	11 ± 0,63	142 ± 0,21
Sólidos voláteis (g/L)	6 ± 0,48	134 ± 0,19
Relação C/N ¹	4,97	16,78

Fonte: A Autora (2020).

¹ C/N= COT/NTK

Verificou-se que o lodo ativado apresenta baixa relação C/N. O resultado encontrado foi próximo ao obtido por Girault et al. (2012) e por Heo et al. (2004) para lodo ativado, os quais foram, respectivamente de 5,8 e 5,6.

A adição de resíduos de alimentos no processo de digestão anaeróbia pode ser uma solução para melhorar a produção de biogás do lodo ativado. Devido ao balanço de nutrientes que melhora atividade microbiana e evita o acúmulo de produtos intermediários, como amônia e AGV.

5.2.2 Relação C/N dos reatores

A Tabela 14 mostra a relação C/N dos reatores submetidos aos testes de PBM. Os reatores de codigestão com a partir de 50% de resíduos de alimentos atenderam a recomendação mínima da proporção de carbono e nitrogênio (relação C/N entre 10 e 30).

Tabela 14 - Descrição da relação C/N dos reatores do experimento 2

Reator	Relação C/N
LA100%:RA0%	4,97
LA80%:RA20%	7,33
LA50%:RA50%	10,87
LA20%:RA80%	14,42
LA0%:RA100%	16,78

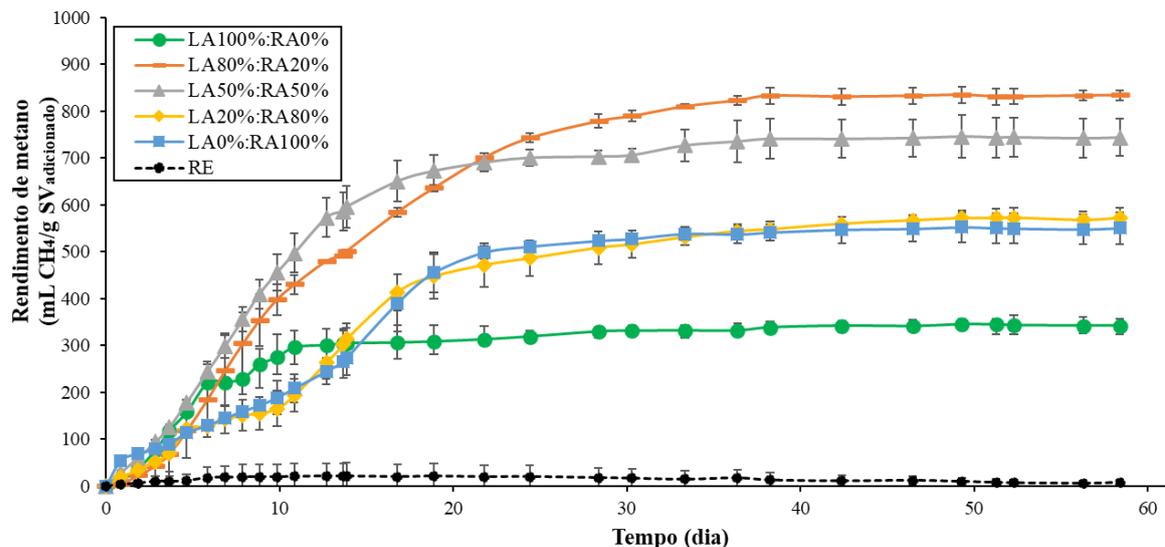
Fonte: A Autora (2020).

LA= lodo ativado, RA= resíduo de alimento

5.2.3 Teste do potencial bioquímico de metano (PBM)

A produção de metano para as diferentes combinações de lodo ativado e resíduos de alimentos e para a digestão de apenas um dos substratos durante os, aproximadamente, 60 dias do teste consta na Figura 19. A produção de metano foi significativa durante os primeiros dias do experimento e a praticamente inexistente fase *lag*, ou de adaptação, é indicativa de uma boa biodegradabilidade dos substratos.

Figura 19 - Produção de metano em testes de PBM para codigestão de lodo ativado (LA) e resíduos de alimentos (RA) sob diferentes proporções dos substratos



Fonte: A Autora (2020).

Os reatores submetidos ao ensaio de PBM do experimento 2 foram agitados manualmente todas as vezes após a pesagem até o dia 15, devido a fatores de força maior. Como é necessário um contato intenso entre os microrganismos e os substratos para obter uma produção elevada de biogás (PROBIOGÁS, 2010), a falta de agitação após o dia 15 pode ter afetado a eficiência da digestão anaeróbia.

Os reatores apenas com resíduos de alimentos apresentaram bom potencial de geração de metano, semelhante aos resultados de outros estudos (CABBAI et al., 2013; XIE et al.,

2017). Esse fato pode ser atribuído à escolha da relação S/I de 0,5 g SV/g SV e à alta biodegradabilidade do substrato. Os resultados do PBM da digestão de apenas resíduos de alimentos do experimento 1 ($670,75 \pm 7,78$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) e do experimento 2 ($550,75 \pm 34,29$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) foram diferentes, visto que a produção de metano varia de acordo com a composição do resíduo.

O rendimento de metano do reator apenas com lodo ativado foi de $342,18 \pm 8,45$ mL CH₄/g SV_{adicionado}. Comparado com os resultados apresentados por outros estudos em testes de batelada, 155 - 302 mL CH₄/g SV_{adicionado}, o presente estudo mostrou um rendimento de metano superior (HEO et al., 2004; GIRAULT et al., 2012; WANG et al.; 2013; ARIAS et al., 2018).

A maior quantidade de lodo ativado nos reatores de codigestão, resultou em uma maior produção de metano. Essa conclusão está de acordo com os resultados obtidos por Hamzawi et al. (1998) e por Sosnowski et al. (2008) em testes de produção de biogás com diferentes proporções dos substratos, em que obteve maior rendimento de metano na codigestão de 75% de lodo de esgoto com 25% de resíduos sólidos orgânicos.

O melhor rendimento de metano ($834,20 \pm 11,09$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) foi obtido no LA80%:RA20% e correspondeu a um aumento de aproximadamente 2,44 vezes em relação à digestão de apenas lodo ativado (LA100%:RA0%). Embora pesquisas anteriores relatem uma relação C/N ideal para a codigestão entre 10 e 30, a maior produção de metano foi obtida para uma relação C/N de 7,33.

O rendimento acumulado de metano na codigestão de 50% de lodo ativado e 50% de resíduos de alimentos ($744,25 \pm 39,59$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) correspondeu à segunda maior produção acumulada de metano, com um aumento de 2,18 vezes em relação à digestão de apenas lodo ativado. Xie et al. (2017) obteve um resultado semelhante (799 mL CH₄/g SV) para na codigestão de resíduos de alimentos e lodo primário com mistura de 50% de cada substrato.

A produção específica de metano oriunda dos reatores LA100%:RA0% e LA0%:RA100% serviu de indicação e comparação do sinergismo metabólico com os reatores com cosubstrato. Efeito sinérgico foi encontrado para as três condições de codigestão analisadas nesse estudo (Tabela 15), isto é, a sinergia entre os substratos resultou na melhoria do rendimento acumulado de metano. Esse efeito positivo da interação entre os substratos no processo de codigestão necessita de mais análises para obter melhores explicações.

Tabela 15 - Produção acumulada de metano e efeito sinérgico dos reatores do experimento 2

Reator	Produção acumulada de metano	Efeito
LA100%:RA0%	342, 18 ± 8,45 mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	-
LA80%:RA20%	834,20 ± 11,09 mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
LA50%:RA50%	744,25 ± 39,59 mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
LA20%:RA80%	572,63 ± 22,09 mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
LA0%:RA100%	550,75 ± 34,29 mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	-

Fonte: A Autora (2020).

Em relação à estabilidade do sistema, os valores de pH do digestato indicaram que os digestores apresentaram uma boa capacidade tampão do meio reacional, uma vez que os valores se mantiveram dentro do intervalo de 6,7 a 7,5 (WELLINGER et al., 2013).

Para avaliar se as produções acumuladas de metano dos diferentes cenários de codigestão (LA20%:RA80%, LA50%:RA50% e LA80%:RA20%) apresentaram diferenças significativas, foi aplicado o teste ANOVA (Tabela 16).

Tabela 16 - ANOVA da produção de metano (P CH₄) para as condições de codigestão testadas no teste do potencial bioquímico de metano (PBM) no experimento 2

Fator	Soma quadrática	Grau de liberdade	Média quadrática	F	p-valor	F crítico
P CH ₄	75.493,49	2	37.746,74	53,73	0,004	9,55
Resíduos	2.107,44	3	702,48			
Total	77.600,93	5				

Fonte: A Autora (2020).

Quando foram comparados, os rendimentos de metano da codigestão apresentaram diferenças estatisticamente significativas (p-valor < 0,05), indicando que a produção de metano depende da proporção de lodo ativado e resíduos de alimentos na codigestão.

5.2.4 Estimativa dos parâmetros cinéticos

Os parâmetros cinéticos de degradação dos substratos em todos os cenários estudados foram descritos através do ajuste dos dados experimentais no modelo de cinética de primeira ordem (Equação 4), devido à ausência de fase *lag* (Tabela 17). Para as cinco proporções analisadas, 80% ou mais do rendimento de metano foi obtido nos 30 primeiros dias.

Tabela 17 - Parâmetros cinéticos dos testes de PBM do experimento 2 utilizando modelo de cinética de primeira ordem

Reator	B_0 (mL/g SV _{adicionado})	k (d ⁻¹)	R^2
LA100%:RA0%	340,69	0,14	0,978
LA80%:RA20%	910,89	0,06	0,978
LA50%:RA50%	769,21	0,09	0,976
LA20%:RA80%	647,86	0,05	0,969
LA0%:RA100%	620,39	0,05	0,959

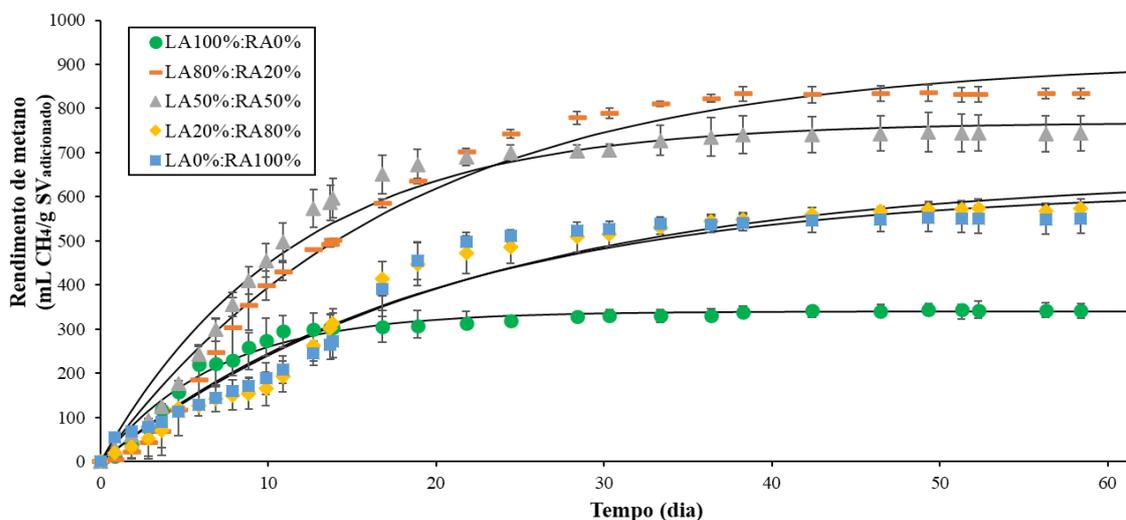
Fonte: A Autora (2020).

A digestão de 100% de lodo ativado produziu a menor produção máxima de metano (B_0) e de acordo com as discussões anteriores, o potencial máximo de metano estimado na digestão dos dois substratos aumentou com os percentuais crescentes de lodo ativado e o máximo foi obtido para o LA80%:RA20%.

Embora a digestão de apenas lodo ativado tenha apresentado a menor B_0 , essa condição apresentou a maior constante de hidrólise. Os experimentos de codigestão, em regra, resultaram em uma constante de hidrólise (k) maior em relação à digestão com 100% de resíduos de alimentos (LA0%:RA100%). Entretanto, aparentemente, o efeito sinérgico da codigestão de lodo ativado e resíduos de alimentos foi atribuído principalmente ao aumento da produção de metano e não à aceleração do processo de hidrólise. Observação semelhante foi relatada por Xie et al. (2017).

A análise dos valores dos coeficientes de determinação (R^2), apresentados na Tabela 17, e dos resíduos sugere que o modelo cinético de primeira ordem se ajustou aos dados experimentais. A Figura 20 mostra o ajuste do modelo para as diferentes condições analisadas.

Figura 20 - Produção de metano ajustada ao modelo cinético de primeira ordem para codigestão de lodo ativado (LA) e resíduos de alimentos (RA) sob diferentes proporções dos substratos



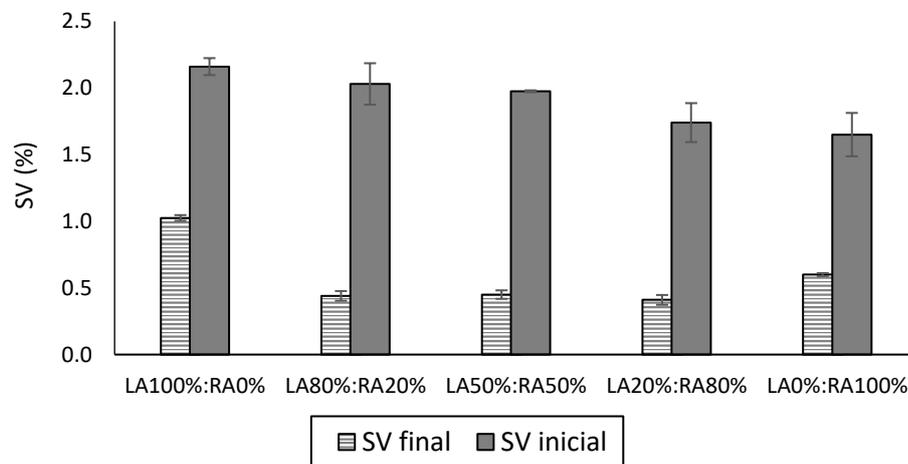
Fonte: A Autora (2020).

5.2.5 Degradação orgânica

O conteúdo inicial e final de sólidos voláteis dos reatores foi medido e o resultado está na Figura 21. A concentração de SV no dia 0 foi em torno de 2% em todos os reatores. Os experimentos de codigestão apresentaram menores quantidades de SV no final do processo biológico, em relação à digestão individual dos substratos, indicando maior degradação dos sólidos nos reatores com a presença dos dois substratos.

As maiores eficiências de remoção de SV, 78% e 77%, foram observadas nos reatores que obtiveram maiores produção de metano, LA80%:RA20% e LA50%:RA50%, respectivamente.

Figura 21 - Variação dos SV após 60 dias de digestão anaeróbia sob diferentes proporções do lodo ativado (LA) e dos resíduos de alimentos (RA)



Fonte: A Autora (2020).

5.3 EXPERIMENTO 3– CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIOMASSA ALGAL E CONTEÚDO RUMINAL BOVINO

5.3.1 Caracterização da biomassa algal e do conteúdo ruminal

A caracterização da biomassa algal e do conteúdo ruminal bovino está apresentada na Tabela 18. É possível verificar que o segundo substrato apresenta valor de pH ácido, semelhante ao obtido nos resíduos de alimentos dos experimentos anteriores. Isso pode ser atribuído ao fato do conteúdo ruminal ser composto por alimentos consumidos pelo animal em diversos estágios de fermentação (HOBSON & STEWART, 1997).

As quantidades de material orgânico (DQO) e nitrogênio (NTK) são cerca de 48 e 37 vezes, respectivamente, maiores no conteúdo ruminal do que na biomassa algal. Verificou-se também que a relação C/N da biomassa algal foi superior a obtida no experimento 1, mas está dentro do intervalo (3-17) descrito na literatura para biomassa microalgal (VAN DEN HENDE et al., 2011).

Tabela 18 - Caracterização da biomassa algal e do conteúdo ruminal

Parâmetros	Biomassa algal	Conteúdo ruminal
pH	6,58 ± 0,01	4,34 ± 0,01
Demanda Química de Oxigênio (g/L)	24 ± 0,67	1.165 ± 89,41
Nitrogênio total - NTK (mg/L)	666 ± 16,18	24.965 ± 2.330,93
Sólidos totais (g/L)	19 ± 0,98	98 ± 2,92
Sólidos voláteis (g/L)	16 ± 1,20	90 ± 2,94
Relação C/N ¹	15,25	19,80

Fonte: A Autora (2020).

¹ C/N= COT/NTK

5.3.2 Relação C/N dos reatores

A Tabela 19 mostra a relação C/N dos reatores submetidos aos testes de PBM no experimento 3. Todos os reatores atenderam a recomendação mínima da proporção de fonte de carbono e nitrogênio (relação C/N entre 10 e 30).

Tabela 19 - Descrição da relação C/N dos reatores do experimento 3

Reator	Relação C/N
RB100%:BA0%	19,80
RB80%:BA20%	18,89
RB50%:BA50%	17,53
RB20%:BA80%	16,16
RB0%:BA100%	15,25

Fonte: A Autora (2020).

BA= biomassa algal, RB= rúmen bovino (conteúdo ruminal)

5.3.3 Teste do potencial bioquímico de metano (PBM)

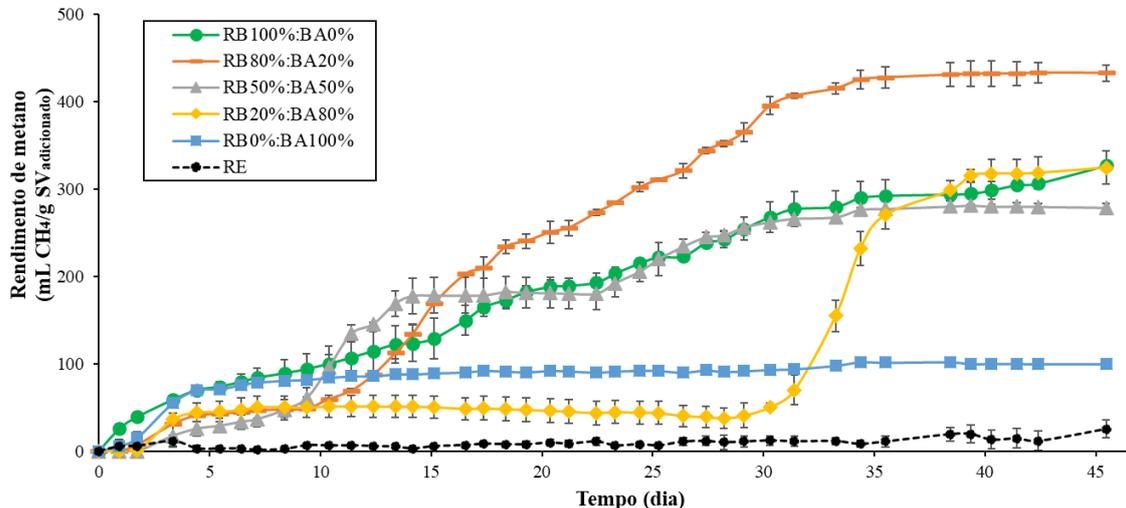
A produção de metano para as diferentes combinações de biomassa algal e conteúdo ruminal e para a digestão de apenas um dos substratos durante os 45 dias do teste consta na Figura 22. A produção de metano, em geral, não foi significativa durante os primeiros dias do experimento, indicando a existência de fase *lag*.

De acordo com López e Borzacconi (2010) para alcançar um bom rendimento do digestor com conteúdo ruminal é necessária uma boa mistura do reator para promover o contato dos microrganismos com o substrato. Portanto, a agitação manual apenas após a pesagem pode ter relevante influência na fase *lag*.

Os reatores apenas com conteúdo ruminal (RB100%:BA0%) apresentaram o segundo maior rendimento máximo de metano ($327 \pm 7,43$ mL CH₄/g SV_{adicionado}). Esse resultado foi inferior ao relatado por Bayr et al. (2012) em teste de batelada com resíduos de matadouro bovino (572 ± 89 mL CH₄/g SV_{adicionado}) e por Pagés-Díaz et al. (2014) também (609 ± 48 mL CH₄/g SV_{adicionado}). Deve-se levar em consideração que o conteúdo ruminal contém uma quantidade significativa de material lignocelulósico parcialmente digerido, fato este que reflete

na biodegradabilidade complexa do substrato (LÓPEZ & BORZACCONI, 2010). Além disso, os resíduos de matadouros não são compostos apenas por conteúdo ruminal.

Figura 22 – Produção de metano em testes de PBM para codigestão de biomassa algal (BA) e conteúdo ruminal (RB) sob diferentes proporções dos substratos, além da produção correspondente à respiração endógena (RE)



Fonte: A Autora (2020).

O menor rendimento de metano ($100 \pm 4,95$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) foi obtido na digestão de apenas biomassa algal (RB0%:BA100%) e pode ser atribuído à resistência da parede celular das microalgas que reflete na menor biodegradabilidade desse substrato. Produção acumulada de metano semelhante (134 mL CH₄/g SV_{adicionado}) foi obtida por Arias et al. (2018) com microalgas *Scenedesmus* sp. Zhen et al. (2016) também relatou rendimento de metano similar ($106,9$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) com microalgas *Chlorella* sp. e *Scenedesmus* sp.

O maior desempenho da produção de metano na codigestão anaeróbia ($432,75 \pm 9,55$ mL CH₄/g SV_{adicionado}) foi obtido com a razão de 80% de conteúdo ruminal e 20% de biomassa algal (RB80%:BA20%) e correspondeu a um aumento de 4,33 vezes em relação à digestão de 100% de biomassa algal. Essa condição corresponde à uma relação C/N de 18,89 e está dentro dos níveis ótimos para o processo de digestão anaeróbia indicados pela literatura. A produção de metano diminuiu para $279 \pm 4,95$ mL CH₄/g SV_{adicionado} na codigestão com 50% de cada substrato.

O aumento expressivo da produção de metano na codigestão dos substratos em relação à digestão de apenas biomassa algal possivelmente está relacionada ao potencial do conteúdo ruminal de melhorar a digestibilidade da biomassa algal, devido a elevada quantidade de matéria orgânica, além da presença de microrganismos hidrolíticos.

Quanto maior o conteúdo de biomassa algal nos reatores, menor a produção de metano, com exceção da codigestão com 20% de conteúdo ruminal e 80% de biomassa algal (RB20%:BA80%). A qual após uma fase *lag* de, aproximadamente, 30 dias produziu expressivo volume de metano de $324,50 \pm 18,73$ mL CH₄/g SV_{adicionado}. Sugerindo que nesse cenário os AGVs demoraram mais a estar prontamente disponíveis para as arqueas metanogênicas.

A produção específica de metano oriunda dos reatores RB100%:BA0% e RB0%:BA100% serviu de indicação e comparação do sinergismo metabólico com os reatores com cosubstrato. Efeito sinérgico foi encontrado para todas as codigestões (Tabela 20), isto é, a sinergia entre os substratos resultou na melhoria do rendimento acumulado de metano.

Tabela 20 - Produção acumulada de metano e efeito sinérgico dos reatores do experimento 3

Reator	Produção acumulada de metano	Efeito
RB100%:BA0%	$327,00 \pm 7,43$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	-
RB80%:BA20%	$432,75 \pm 9,55$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
RB50%:BA50%	$279,00 \pm 4,95$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
RB20%:BA80%	$324,50 \pm 18,73$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	Sinérgico
RB0%:BA100%	$100,00 \pm 4,95$ mL CH ₄ /g SV _{adicionado}	-

Fonte: A Autora (2020).

Os valores de pH, apresentados na Tabela 21, indicaram que os digestores de codigestão com a presença de conteúdo ruminal apresentaram uma boa capacidade tampão do meio reacional e os sistemas permaneceram estáveis, uma vez que os valores se mantiveram dentro do intervalo de 6,7 a 7,5, ideal para microrganismos anaeróbios mesofílicos (WELLINGER et al., 2013).

Tabela 21- Monitoramento, inicial e final, do pH e dos AGVs do experimento 3

Reator	pH		Nitrogênio amoniacal (mg/L)	
	Inicial	Final ¹	Inicial	Final ¹
RB100%:BA0%	$6,90 \pm 0,01$	$6,87 \pm 0,02$	$32,96 \pm 3,24$	$61,42 \pm 2,12$
RB80%:BA20%	$6,97 \pm 0,01$	$6,95 \pm 0,07$	$38,95 \pm 2,12$	$59,92 \pm 5,47$
RB50%:BA50%	$6,99 \pm 0,02$	$7,05 \pm 0,03$	$29,21 \pm 1,06$	$76,40 \pm 6,36$
RB20%:BA80%	$6,95 \pm 0,01$	$7,03 \pm 0,14$	$31,46 \pm 2,12$	$103,36 \pm 10,29$
RB0%:BA100%	$6,98 \pm 0,00$	$5,47 \pm 0,01$	$47,94 \pm 4,23$	$139,31 \pm 6,35$

Fonte: A Autora (2020).

¹ após os 45 dias de digestão anaeróbia

O digestato da biodegradação de apenas biomassa algal apresentou pH abaixo de 6,7 e esse fato, possivelmente, está relacionado ao acúmulo de AGVs, resultante da degradação de substrato complexo. A análise da concentração de nitrogênio amoniacal no dia 0 e no dia 45 da codigestão anaeróbia da biomassa algal e do conteúdo ruminal está apresentada na Tabela 21 e

pode-se observar que durante a digestão anaeróbia houve liberação de NH_4^+ - N. Portanto, o digestato apresenta potencial de contribuir para o suprimento de nitrogênio na agricultura.

Para avaliar se as produções acumuladas de metano dos diferentes cenários de codigestão (RB20%:BA80%, RB50%:BA50% e RB80%:BA20%) apresentaram diferenças significativas, foi aplicado o teste ANOVA (Tabela 22).

Tabela 22 - ANOVA da produção de metano (P CH_4) para as condições de codigestão testadas no teste do potencial bioquímico de metano (PBM) no experimento 3

Fator	Soma quadrática	Grau de liberdade	Média quadrática	F	p-valor	F crítico
P CH_4	24.951,58	2	12.475,79	80,19	0,002	9,55
Resíduos	466,75	3	155,58			
Total	25.418,33	5				

Fonte: A Autora (2020).

Quando foram comparados, os rendimentos de metano da codigestão apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p\text{-valor} < 0,05$), indicando que a produção de metano depende da proporção de biomassa algal e conteúdo ruminal na codigestão.

5.3.4 Estimativa dos parâmetros cinéticos

Os parâmetros cinéticos de degradação dos substratos em todos os cenários estudados foram descritos através do ajuste dos dados experimentais no modelo de Gompertz Modificado (Equação 3), devido à presença de fase *lag* na maioria dos testes, e estão listados na Tabela 23.

Tabela 23 - Parâmetros cinéticos dos testes de PBM do experimento 3 utilizando modelo de Gompertz modificado

Reator	B_0 (mL/g SV _{adicionado})	λ (d)	R (mL/g SV d)	R ²
RB100%:BA0%	371,87	0,00	8,66	0,991
RB80%:BA20%	470,52	6,64	18,37	0,993
RB50%:BA50%	284,31	2,80	12,31	0,967
RB20%:BA80%	334,34	29,13	42,69	0,867
RB0%:BA100%	93,19	0,44	15,98	0,953

Fonte: A Autora (2020).

A fase *lag* (λ) foi inexistente na digestão de apenas conteúdo ruminal, enquanto na digestão de apenas biomassa algal foi de 0,44 dia, devido à resistência da parede celular das microalgas à hidrólise. A maior fase *lag* e a maior taxa de produção de metano (R) foram observadas na codigestão com 20% de conteúdo ruminal e 80% de biomassa algal.

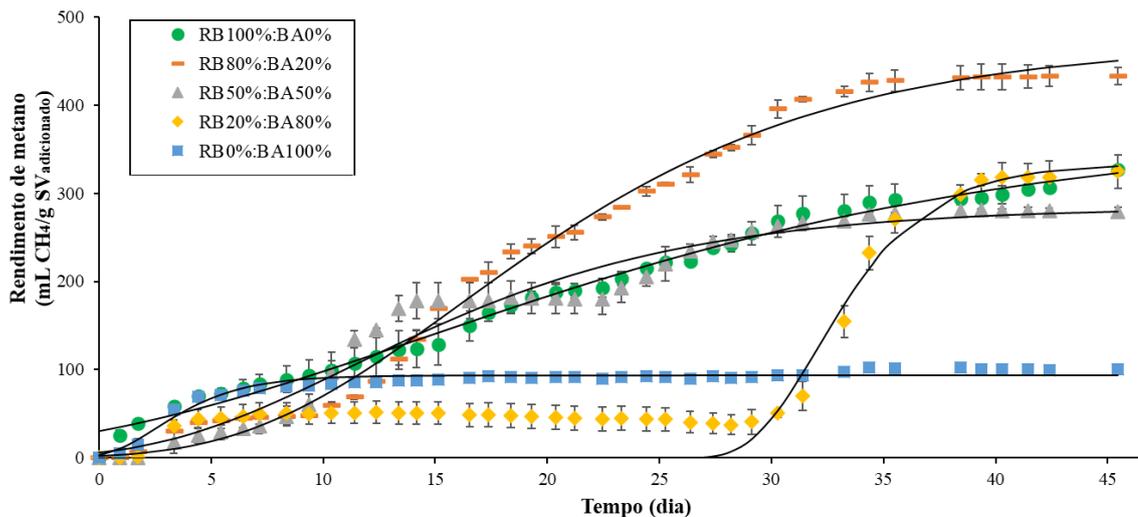
A duração da fase *lag* é um fator relevante para análise do processo de digestão anaeróbia (XIE et al., 2017). Curiosamente, esse parâmetro foi maior nos cenários de codigestão, em relação a digestão individual dos substratos. Esse resultado possivelmente pode estar relacionado ao fato de que muitos microrganismos presentes no conteúdo ruminal podem

não sobreviver em ambiente com quantidade expressiva de biomassa lignocelulósica (DENG et al., 2017).

A análise dos valores dos coeficientes de determinação (R^2), apresentados na Tabela 23, e dos resíduos sugere que o modelo de Gompertz modificado se ajustou aos dados experimentais. Apenas o ajuste referente ao modelo de RB20%:BA80% apresentou um R^2 abaixo de 90%. A Figura 23 mostra o ajuste do modelo para as diferentes condições analisadas.

Em geral, a obtenção do rendimento máximo de metano demandou mais de 30 dias nos reatores com a presença de conteúdo ruminal. Portanto, a produção de metano levou um tempo maior para cessar se comparada com o experimento 1 por exemplo. Segundo Papéz-Díaz et al. (2014), o alto teor de lipídios presentes nos resíduos de matadouros pode resultar em uma produção mais lenta de metano, uma vez que os lipídios representam alto rendimento final, entretanto, o processo de hidrólise é mais lento.

Figura 23 - Produção de metano ajustada ao modelo de Gompertz modificado para codigestão de conteúdo ruminal (RB) e biomassa algal (BA) sob diferentes proporções dos substratos



Fonte: A Autora (2020).

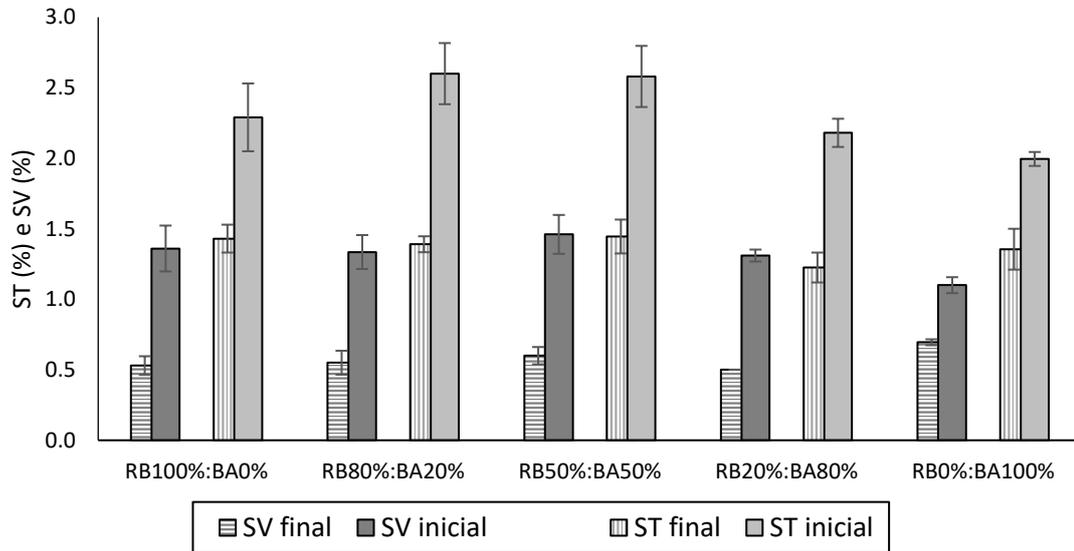
5.3.5 Degradação orgânica

O metano é gerado a partir da conversão biológica dos substratos e a eficiência de degradação dos SV e ST comprovaram os resultados obtidos de produção máxima de metano. O conteúdo inicial e final de sólidos totais e sólidos voláteis dos reatores foi medido e o resultado está na Figura 24.

A maior quantidade de SV no final da digestão anaeróbia foi encontrada no reator apenas com biomassa algal (RB0%:BA100%), indicando baixa biodegradabilidade. Esses resultados foram semelhantes ao experimento 1 e podem ser atribuídos à baixa solubilização das microalgas devido à composição complexa da parede celular (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ

et al., 2012). Nos demais reatores (RB100%:BA0%, RB80%:BA20%, RB50%:BA50% e RB20%:BA80%) a degradação dos sólidos não variou significativamente, visto que as eficiências de remoção de SV foi entre 58% e 61%.

Figura 24 - Variação dos ST e SV após 45 dias de digestão anaeróbia sob diferentes proporções de biomassa algal (BA) e conteúdo ruminal (RB)



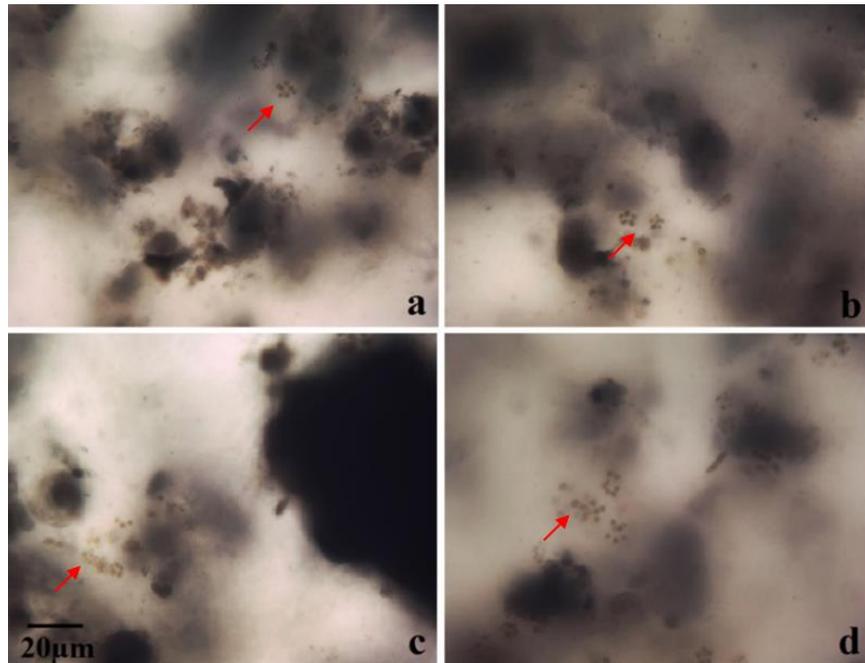
Fonte: A Autora (2020).

5.3.6 Caracterização da biomassa algal após a codigestão

A codigestão de biomassa algal e conteúdo ruminal apresentou efeito sinérgico entre os substratos e resultou em um aumento da produção de metano em relação à digestão de apenas biomassa algal. Todavia, de forma semelhante à realizada no experimento 1, foi feita a caracterização microscópica do digestato após os testes anaeróbios para analisar a resistência da parede celular da biomassa algal ao processo de hidrólise.

Nos reatores que tiveram biomassa algal como substrato, pode ser observada a presença de microalgas após 45 dias de digestão em ambiente anaeróbio, indicando uma digestão incompleta (Figura 25). Entretanto, há sinais morfológicos da ação de enzimas hidrolíticas na parede celular das microalgas presentes no digestato. Observações semelhantes foram relatadas por Zhen et al. (2016) e também foram obtidas no experimento 1 na codigestão de biomassa algal e resíduos de alimentos.

Figura 25 - Presença de microalgas após os 45 dias de digestão anaeróbia (a: RB80%:BA20%, b: RB50%:BA50%, c: RB20%:BA80%, d: RB0%:BA100%) - (Magnitude: 40x)



Fonte: A Autora (2020).

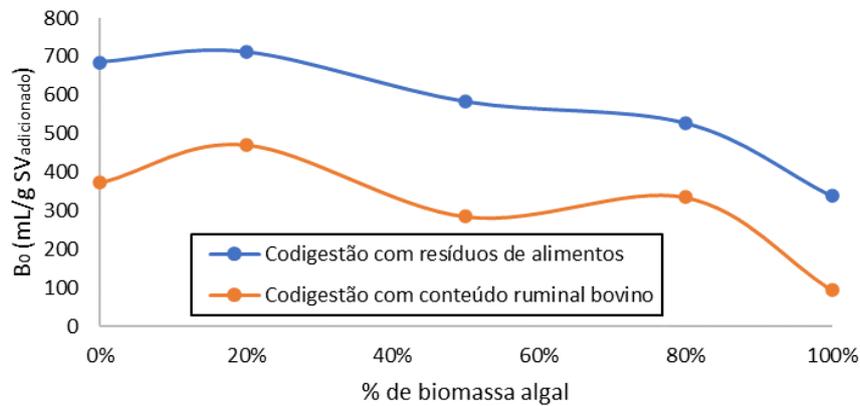
5.4 COMPARAÇÃO ENTRE OS EXPERIMENTOS

Para comparar o rendimento de metano dos experimentos com o mesmo cosubstrato, foram analisados os valores da produção máxima de metano (B_0) apresentados nas Tabelas 11, 17 e 23. A biomassa algal e os resíduos de alimentos foram utilizados em dois experimentos, possibilitando a comparação (Figuras 26 e 27).

De acordo com a Figura 26, os experimentos de codigestão envolvendo biomassa algal apresentaram uma tendência de diminuição da produção máxima de metano com o aumento do percentual de biomassa algal no reator. Conforme discutido anteriormente, esse resultado possivelmente está associado a estrutura complexa da parede celular das microalgas.

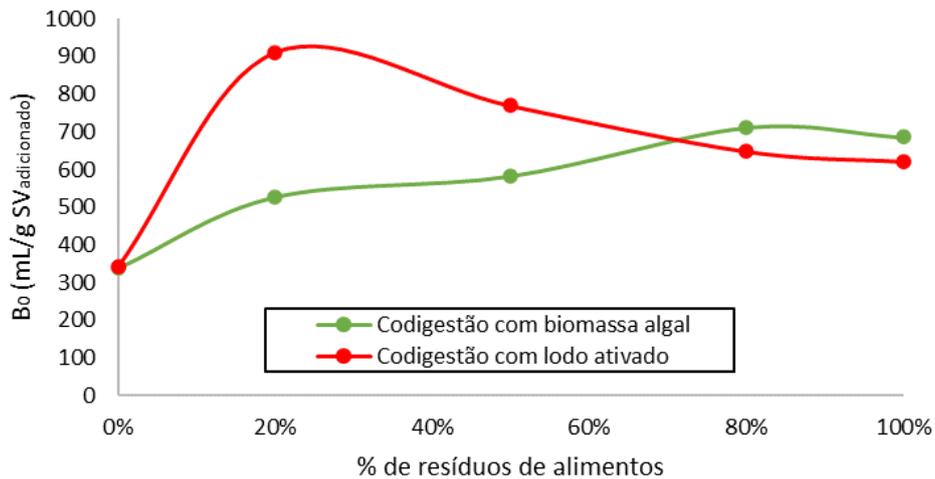
Os resultados dos experimentos de codigestão envolvendo resíduos de alimentos (Figura 27) indicaram que esse substrato é capaz de maximizar a produção de metano a partir da biomassa algal e dos lodos ativados, visto que houve um aumento da produção de metano com a adição do resíduo alimentar. No experimento de codigestão de resíduos de alimentos e biomassa algal, quanto maior o percentual de resíduos alimentares, maior a produção de metano. Entretanto, no experimento com lodo ativado, a tendência foi contrária.

Figura 26 – Comparação entre os experimentos de codigestão com biomassa algal como cosubstrato



Fonte: A Autora (2020).

Figura 27 – Comparação entre os experimentos de codigestão com resíduos de alimentos como cosubstrato



Fonte: A Autora (2020).

A inclusão de resíduos de alimentos e de conteúdo ruminal bovino foi capaz de potencializar a produção de metano de resíduos de ETEs (biomassa algal e conteúdo ruminal bovino). Uma análise mais completa poderia ser realizada se tivessem sido desenvolvidos experimentos de codigestão com outras combinações dos cosubstratos, como lodo ativado e conteúdo ruminal.

6 CONCLUSÕES

Neste estudo foi possível demonstrar, através de ensaios de PBM, que a utilização de resíduos de alimentos e conteúdo ruminal bovino como cosubstratos na digestão de resíduos de ETE (biomassa algal e lodo ativado) em condições mesofílicas resultaram na potencialização da produção de metano. O processo de digestão de dois substratos em um mesmo reator mostrou-se uma boa opção para o tratamento de resíduos orgânicos e para a produção de energia.

No experimento 1 foi realizada a codigestão anaeróbia de biomassa algal e resíduos de alimentos em condições mesofílicas e verificou-se que o rendimento de metano melhorou em comparação com a digestão individual dos substratos. Quanto maior o conteúdo de biomassa algal nos reatores, menor a produção de metano e menor a degradação de matéria orgânica. O rendimento máximo de metano ($718,50 \pm 4,60$ mL de $\text{CH}_4/\text{g SV}_{\text{adicinado}}$) foi alcançado com a proporção de mistura de 20% de biomassa algal e 80% de resíduos de alimentos. Portanto, a relação C/N mais favorável à obtenção de metano foi de 14,15.

No experimento 2 foi realizada a codigestão anaeróbia de lodo ativado e resíduos de alimentos, a qual indicou efeito sinérgico entre os substratos. Quanto maior quantidade de lodo ativado nos reatores, maior a produção de metano. O melhor rendimento de metano ($834,20 \pm 11,09$ mL $\text{CH}_4/\text{g SV}_{\text{adicinado}}$) foi obtido com 80% de lodo ativado e 20% de resíduos de alimentos e correspondeu a um aumento de aproximadamente 2,44 vezes em relação à digestão de apenas lodo ativado. Essa combinação entre os substratos correspondeu a uma relação C/N de 7,33.

No experimento 3 foi realizada a codigestão anaeróbia de biomassa algal e conteúdo ruminal e foi observado efeito sinérgico entre os substratos. Em geral, quanto maior o conteúdo de biomassa algal nos reatores, menor a produção de metano. O melhor desempenho da produção de metano na codigestão anaeróbia ($432,75 \pm 9,55$ mL $\text{CH}_4/\text{g SV}_{\text{adicinado}}$) foi obtido com a razão de 80% de conteúdo ruminal e 20% de biomassa algal e correspondeu a um aumento de 4,33 vezes em relação à digestão de 100% de biomassa algal. Esse aumento expressivo possivelmente está relacionado ao potencial do conteúdo ruminal de melhorar a digestibilidade da biomassa algal, devido a presença de microrganismos hidrolíticos. A relação C/N mais favorável à obtenção de metano foi de 18,89.

Embora pesquisas anteriores relatem uma relação C/N ideal entre 10 e 30, foram obtidos rendimentos expressivos de metano com valores abaixo desse intervalo. Assim, pode-se inferir que a relação C/N ideal dos substratos no processo de digestão anaeróbia está estreitamente relacionada com as características dos substratos utilizados. Outro fato observado nos

experimentos foi que a elevada produtividade de metano não está necessariamente relacionada com altos valores de constante de hidrólise ou menor fase *lag*.

Diante do exposto podemos concluir que a codigestão dos diferentes substratos analisados nesse estudo é uma estratégia promissora para o gerenciamento de resíduos orgânicos e para a produção de energia renovável. Processo esse que apresenta elevado potencial de contribuição para o desenvolvimento de uma sociedade menos dependente de combustíveis fósseis.

Recomendações para estudos futuros

- Investigar o papel da etapa de hidrólise no processo de codigestão anaeróbia dos três experimentos, visto que maior constante de hidrólise ou menor fase *lag* não implicou em maior rendimento de metano;
 - Avaliar o efeito do tamanho das partículas e da composição dos substratos (carboidratos, lipídios e proteínas) na produção de metano;
 - Analisar os outros compostos do biogás nos melhores cenários de codigestão, com o intuito de verificar o percentual de metano presente;
 - Analisar de uma forma mais aprofundada e específica o potencial fertilizante dos digestatos, levando em consideração os elementos potencialmente danosos ao meio ambiente. Além de conduzir experimentos práticos de aplicação de diferentes misturas do efluente e do solo para analisar o crescimento e desenvolvimento de culturas agrícolas;
 - Calcular o balanço energético da codigestão para verificar a viabilidade econômica da tecnologia de digestão dos dois substratos, levando em consideração os custos iniciais de trituração dos alimentos e do conteúdo ruminal e de concentração da biomassa algal;
 - Realizar novos estudos com agitação contínua da codigestão de biomassa algal e conteúdo ruminal e mapear os microrganismos presentes no resíduo ruminal e envolvidos no processo de degradação orgânica;
 - Realizar estudos em escala piloto de codigestão anaeróbia de biomassa algal e resíduos de alimentos, lodo ativado e resíduos de alimentos e conteúdo ruminal e biomassa algal.

REFERÊNCIAS

- AJEEJ, A.; THANIKAL, J. V.; NARAYANAN, C. M.; KUMAR, R. S. An overview of bio augmentation of methane by anaerobic co-digestion of municipal sludge along with microalgae and waste paper. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 270-276, Oct. 2015.
- ALRAWI, R. A.; AHMAD, A.; ISMAIL, N. KADIR, M. O. A. Anaerobic co-digestion of palm oil mill effluent with fluid as a co-substrate. **Desalination**, v. 269, p. 50-57, Mar. 2011.
- ANGELIDAKI, I., SANDERS, W. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. **Reviews in environmental science e bio/technology**. v. 3, n. 2, p. 117-129, June 2004.
- APHA, AWWA, WPCF. **Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed., American Public Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, DC, USA, 2012.
- APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, n. 6, p. 755-781, Dec. 2008.
- 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, jun. 2007.
- ARIAS, D. M.; SOLÉ-BUNDÓ, M.; GARFÍ, M.; FERRER, I.; GARCÍA, J.; UGGETTI, E. Integrating microalgae tertiary treatment into activated sludge systems for energy and nutrients recovery from wastewater. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 513-519, Jan. 2018.
- ASTALS, S.; MUSENZE, R. S.; BAI, X.; TANNOCK, S.; TAIT, S.; PRATT, S.; JENSEN, P. D. 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, Apr. 2015.
- AYALA-PARRA, P., LIU, Y., FIELD, J. A., SIERRA-ALVAREZ, R. Nutrient recovery and biogas generation from the anaerobic digestion of waste biomass from algal biofuel production. **Renewable Energy**, v. 108, p. 410-416, Aug. 2017.
- AYDIN, S.; YILDIRIM, E.; INCE, O.; INCE, B. Rumen anaerobic fungi create new opportunities for enhanced methane production from microalgae biomass. **Algal Research**, v. 23, p. 150-160, Apr. 2017.
- BARRAGÁN-TRINIDAD, M.; CARRILLO-REYES, J.; BUITRÓN, G. Hydrolysis of microalgal biomass using ruminal microorganisms as a pretreatment to increase methane recovery. **Bioresource Technology**, v. 244, pt. 1, p. 100-107, Nov. 2017.
- BAYR, S.; RANTANEN, M.; KAPARAJU, P.; RINTALA, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 28-36, Jan. 2012.

BOHUTSKYI, P.; PHAN, D.; KOPACHEVSKY, A. M.; CHOW, S.; BOUWER, E. J.; BETENBAUGH, M. J. Synergistic co-digestion of wastewater grown algae-bacteria polyculture biomass and cellulose to optimize carbon-to-nitrogen ratio and application of kinetic models to predict anaerobic digestion energy balance. **Bioresource Technology**, v. 269, p. 210-220, Dec. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília: MMA, ago. 2012. p. 72.

CABBAL, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. **Waste Management**, v. 33, n. 7, p. 1626-1632, July 2013.

CAPORGNO, M. P.; TROBAJO, R.; CAIOLA, N.; IBÁÑEZ, C.; FABREGAT, A.; BENGUA, C. Biogas production from sewage sludge and microalgae co-digestion under mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable Energy**, v. 75, p. 374-380, Mar. 2015.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1211-1220, 2012.

DENG, Y.; HUANG, Z.; RUAN, W.; ZHAO, M.; MIAO, H.; REM, H. Co-inoculation of cellulolytic rumen bacteria with methanogenic sludge to enhance methanogenesis of rice straw. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 117, p. 224-235, Feb. 2017.

FAERMAN, H. Pernambuco recebe primeira usina de biogás para geração distribuída. **Canal Energia**, 20 de nov. 2019. Disponível em: <https://canalenergia.com.br/noticias/53118596/pernambuco-recebe-primeira-usina-a-biogas-para-geracao-distribuida>. Acesso em: 11 ago. 2020.

FAVARO, L.; ALIBARDI, L.; LAVAGNOLO, M.C.; CASELLA, S.; BASAGLIA, M. Effects of inoculum and indigenous microflora on hydrogen production from the organic fraction of municipal solid waste. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, n. 27, p. 11774–11779, Sept. 2013.

FLORENCIO, L., JENIČEK, P., FIELD, J. A., LETTINGA, G. Effect of cobalt on the anaerobic degradation of methanol. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, v. 75, n. 5, p. 368-374, 1993.

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

GIRAULT, R.; BRIDOUX, G.; NAULEAU, F.; POUILLAIN, C.; BUFFET, J.; PEU, P.; SADOWSKI, A. G.; BÉLINE, F. Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and greasy sludge from flotation process: Batch versus CSTR experiments to investigate optimal design. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 1-8, Feb. 2012.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C., SIALVE, B., BERNET, N., STEYER, J. P. Impact of microalgae characteristics on their conversion to biofuel. Part II: Focus on biomethane production. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**. v. 6, n. 2, p. 205-218, Apr. 2012.

GUILFORD, N.G.H. **The anaerobic digestion of organic solid wastes of variable composition**. PhD Thesis, Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry, University of Toronto, Toronto, Nov. 2017.

HAMZAWI, V.; KENNEDY, K. J.; McLEAN, D. D. Anaerobic digestion of co-mingled municipal solid waste and sewage sludge. **Water Science & Technology**, v. 38, n. 2, p. 127-132, 1998.

HEO, N. H.; PARK, S. C.; KANG, H. Effects of mixture ratio and hydraulic retention time on single-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 39, n. 7, p. 1739-1756, 2004.

HOBSON, P.N.; STEWART, C.S. **The rumen microbial ecosystem**. London: Blackie Academic & Professional, 1997. 340 p.

IACOVIDOU, E.; OHANDJA, D.; VOULVOULIS, N. Food waste co-digestion with sewage sludge – Realising its potential in UK. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 267-274, Dec. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE BIOGÁS. **Infográficos ABiogás/ABRELPE – RSU. ABIOGÁS 2020**. Disponível em: <https://abiogas.org.br/infograficos-abiogas-abrelpe-rsu/>. Acesso em: 10 abr. 2020.

JANG, H. M., KIM, M., HÁ, J. H., PARK, J. M. Reactor performance and methanogenic archaea species in thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge mixed with food wastewater. **Chemical Engineering Journal**. v. 276, p. 20-28, Sept. 2015.

JIN, W.; XU, X.; YANG, F.; LI, C.; ZHOU, M. Performance enhancement by rumen cultures in anaerobic co-digestion of corn straw with pig manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 115, p. 120-129, Aug. 2018.

KIM, D. H.; CHO, S. K.; LEE, M. K.; KIM, M. S. Increased solubilization of excess sludge does always result in enhanced anaerobic digestion efficiency. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 660-664, Sept. 2013.

KIM, J.; KANG, C. Increased anaerobic production of methane by co-digestion of sludge with microalgal biomass and food waste leachate. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 409-412, Aug. 2015.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia, SC: Sbera, Embrapa Suínos e Aves, 2019.

LESTEUR, M.; BELLON-MAUREL, V.; GONZALEZ, C.; LATRILLE, E.; ROGER, J. M.; JUNQUA, G.; STEYER, J. P. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 4, p. 431–440, Apr. 2010.

LI, R.; DUAN, N.; ZHANG, Y.; LIU, Z.; LI, B.; ZHANG, D.; LU, H.; DONG, T. Co-digestion of chicken manure and microalgae *Chlorella* 1067 grown in the recycled digestate: Nutrients reuse and biogas enhancement. **Waste Management**, v. 70, p. 247-254, Dec. 2017.

LIU, C.; LI, L. H.; ZHANG, Y.; LIU, C. Improve biogas production from low-organic-content sludge through high-solids anaerobic co-digestion with food waste. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 252-260, Nov. 2016.

LIU, X.; GAO, X.; WANG, W.; ZHENG, L.; ZHOU, Y.; SUN, Y. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction. **Renewable Energy**, v. 44, p. 463-468, Aug. 2012.

LOPÉZ, I.; BORZACCONI, L. Modelling of slaughterhouse solid waste anaerobic digestion: Determination of parameters digestion and continuous reactor simulation. **Waste Management**, v. 30, n. 10, p. 1813-1821, Oct. 2010.

MAHDY, A.; FOTIDIS, I. A.; MANCINI, E.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; ANGELIDAKI, I. Ammonia tolerant inocula provide a good base for anaerobic digestion of microalgae in third generation biogas process. **Bioresource Technology**, v.225, p. 272-278, Feb. 2017.

MAHDY, A.; FOTIDIS, I. A.; MANCINI, E.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; ANGELIDAKI, I. Ammonia tolerant inocula provide a good base for anaerobic digestion of microalgae in third generation biogas process. **Bioresource Technology**, v.225, p. 272-278, Dec. 2017.

MAITY, S. K. Opportunities, recent trend and challenges of integrated biorefinery: Part I. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 43, p. 1427-1445, Mar. 2015.

MARTINS, L. R. **Avaliação de pré-tratamentos para a produção de metano a partir de biomassa algal**. 2019. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

MEHARIYA, S.; PATEL, A. K.; OBULISAMY, P. K.; PUNNIYAKOTTI, E.; WONG, J. W. C. Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective. **Bioresource Technology**, v. 265, p. 519-531, Oct. 2018.

MOSEY, F. E. New developments in the anaerobic treatment of industrial wastes. **Water pollution control**, v. 81, n. 4, p. 540-552, 1982.

MUSSGNUG, J. H., KLASSEN, V., SCHLÜTER, A., KRUSE, O. Microalgae as substrates for fermentative biogas production in a combined biorefinery concept. **Journal of Biotechnology**. v. 150, n. 1, p. 51-56, Oct. 2010.

NUCHDANG, S.; FRIGON, J. C.; ROY, C.; PILON, G.; PHALAKORNKULE, C.; GUIOT, S. R. Hydrothermal post-treatment of digestate to maximize the methane yield from the anaerobic digestion of microalgae. **Waste Management**, v. 71, p. 683-688, Jan. 2018.

OMONDI, E. A.; NJURU, P. G.; NDIBA, P. K. Anaerobic co-digestion of water hyacinth (*E. crassipes*) with ruminal slaughterhouse waste for biogas production. **Int. Journal of Renewable Energy Development**, v. 8, n. 3, p. 253-259, Oct. 2019.

PAGÉS-DÍAZ, J.; PEREDA-REYES, I.; TAHERZADEH, M. J.; SÁRVÁRI-HORVÁTH, I.; LUNDIN, M. Anaerobic co-digestion of solid slaughterhouse wastes with agro-residues: Synergistic and antagonistic interactions determined in batch digestion assays. **Chemical Engineering Journal**, v. 245, p. 89-98, June 2014.

- PALATSI, J.; VINAS, M.; GUIVERNAU, M.; FERNANDEZ, B.; FLOTATS, X. Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2219-2227, Feb. 2011.
- PASSOS, F.; CORDEIRO, P. H. M.; BAETA, B. E. L.; AQUINO, S. F. de; PEREZ-ELVIRA, S. I. Anaerobic co-digestion of coffee husks and microalgal biomass after thermal hydrolysis. **Bioresource Technology**, v. 253, p. 49-54, Apr. 2018.
- PASSOS, F.; FELIX, L.; ROCHA, H.; PEREIRA, J. O.; AQUINO, S. Reuse of microalgae grown in full-scale wastewater treatment ponds: Thermochemical pretreatment and biogas production. **Bioresource Technology**, v. 209, p. 305-312, June 2016.
- PRAJAPATI, S. K.; KAUSHIK, P.; MALIK, A.; VIJAY, V. K.; Phycoremediation coupled production of algal biomass, harvesting and anaerobic digestion: Possibilities and challenges. **Biotechnology Advances**, v. 31, n. 8, p. 1408–1425, Dec. 2013.
- PROBIOGÁS, Projeto Brasil Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético do Biogás. Guia Prático do Biogás – Geração e Utilização. Ministério das Cidades, Brasília, 2010.
- RODRIGUEZ, C., ALASWAD, A., EL-HASSAN, Z., OLABI, A. G. Waste paper and macroalgae co-digestion effect on methane production. **Energy**, v. 154, p. 119-125, July 2018.
- SIEGERT, I.; BANKS, C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 11, p. 3412-3418, Nov. 2005.
- SOLÉ-BUNDO, M., PASSOS, F., ROMERO-GÜIZA, M. S., FERRER, I., ASTALS, S. Co-digestion strategies to enhance microalgae anaerobic digestion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 112, p. 471-482, Sept. 2019.
- SOLÉ-BUNDÓ, M.; CUCINA, M.; FOLCH, M.; TÀPIAS, J.; GIGLIOTTI, G.; GARFÍ, M.; FERRER, I. Assessing the agricultural reuse of the digestate from microalgae anaerobic digestion and co-digestion with sewage sludge. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 1-9, May 2017b.
- SOLÉ-BUNDÓ, M.; ESKICIOGLU, C.; GARFÍ, M.; CARRÈRE, H.; FERRER, I. Anaerobic co-digestion of microalgal biomass and wheat straw with and without thermo-alkaline pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 237, p. 89-98, Aug. 2017a.
- SOSNOWSKI, P.; KLEPACZ-SMOLKA, A.; KACZOREK, K.; LEDAKOWICK, S. Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5731-5737, Sept. 2008.
- STROOT, P. G.; MCMAHON, K. D.; MACKIE, R. I.; RASKIN, L. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions. I. digester performance. **Water Research**, v. 35, n. 7, p. 1804-1816, May 2001.
- THORIN, E.; OLSSON, J.; SCHWEDE, S.; NEHRENHEIM, E. Co-digestion of sewage sludge and microalgae – Biogas production investigations. **Applied Energy**, v. 227, p. 64-72, Oct. 2018.

TYAGI, V. K.; LO, S. L. Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 25, p. 708-728, Sept. 2013.

VAN DEN HENDE, S.; VERVAEREN, H.; DESMET, S.; BOON, N. Bioflocculation of microalgae and bacteria combined with flue gas to improve sewage treatment. **New Biotechnology**, v. 29, n. 1, p. 23-31, Dec. 2011.

WANG, M., PARK, C. Investigation of anaerobic digestion of *Chlorella* sp. and *Micractinium* sp. grown in high-nitrogen wastewater and their co-digestion with waste activated sludge. **Biomass and Bioenergy**, v. 80, p. 30-37, Sept. 2015.

WANG, M.; SAHU, A. K.; RUSTEN, B.; PARK, C. Anaerobic co-digestion of *Chlorella* sp. and waste activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 585-590, Aug. 2013.

WELLINGER, A., MURPHY, J., BAXTER, D. (Ed.) **The biogas handbook: science, production and applications**. Cambridge: Woodhead Publishing, 2013. 476 p.

XIE, S.; WICKHAM, R.; NGHIEM, L. D. Synergistic effect from anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic wastes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 116, p. 191-197, Jan. 2017.

YEN, H. W., BRUNE, D. E. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 130-134, Jan. 2007.

YUE, Z.; LI, W.; YU, H. Application of rumen microorganisms for anaerobic bioconversion of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 738-744, Jan. 2013.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 170-176, Feb. 2013.

ZHANG, L.; LEE, Y.; JAHNG, 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, Apr. 2011.

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, n. 4, p. 929-935, Mar. 2007.

ZHANG, Y.; KANG, X.; WANG, Z.; KONG, X.; LI, L.; SUN, Y.; ZHU, S.; FENG, S.; LOU, X.; LV, P. Enhancement of the energy yield from microalgae via enzymatic pretreatment and anaerobic co-digestion. **Energy**, v. 164, p. 400-407, Dec. 2018.

ZHEN, G., LU, X., KOBAYASHI, T., KUMAR, G., XU, K. Anaerobic co-digestion on improving methane production from mixed microalgae (*Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp.) and food waste: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 299, p. 332-341, Sept. 2016.