

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**AVALIAÇÃO DA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE
RESÍDUOS ALIMENTARES E MICROALGAS EM
UM SISTEMA INTEGRADO DE TRATAMENTO**

Luísa Ornelas Ferreira

Belo Horizonte

2021

Luísa Ornelas Ferreira

**AVALIAÇÃO DA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE
RESÍDUOS ALIMENTARES E MICROALGAS EM UM
SISTEMA INTEGRADO DE TRATAMENTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientadora: Fabiana Lopes Del Rei Passos

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2021

F383a	<p>Ferreira, Luísa Ornelas. Avaliação da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas em um sistema integrado de tratamento [recurso eletrônico] / Luísa Ornelas Ferreira. – 2021. 1 recurso online (93 f. : il., color.) : pdf.</p> <p>Orientadora: Fabiana Lopes Del Rei Passos.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.</p> <p>Bibliografia: f. 82-93. Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.</p> <p>1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Digestão anaeróbia – Teses. 4. Metano – Teses. 5. Microalga – Teses. I. Passos, Fabiana Lopes Del Rei. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 628(043)</p>
-------	--



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
[ESCOLA DE ENGENHARIA]
COLEGIADO DO CURSO DE GRADUAÇÃO / PÓS-GRADUAÇÃO EM [SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS
HÍDRICOS]

FOLHA DE APROVAÇÃO

["Avaliação da Codigestão Anaeróbia de Resíduos Alimentares e Microalgas em um Sistema Integrado de Tratamento "]

[Luísa Ornelas Ferreira]

Dissertação de Mestrado] defendida e aprovada, no dia [06 de agosto de 2021], pela Banca Examinadora designada pelo [Colegiado do Programa de Pós-Graduação **EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**] da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

[Prof. Dr. Bruno Eduardo Lobo Baêta] - **Membro Externo**]

[UFOP]

[Prof. Cláudio Leite de Souza - **Membro Interno**]

[UFMG]

[Profa. Fabiana Lopes Del Rei Passos - **Orientadora**]

[UFMG]

APROVADA PELO COLEGIADO DO PPG SMARH

Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima - Coordenadora

Belo Horizonte, 06 de agosto de 2021.



Documento assinado eletronicamente por **Claudio Leite de Souza, Professor do Magistério Superior**, em 20/08/2021, às 14:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fabiana Lopes Del Rei Passos, Professora do Magistério Superior**, em 20/08/2021, às 16:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Bruno Eduardo Lobo Baêta, Usuário Externo**, em 24/08/2021, às 16:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 08/04/2022, às 13:38, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0876115** e o código CRC **50BC2B01**.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por proporcionarem todas as condições para que eu chegasse até aqui. Ao meu irmão por toda ajuda e conselhos durante os altos e baixos do caminho da pesquisa. Meus agradecimentos a vocês nunca serão suficientes, mas o amor é incondicional.

À minha orientadora Prof. Dra. Fabiana Passos, por ter me convidado a participar desse projeto de pesquisa que teve seus desafios, mas foi extremamente enriquecedor. Obrigada pela confiança depositada em mim, por todos os ensinamentos, pela disponibilidade, por toda paciência e pela parceria durante todo o processo. Gratidão!

Ao Prof. Dr. Sergi Astals, pela disponibilidade, interesse na pesquisa e pelas importantes contribuições durante os testes laboratoriais e no artigo.

Aos membros da banca, Prof. Dr. Cláudio Leite e Prof. Dr. Bruno Baêta, por aceitarem o convite para avaliação da dissertação e pelas contribuições que aperfeiçoaram este trabalho.

Ao Bernardo Tadeu, aluno de iniciação científica e operador da planta de tratamento de resíduos alimentares, pela contribuição na caracterização dos resíduos. Ao Lucas Vassalle e ao Erick Centeio pelas coletas e transporte de microalgas e lodo no CePTS.

À Isa e Iacy, pela parceria nas coletas, nas pesquisas e pelos momentos de descontração e desabafos em meio às loucuras e perrengues do laboratório.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos por todo conhecimento transmitido.

Ao Leandro, que esteve ao meu lado durante todo o caminho e que me incentivou em cada momento. Obrigada pela paciência, carinho e amor.

Aos amigos e familiares que sempre se fizeram presentes.

À CAPES, pela bolsa concedida, e ao CNPq, pelo financiamento do projeto.

À UFMG, à Escola de Engenharia e ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

“Os benefícios da ciência não são para os cientistas, e sim para humanidade”

Louise Pasteur

“Compreender as coisas que nos rodeiam é a melhor preparação para compreender o que há mais além”

Hipátia

“A Terra provê o suficiente para satisfazer a necessidade de todos os seres humanos, mas não a ganância deles.”

Mahatma Gandhi

RESUMO

Nas últimas décadas tem se tornado urgente soluções sustentáveis para o tratamento de resíduos alimentares, visto que 1/3 de todo alimento produzido é desperdiçado, emitindo 3,3 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente. Diante da demanda de um adequado gerenciamento desses resíduos, a codigestão anaeróbia (digestão de dois ou mais substratos) tem sido considerada uma alternativa para melhorar a estabilidade e a produção de metano do processo, visto que o resíduo alimentar pode apresentar desequilíbrio de macro e micronutrientes, baixa alcalinidade e inadequada concentração de sólidos, podendo levar à falha da digestão quando monodigerido. Nesse contexto, o objetivo desta pesquisa é avaliar a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e a biomassa de microalgas recuperada no sistema de tratamento de resíduos alimentares implantado na Universidade Federal de Minas Gerais, composto por um reator anaeróbio e uma lagoa de alta taxa (LAT) para pós-tratamento do efluente digerido. Para isso, testes de potencial bioquímico de metano (PBM) foram avaliados para comparar a monodigestão de diferentes resíduos alimentares tratados no sistema e, posteriormente, a codigestão entre os resíduos alimentares e microalgas produzidas na LAT. Especificamente, foram testadas diferentes proporções de ambos substratos e proporções estimando cenários reais do sistema integrado de tratamento. Os resultados mostraram que a monodigestão de frutas e vegetais foi inibida ($35 - 45 \text{ NmL CH}_4.\text{g SV}^{-1}$), provavelmente devido ao acúmulo de ácidos, como foi observado pelo baixo pH (4,9 – 5,3) e baixo teor de metano no biogás (21 – 25%). A estabilização do processo foi posteriormente atestada através da codigestão anaeróbia com microalgas, sendo o maior rendimento acumulado de metano ($514 \text{ NmL CH}_4.\text{g SV}^{-1}$) obtido na razão resíduo alimentar e microalgas de 75:25, em relação a sólidos voláteis, com maior sinergia entre os substratos (28% maior em relação ao valor teórico calculado). Estimativas para cenários reais de codigestão no sistema integrado revelaram que, devido à baixa produção de microalgas na LAT, como indicado em estudos anteriores, proporções de 99:1 seriam mais realistas se a totalidade de resíduos alimentares e microalgas fossem consideradas. Contudo, segundo os testes de PBM, essa proporção apresentou inibição, com um rendimento acumulado de metano de $43 \text{ NmL CH}_4.\text{g SV}^{-1}$. Embora uma proporção maior de resíduos alimentares na mistura seja preferível, uma quantidade mínima de microalgas é necessária para manter a estabilidade do processo e aumentar a produção de metano. Um segundo cenário real avaliado foi a utilização de efluente tratado da LAT ao mínimo para a diluição do resíduo alimentar, proporcionando uma digestão via líquida (15% sólidos totais) sem a adição de água potável. Porém, segundo os resultados, tal condição também foi inibida ($49 \text{ NmL CH}_4.\text{g SV}^{-1}$), mostrando a necessidade de outros ajustes, como a adição de alcalinidade, elementos traço ou o incremento na proporção de microalgas na codigestão.

Palavras-chave: Gerenciamento de resíduos alimentares; Microalgas; Sinergia; Metano; Codigestão anaeróbia; Aproveitamento de subprodutos

ABSTRACT

Sustainable solutions for the treatment of food waste have become urgent in recent decades, since 1/3 of all food produced is wasted, emitting 3.3 billion tons of carbon dioxide equivalent. In view of the demand for an adequate management of these wastes, anaerobic co-digestion (digestion of two or more substrates) has been considered to improve the stability and methane production of the process, since food waste may present macro and micronutrients imbalance, low alkalinity and inadequate solids concentration, which can lead to digestion failure when mono-digested. In this context, the aim of this research is to evaluate the anaerobic co-digestion of food waste and microalgal biomass recovered in an integrated treatment system of food waste implemented at the Federal University of Minas Gerais, composed of an anaerobic reactor and a high rate algal pond (HRAP) for post-treatment of the digested effluent. For this purpose, biochemical methane potential tests (BMP) were evaluated to compare the mono-digestion of different food wastes treated in the system and, subsequently, the co-digestion between food waste and microalgae produced in the HRAP. Specifically, different proportions of both substrates and proportions estimating real scenarios in the integrated treatment system were tested. The results showed that mono-digestion of fruit and vegetables was inhibited (35 – 45 NmL CH₄.g VS⁻¹), probably due to acids accumulation, as was observed by low pH (4.9 – 5.3) and low methane content in the biogas (21 – 25%). The stabilization of the process was further attested by anaerobic co-digestion with microalgae, with the highest methane yield (514 NmL CH₄.g VS⁻¹) obtained at the 75:25 ratio of food waste and microalgae, based on volatile solids, with higher synergy between the substrates (28% higher compared to the calculated theoretical value). Estimates for real scenarios of co-digestion in an integrated system revealed that, due to the low microalgae production in the HRAP, as indicated in previous studies, 99:1 ratio would be more realistic if the totality of food waste and microalgae were considered. However, according to BMP tests, this proportion was inhibited, with an accumulated methane yield of 43 NmL CH₄.g VS⁻¹. Although a higher proportion of food waste in the mixture is preferable, a minimum amount of microalgae is needed to maintain process stability and increasing methane production. A second real scenario evaluated was the use of HRAP effluent to a minimum to dilute the food waste for a liquid digestion (15% total solids) without the addition of potable water. However, according to the results, this condition was also inhibited (49 NmL CH₄.g SV⁻¹), showing the need for other adjustments, such as the addition of alkalinity, trace elements or the increase in the proportion of microalgae in co-digestion.

Keywords: Food waste management; Microalgae; Synergy; Methane; Anaerobic co-digestion; Use of by-products

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Perdas e desperdícios alimentares per capita no consumo e no pré-consumo em diferentes regiões.....	18
Figura 2.2 – Hierarquização de ações para redução do desperdício alimentar.....	20
Figura 2.3 – Fluxogramas simplificados de tratamento utilizando LAT. (a) Tratamento de efluente; (b) tratamento de efluente ou resíduo orgânico.....	22
Figura 2.4 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	24
Figura 4.1 – Esquema do sistema integrado de metanização de resíduos alimentares na UFMG.....	42
Figura 4.2 – Reator de metanização de resíduos alimentares.....	43
Figura 4.3 – (a) 1- LAT convencional (prof. 30 cm); 2- LAT modificada (prof. 120 cm); 3 e 4- decantadores lamelares. (b) Detalhe LAT convencional.....	43
Figura 4.4 – Exemplos de resíduos alimentares de preparo (esquerda) e de prato (direita) do RU-II.....	44
Figura 4.5 – LATs (CePTS) e concentração da biomassa em cone Imhoff.	45
Figura 4.6 – Reator UASB em escala demonstração (esquerda) e lodo anaeróbio (direita). ...	46
Figura 4.7 – Frascos incubados em <i>shaker</i> e medição da produção de biogás (seringa de vidro esmerilhada) e coleta para quantificação do teor de metano (seringa de plástico).....	48
Figura 5.1 – Porcentagem estimada dos alimentos constituintes dos resíduos de prato (a) e preparo (b).	52
Figura 5.2 – Frequência dos alimentos nos resíduos de prato e preparo.	53
Figura 5.3 – Preparo dos resíduos alimentares.	55
Figura 5.4 – Rendimento acumulado (a) e taxa de produção (b) de metano dos diferentes resíduos alimentares.	57
Figura 5.5 – Teor de metano no biogás para o teste de PBM de monodigestão de diferentes resíduos alimentares.	60
Figura 5.6 – Rendimento acumulado de metano estimado (–) e observado (o) dos diferentes resíduos alimentares.	61
Figura 5.7 – Preparo do resíduo alimentar e trituração.	62
Figura 5.8 – Rendimento acumulado (a) e taxa de produção (b) de metano das diferentes misturas testadas (legenda em %SV _{RA} :%SV _{MA}).	63
Figura 5.9 – Teor de metano no biogás para os testes de PBM das diferentes proporções de codigestão entre resíduos alimentar e microalgas (legenda em %SV _{RA} :%SV _{MA}).	66
Figura 5.10 – Rendimento de metano estimado (–) e observado (o) das diferentes proporções de codigestão.	67
Figura 5.11 – Preparo do resíduo alimentar.	71
Figura 5.12 – Rendimento acumulado (a) e taxa de produção (b) de metano das condições testadas de codigestão em cenário real (legenda em %SV _{RA} :%SV _{MA}).	73

Figura 5.13 – Teor de metano no biogás para os testes de PBM de codigestão entre resíduo alimentar e microalgas considerando um cenário real (legenda em %SV _{RA} :%SV _{MA}).....	75
Figura 5.14 – Rendimento acumulado de metano para o controle e o resíduo alimentar a 15% de ST.....	77
Figura 5.15 – Teor de metano no biogás para o controle e o resíduo alimentar a 15% de ST.	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Características dos resíduos alimentares.	28
Tabela 2.2 – Rendimento de metano de resíduos alimentares reportados na literatura.....	29
Tabela 2.3 – Características das microalgas.....	32
Tabela 2.4 – Rendimento de metano de microalgas reportados na literatura.....	33
Tabela 2.5 – Rendimento de metano acumulado na codigestão de resíduos alimentares e de microalgas com diferentes cossustratos.....	36
Tabela 2.6 – Rendimento de metano acumulado na codigestão de resíduos alimentares com microalgas.....	37
Tabela 2.7 – Caracterização dos resíduos alimentares tratados na <i>p</i> Methar.	39
Tabela 2.8 – Desempenho do sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares.....	39
Tabela 4.1 – Parâmetros de caracterização e métodos de análise.	51
Tabela 5.1 – Caracterização dos resíduos alimentares do RU-II.....	54
Tabela 5.2 – Caracterização físico-química dos resíduos alimentares e inóculo.	55
Tabela 5.3 – Valores de pH iniciais e finais e relação AI/AP para o teste de PBM de monodigestão de diferentes resíduos alimentares.	59
Tabela 5.4 – Parâmetros estimados pela cinética de primeira ordem para o teste de PBM de monodigestão de diferentes resíduos alimentares.	60
Tabela 5.5 – Caracterização físico-química dos substratos e inóculo.	62
Tabela 5.6 – Valores de pH iniciais e finais e relação AI/AP para os testes de PBM das diferentes proporções de codigestão entre resíduos alimentar e microalgas (RA:MA).	65
Tabela 5.7 – Parâmetros estimados pela cinética de primeira ordem.....	67
Tabela 5.8 – Rendimentos experimental e calculado de metano e sinergia para o teste de PBM de codigestão entre resíduo alimentar e microalgas.	68
Tabela 5.9 – Parâmetros utilizados para estimar cenários reais de codigestão na planta em escala demonstração.	69
Tabela 5.10 – Caracterização físico-química dos substratos e inóculo.	71
Tabela 5.11 – Valores de pH iniciais e finais e relação AI/AP para os testes de PBM de codigestão entre resíduo alimentar e microalgas considerando um cenário real.....	74
Tabela 5.12 – Parâmetros estimados pela cinética de primeira ordem.....	75
Tabela 5.13 – Parâmetros estimados pela cinética de primeira ordem.....	78

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

AGV – ácidos graxos voláteis

AI/AP – relação entre a alcalinidade intermediária e a parcial

APHA – *American Public Health Association*

C/N – relação entre carbono e nitrogênio

CePTS – Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA

CH₄ – metano

CO₂ – dióxido de carbono

EPA – Environmental Protection Agency

FAO – Food and Agriculture Organization of United Nations

FORSU – fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos

GEE – gases de efeito estufa

H₂ – hidrogênio

H₂S – sulfeto de hidrogênio

k – constante cinética

LAT – lagoa de alta taxa

MA – microalgas

NH₄ – amônia

NTK – nitrogênio total Kjeldahl

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

PBM – potencial bioquímico de metano

PCH₄_{exp} – produção específica de metano experimental

PCH₄_{calc} – produção específica de metano calculada

pH – potencial hidrogeniônico

pMethar – Plataforma de Metanização de Resíduos Orgânicos

PNMC – Política Nacional de Mudanças Climáticas

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

RA – resíduo alimentar

RU – Restaurante Universitário

S/I – relação entre substrato e inóculo

ST – sólidos totais

SV – sólidos voláteis

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais

UNEP – United Nations Environment Programme

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO DA LITERATURA	17
2.1	RESÍDUOS ALIMENTARES.....	17
2.2	MICROALGAS.....	20
2.3	DIGESTÃO ANAERÓBIA	23
2.3.1	<i>Digestão anaeróbia de resíduos alimentares</i>	26
2.3.2	<i>Digestão anaeróbia de microalgas</i>	31
2.4	CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES E MICROALGAS.....	34
2.5	SISTEMA INTEGRADO DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS ALIMENTARES – PMETHAR UFMG	38
3	OBJETIVOS	41
3.1	OBJETIVO GERAL	41
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	41
4	MATERIAL E MÉTODOS	42
4.1	PLATAFORMA DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS ALIMENTARES DA UFMG.....	42
4.2	COLETA, PREPARAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS E INÓCULO	43
4.2.1	<i>Resíduo alimentar</i>	43
4.2.2	<i>Microalgas</i>	44
4.2.3	<i>Inóculo</i>	45
4.3	TESTES DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (PBM).....	46
4.3.1	<i>Constante cinética</i>	49
4.3.2	<i>Sinergia</i>	50
4.4	PARÂMETROS ANALÍTICOS	50
4.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA	51
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1	COMPOSIÇÃO E BIODEGRADABILIDADE DO RESÍDUO ALIMENTAR	52
5.2	AVALIAÇÃO DA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES E MICROALGAS	61
5.3	ESTIMATIVA DE CENÁRIOS REAIS PARA A CODIGESTÃO EM UMA PLANTA DE TRATAMENTO INTEGRADO	68
5.3.1	<i>Codigestão do conteúdo total de resíduos alimentares e microalgas no sistema integrado de tratamento</i>	70
5.3.2	<i>Codigestão para uma digestão anaeróbia em estado líquido</i>	76
6	CONCLUSÕES	80
7	RECOMENDAÇÕES	81
	REFERÊNCIAS	82

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem se tornado urgente soluções sustentáveis para o tratamento de resíduos alimentares, uma vez que cerca de 1/3 de todo alimento produzido anualmente no mundo é desperdiçado, emitindo cerca de 3,3 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente de gases de efeito estufa (FAO, 2013). A sua disposição em aterros sanitários, solução comumente empregada no Brasil, é inviável econômica e energeticamente. Faz-se necessário, portanto, o adequado gerenciamento desses resíduos, que pode ser alcançado através da digestão anaeróbia.

A digestão anaeróbia é um processo de tratamento biológico que, quando controlado, gera energia limpa a baixo custo e com menor possibilidade de emissão de gases de efeito estufa. Não obstante, a digestão anaeróbia de alguns resíduos e efluentes apresentam inibições e toxicidades aos microrganismos decorrentes de um desequilíbrio de macro e micronutrientes, elevada carga de gorduras ou compostos recalcitrantes, desequilíbrio no teor de sólidos ou de umidade, entre outros (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; NÁTHIA-NEVES *et al.*, 2018; PRAMANIK *et al.*, 2019; REN *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2014). Para superar tais problemas, a codigestão anaeróbia é identificada como uma alternativa, onde um ou mais cossustratos são adicionados ao mesmo reator para superar os inconvenientes supracitados e melhorar a biodegradabilidade e a produção de biogás e metano. Tal bioprocessos é atualmente considerado o tópico mais relevante dentre as pesquisas em digestão anaeróbia (LI *et al.*, 2015; MATA-ALVAREZ *et al.*, 2014; PIÑAS *et al.*, 2018; SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2019).

Além da possibilidade de proporcionar maior estabilidade e maior geração de metano, devido à uma melhor composição do afluente, a codigestão também é uma forma de cotratamento de diferentes efluentes e resíduos orgânicos gerados localmente. Dessa forma, faz-se possível a codisposição e a recuperação energética, descentralizando a geração de energia, diminuindo os custos e aumentando a sustentabilidade local.

A associação do tratamento por reatores anaeróbios seguidos por lagoas de alta taxa para pós-tratamento da fração líquida ou digestato é uma alternativa atrativa para países como o Brasil, devido ao baixo custo, clima favorável, disponibilidade de área e baixo consumo de energia (VON SPERLING, 2017a). As lagoas de alta taxa removem eficientemente matéria orgânica solúvel e nutrientes, ao mesmo tempo que produzem microalgas que podem ser processadas e convertidas em biocombustíveis, biofertilizantes, suplemento animal, entre outros

(SPOLAORE *et al.*, 2006; UGGETI *et al.*, 2014; CHEW *et al.*, 2017). A sua conversão em biogás através da digestão anaeróbia tem sido explorada como uma tecnologia que não necessita extração de componentes da biomassa, além de ser um processo bem conhecido e aplicado (UGGETTI *et al.*, 2014). Assim, as microalgas poderiam ser aplicadas como cossustrato para a codigestão anaeróbia, já que são compostos com particularidades, como alta alcalinidade e presença de micronutrientes, que podem ser atrativas para a melhora da digestão de resíduos que possuem tais características em desequilíbrio, como o resíduo alimentar.

Outro aspecto de importância no tratamento de resíduos é a perspectiva circular dos processos. Parece urgente minimizar os impactos ambientais e econômicos dos sistemas de tratamento e, para isso, adotar ciclos autossustentáveis, onde os subprodutos do tratamento possuem valor e são passíveis de reaproveitamento. Cabe ressaltar que alguns sistemas de tratamento compostos por reatores anaeróbios seguidos por lagoas de microalgas são implantados em larga escala (ALL-GAS, 2013), porém não existem instalações integradas onde todos os subprodutos gerados são reaproveitados localmente.

Nesse contexto, há na Universidade Federal de Minas Gerais um sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares basicamente composto por um reator anaeróbio de mistura completa e uma lagoa de alta taxa para o pós-tratamento do efluente. Dessa forma, destaca-se a importância em avaliar a codigestão dos resíduos alimentares e microalgas como forma de fechar o ciclo de tratamento e reaproveitar os subprodutos gerados.

Particularmente nesse cenário, o reator anaeróbio está desenhado para operar em estado líquido através da adição de água potável, já que o resíduo alimentar apresenta um elevado teor de sólidos (FERREIRA *et al.*, 2021). Nesse sentido, a codigestão com microalgas também pode representar uma maior sustentabilidade do processo ao substituir o uso de água potável, garantindo o balanço da razão sólido/líquido.

Diversas pesquisas têm sido feitas em relação à codigestão do resíduo alimentar e das microalgas com diversos outros cossustratos, mas poucas são as que tratam especificamente da codigestão entre o resíduo alimentar e as microalgas. Faz-se importante, portanto, avaliar a biodegradabilidade da codigestão dos substratos em questão e investigar cenários reais do sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares implantado a fim de verificar a viabilidade da abordagem do estudo.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 *Resíduos Alimentares*

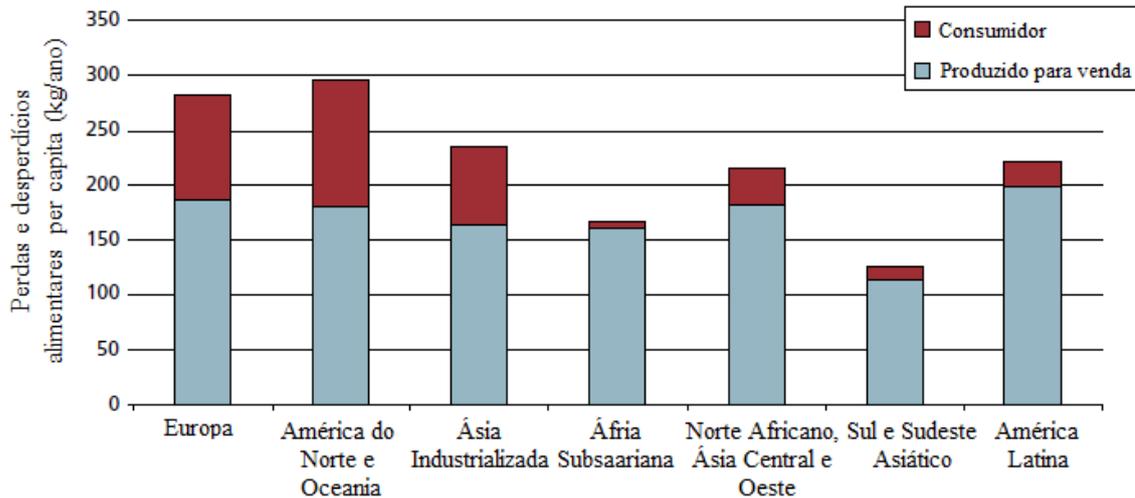
A geração total de resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2019 foi de aproximadamente 79 milhões de toneladas, sendo que a fração orgânica (FORSU) representa 45,3% e é composta basicamente por resíduos alimentares, resíduos verdes (poda de árvores e jardinagem) e madeiras (ABRELPE, 2020). Além disso, restos de animais, resíduos de indústria (alimentícia, frigoríficos, etc.) e lodo de estações de tratamento de esgotos também fazem parte da FORSU (BRASIL, 2017). Ainda, vale ressaltar que as características de geração e a composição da FORSU variam conforme fatores ambientais, sociais, culturais e econômicos particulares de cada município ou região.

Os resíduos alimentares englobam desperdícios e perdas em todo o processo produtivo dos alimentos, incluindo a produção, manuseio, armazenamento, distribuição e consumo. Todavia, as estimativas globais de desperdício de alimentos têm se baseado na extrapolação de dados de um pequeno número de países, usando geralmente dados ultrapassados, já que poucos governos têm dados robustos sobre desperdício de alimentos (UNEP, 2021). Um estudo da FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations) estimou que, a cada ano, aproximadamente um terço de toda comida produzida para consumo humano no mundo é perdida ou desperdiçada, representando cerca de 1,3 bilhões de toneladas (FAO, 2013). Já o estudo da UNEP (United Nations Environment Programme) estimou que 931 milhões de toneladas de resíduos alimentares foram desperdiçadas em 2019 nos âmbitos domiciliares (61%), de serviços de alimentos (26%) e do varejo (13%), representando 17% dos resíduos disponíveis nesses setores (UNEP, 2021). No Brasil, 26,3 milhões foram perdidas ou desperdiçadas no ano de 2013 (FAO, 2018). Esse valor representa quase 10% dos alimentos disponíveis no país, sendo que o armazenamento, a embalagem, o manuseio e o transporte são as causas mais frequentes dessas perdas (BRASIL, 2018).

Em países mais desenvolvidos, há um grande desperdício de alimentos que ainda são apropriados para consumo. Já em países de baixa renda, a perda de alimentos é muito menor ao nível do consumidor, evidenciando a desigualdade social no mundo em um dos segmentos mais básicos, a alimentação (Figura 2.1). Como pode ser observado na Figura 2.1, a quantidade de

resíduos alimentares provenientes do consumidor em países industrializados é quase tão elevada quanto da produção líquida total de alimentos na África Subsaariana (FAO, 2011).

Figura 2.1 – Perdas e desperdícios alimentares per capita no consumo e no pré-consumo em diferentes regiões.



Fonte: adaptado de FAO (2011)

No Brasil, apenas nos domicílios (etapa de consumo), o desperdício de alimentos per capita é de $114 \text{ g.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$, o que representa um desperdício anual de 41,6 kg por pessoa (PORPINO *et al.*, 2018). Em universidades e faculdades, a perda de resíduos alimentares ocorre principalmente nas cantinas e nos restaurantes universitários durante o preparo e o consumo. Esse desperdício pode acontecer por vários fatores, como o planejamento inadequado do número de refeições, as preferências alimentares, a frequência diária dos usuários dos serviços, entre outros (BORGES *et al.*, 2019). A exemplo, um estudo estimou que a geração de resíduos alimentares dos restaurantes universitários da Universidade Federal de Minas Gerais no Câmpus Pampulha é de aproximadamente 18 toneladas por mês (GOMES, 2014).

Alguns problemas ambientais estão associados ao manejo do resíduo alimentar, como a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e a contaminação do solo e da água devido à disposição inadequada. Estima-se que a emissão de gases de efeito estufa dos resíduos alimentares dispostos incorretamente seja de 3,3 bilhões de toneladas de CO_2 equivalente (FAO, 2013). Essas perdas e desperdícios alimentares equivalem de 8 a 10% do total de emissões antrópicas de GEE (MBOW *et al.*, 2019). Comparando a emissão referente ao desperdício alimentar com a emissão global de GEE de diferentes países, o resíduo alimentar ocupa o terceiro lugar na classificação de emissões, perdendo apenas para a China e os Estados Unidos da América (FAO, 2013).

Adicionalmente, a Organização das Nações Unidas (ONU) destaca que um dos indicadores para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) é o consumo e produção sustentáveis (ODS 12) e entre os compromissos está a redução pela metade, até 2030, do desperdício de alimentos per capita mundial, nos níveis de varejo e do consumidor, e a redução das perdas de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento, incluindo as perdas pós-colheita (ODS 12.3) (ONU, 2021). Além disso, são metas da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) e da Política Nacional de Mudanças Climáticas (BRASIL, 2009) a busca por alternativas sustentáveis para disposição e tratamento dos resíduos e a redução das emissões de GEE.

Dessa forma, tendo em vista a problemática dos resíduos alimentares e visando o cumprimento de metas e objetivos, uma gestão sustentável desses resíduos torna-se importante. Essa gestão inclui, na ordem de preferência, a redução na fonte, alimentar pessoas com fome, alimentar animais, usos industriais, compostagem e, por fim, aterro e incineração (EPA, 2019) (Figura 2.2). No Brasil, apenas 1% do resíduo orgânico é reaproveitado, ou seja, a maior proporção dos resíduos alimentares é destinada a aterros sanitários (ABRELPE, 2020; ASSEMAE, 2019). Essa tecnologia está no último lugar da cadeia, já que além de emitir diversos gases poluentes que contribuem e agravam a contaminação atmosférica, não possui foco na recuperação de produtos dos resíduos orgânicos. O processamento e a reutilização de compostos dos diferentes efluentes e resíduos têm sido priorizados nas investigações científicas e políticas públicas ao redor do mundo para diminuir o impacto ambiental e buscar a economia circular.

Figura 2.2 – Hierarquização de ações para redução do desperdício alimentar.

Fonte: adaptado de EPA (2019)

Nesse sentido, entre as tecnologias aplicadas em larga escala para o manejo dos resíduos alimentares, destaca-se a digestão anaeróbia e a compostagem, ambos processos de degradação biológica do material particulado que geram subprodutos de interesse. A digestão anaeróbia, foco desta pesquisa, gera durante o processo de tratamento dois valiosos produtos, o biogás e o biossólido, passíveis de reaproveitamento energético e como adubo agrícola, respectivamente.

2.2 Microalgas

As microalgas são produtores primários microscópicos e um grupo extremamente heterogêneo de organismos com requisitos mínimos de energia e nutrientes, permitindo que cresçam em quase todos os ambientes, tanto em águas doces quanto salinas ou mesmo em efluentes. O tamanho das microalgas pode variar de menos de um micrômetro a algumas centenas de micrômetros; eles podem ter uma estrutura celular procariótica ou eucariótica e ocorrer na forma de uma célula unicelular ou colonial (VU *et al.*, 2018).

As microalgas são consideradas bastante atrativas para o tratamento de efluentes, uma vez que possuem a capacidade de assimilação de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, e fornecem oxigênio, através da fotossíntese, para bactérias heterotróficas que vivem em simbiose com as microalgas e promovem a degradação da matéria orgânica (DE GODOS *et al.*, 2016; RAWAT *et al.*, 2011). Nesse caso, as microalgas podem ser usadas para o tratamento biológico ou como

uma etapa de pós-tratamento de efluentes com uma baixa demanda de energia se comparado com sistemas aerados, como lodos ativados, que necessitam de injeção de O₂ para o crescimento bacteriano.

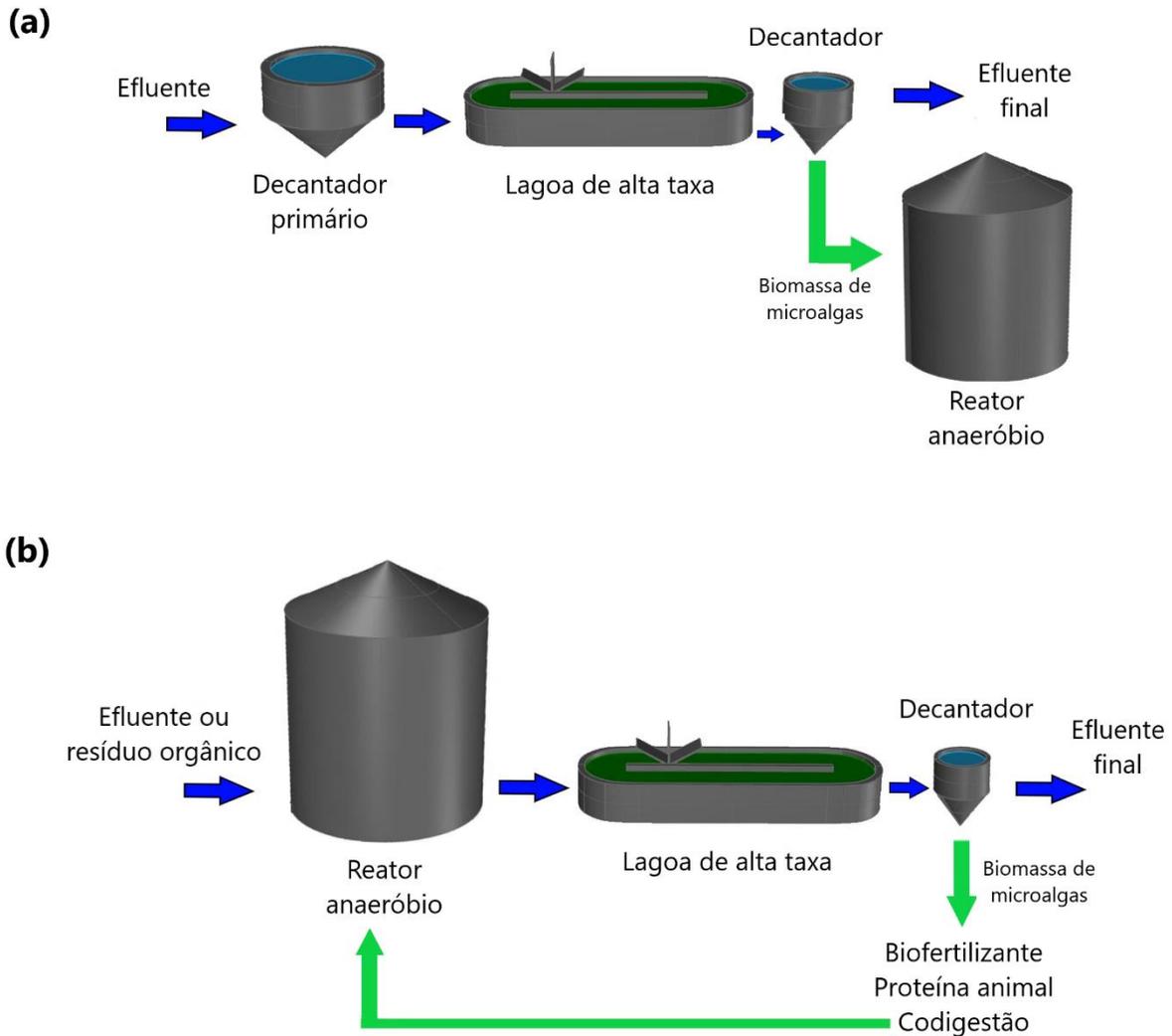
As microalgas são implementadas em tais sistemas através de fotobioreatores abertos ou fechados. Os sistemas mais comumente implementados para tal fim são as lagoas abertas, por serem de mais simples operação e manutenção. Essas lagoas abertas ou lagoas de alta taxa (LAT) são canais de fluxo em circuito fechado de profundidade rasa (~ 30 cm) e com um rotor de eixo horizontal que homogeneiza o conteúdo interno, garantindo a penetração da luz solar, melhorando o contato do efluente com as bactérias e microalgas e minimizando as zonas mortas (VON SPERLING, 2017b). Pode-se ter, portanto, dois propósitos nos sistemas de tratamento por LATs, o tratamento de efluentes e a produção de microalgas (OLGUÍN, 2012; RAWAT *et al.*, 2011). Isso se potencializa dado que a biomassa de microalgas, após a sua separação e concentração, pode ser processada em diversos produtos de valor econômico, transformando, assim, o tratamento de efluentes em um processo sustentável.

As LATs são atualmente investigadas como tecnologias de baixo custo, que podem ser implementadas em locais com disponibilidade de área e alta radiação solar. Além do baixo custo de operação e manutenção, outra vantagem é a menor emissão de GEE se comparado às demais lagoas de estabilização, que são comumente empregadas no Brasil (ANA, 2017; ARASHIRO *et al.*, 2019).

Dessa forma, em sistemas de tratamento de efluentes, as LATs com produção de microalgas podem ser uma interessante alternativa para a remoção de matéria orgânica solúvel e nutrientes. Diferentes configurações de sistemas estão representadas na Figura 2.3. Como pode ser visto, as LATs podem ser usadas para o tratamento biológico de um efluente, como o esgoto doméstico ou, ainda, podem ser aplicadas como pós-tratamento de reatores anaeróbios usados para o tratamento de efluentes ou resíduos orgânicos. Nesse caso, como a digestão anaeróbia tem se tornado uma rota atrativa para o tratamento de resíduos orgânicos, é fato a necessidade de se pensar tecnologias para melhorar a qualidade do digestato produzido visando o seu lançamento ou reuso. Em se tratando de resíduos de alimentos, o digestato gerado no processo possui elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, superiores às encontradas em efluentes domésticos. Apesar disso, estudos recentes têm demonstrado que lagoas baseadas em

microalgas, como as lagoas de alta taxa, tem se tornando uma tecnologia viável e sustentável para o tratamento desse tipo de efluente (TORRES-FRANCO *et al.*, 2020).

Figura 2.3 – Fluxogramas simplificados de tratamento utilizando LAT. (a) Tratamento de efluente; (b) tratamento de efluente ou resíduo orgânico.



Fonte: autor (2021)

O cultivo de microalgas tem sido bastante estudado no campo da biotecnologia, uma vez que são uma fonte rica em carboidratos, lipídios, proteínas, pigmentos e vitaminas e, por isso, são uma valiosa matéria-prima para produtos de valor agregado, como biocombustíveis, biofertilizantes, suplementos animais e cosméticos (CHEW *et al.*, 2017; SPOLAORE *et al.*, 2006; UGETTI *et al.*, 2014). Contudo, em relação à sua recuperação e aproveitamento quando produzidas para o tratamento de efluentes, é mais viável a sua valorização em fontes de biocombustíveis, como o biogás, biodiesel e bioetanol (JANKOWASKA; SAHU;

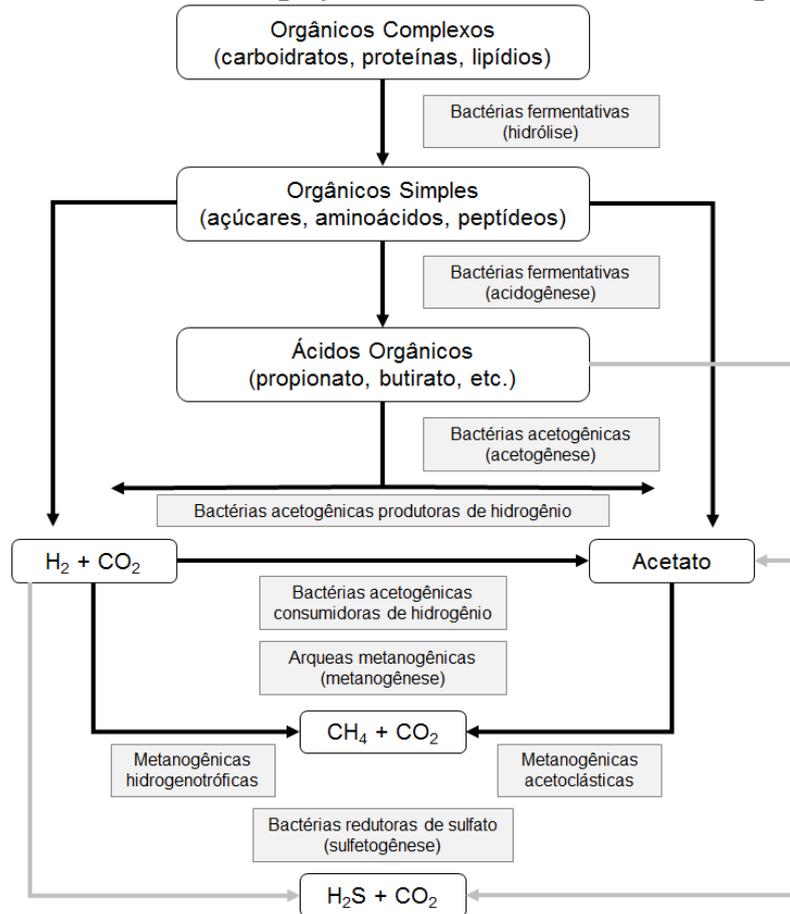
OLESKOWICS-POPIEL, 2017; UGGETTI *et al.*, 2014). Segundo a literatura, as principais vantagens do uso das microalgas são: i) a sua alta eficiência fotossintética, o que leva a uma alta taxa de crescimento e produção de biomassa; ii) se caracteriza por uma biomassa que não compete com culturas alimentares por terras; iii) possibilita o acúmulo de certos compostos (i.e., biopolímeros ou lipídios) sob condições de estresse; e iv) não precisa ser cultivada necessariamente em água potável, podendo ser usada água salgada, salobra ou águas residuais (AISHVARYA *et al.*, 2015; SIALVE; BERNET; BARNARD, 2009; ZAMOLLA *et al.*, 2011).

Análises do ciclo de vida mostraram, entretanto, que o cultivo de microalgas apenas para produção de biodiesel e bioetanol é energeticamente e economicamente desfavorável, devido ao complexo processo de desidratação e extração dos compostos necessários (KHOO *et al.*, 2011; UGGETTI *et al.*, 2014). Por outro lado, a produção de biogás através da digestão anaeróbia usa a totalidade da biomassa, além do processo ser de fácil operação e com baixo custo de investimento (ZHEN *et al.*, 2016).

2.3 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo de reações bioquímicas em cadeia, onde uma complexa comunidade microbiana, na ausência de oxigênio, converte o material orgânico particulado de efluentes e resíduos em produtos finais, i.e., o biogás (composto principalmente por metano, CH₄, e dióxido de carbono, CO₂), efluente tratado (água e compostos hidrolisados, como amônia), e lodo ou biossólidos (biomassa microbiana e compostos orgânicos estabilizados). A degradação dos compostos orgânicos pode ser subdividida em várias fases metabólicas, sendo essas: a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese, como ilustrado na Figura 2.4.

Figura 2.4 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.



Fonte: adaptado de McCarty (1964) e Chernicharo (2016)

Na primeira fase da digestão anaeróbia, bactérias anaeróbias e facultativas convertem, através da hidrólise e da fermentação, compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em compostos orgânicos simples e solúveis, passíveis de uso como fonte de energia e crescimento celular (CHERNICHARO, 2016; MCCARTY, 1964). Na acidogênese, os compostos produzidos na hidrólise são metabolizados dentro das células de bactérias fermentativas e são convertidos em diversos compostos mais simples, como ácidos graxos voláteis (AGVs), álcoois, ácido lático, CO₂, H₂ (hidrogênio), NH₄ (amônia) e H₂S (sulfeto de hidrogênio), além de novas células (CHERNICHARO, 2016; MCCARTY, 1964; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). Em seguida, tais compostos formados são oxidados por bactérias acetogênicas em substratos apropriados para os microrganismos metanogênicos, como ácido acético, CO₂ e H₂. Na fase final, as arqueas metanogênicas convertem o acetato e o H₂ em CH₄ e CO₂ (CHERNICHARO, 2016; MCCARTY, 1964). Os microrganismos metanogênicos e acidogênicos possuem, portanto, uma interação sintrófica, ou seja, de benefício mútuo, uma vez que as arqueas metanogênicas convertem em CH₄ e CO₂ o substrato

fornecido pelos microrganismos formadores de ácidos (CHERNICHARO, 2016; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

O processo de digestão anaeróbia pode ser limitado em etapas específicas do processo dependendo da composição e biodegradabilidade dos substratos. Geralmente, a primeira etapa de hidrólise é considerada a etapa limitante para resíduos orgânicos complexos, visto que as enzimas hidrolíticas devem ser primeiramente adsorvidas na superfície dos substratos sólidos, além de ser a fase que determina a disponibilidade do substrato para as etapas subsequentes (REN *et al.*, 2018; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; TOMEI *et al.*, 2009; VEEKEN; HAMELERS, 1999; ZHANG *et al.*, 2014). No caso dos resíduos alimentares, a metanogênese também pode ser a etapa limitante, já que é um resíduo facilmente biodegradável e com rápida acidificação, o que pode levar a uma queda do pH devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) e a consequente inibição das arqueas metanogênicas (BRAGUGLIA *et al.*, 2018; REN *et al.*, 2018). Já resíduos com parede celular com estrutura complexa, contendo compostos de difícil degradação, como o caso das microalgas, a etapa limitante é comumente a hidrólise, devido, principalmente, à resistência à ruptura desses materiais e ao acesso do conteúdo orgânico intracelular pelos microrganismos no reator (ASTALS *et al.*, 2015).

Uma das maiores vantagens da digestão anaeróbia é a produção de metano, que possui alto poder calorífico. Estudos apontam que o conteúdo de CH₄ no biogás de digestão anaeróbia de resíduos alimentares pode variar entre 54 e 68% a depender da temperatura de operação (FERREIRA, 2015; FERREIRA *et al.*, 2020; KIM *et al.*, 2006). Dentre as plantas de geração de biogás em operação no Brasil, 440 plantas são para geração de energia elétrica, 101 para biometano, 21 para energia mecânica e 9 para energia térmica, sendo o substrato proveniente da agropecuária o de maior uso, seguido pelo substrato da indústria e, por fim, pelo resíduo sólido urbano e de estação de tratamento de esgoto (CIBIOGÁS, 2019).

Ademais, a digestão anaeróbia pode ser classificada em função do teor de sólidos totais (ST) contido no substrato. A digestão em estado líquido geralmente é aplicada para substratos que apresentam baixo conteúdo de sólidos totais (ST < 15%). Já quando a quantidade de sólidos totais ultrapassa 15%, o processo é considerado em estado sólido (ANDRÉ; PAUSS; RIBEIRO, 2018; BRASIL, 2015; LI; PARK; ZHU, 2011). Entre as vantagens da digestão em estado líquido tem-se a maior disponibilidade, absorção e difusão de nutrientes do meio para os sítios bacterianos, maior transferência de ácidos orgânicos para a fase metanogênica e menores riscos

de choque de carga orgânica e/ou de cargas tóxicas (LI; PARK; ZHU, 2011; LIOTTA *et al.*, 2014). Contudo, alguns problemas operacionais podem ocorrer, como: i) formação de espuma (camada flutuante composta por ácidos graxos, sacos plástico, cabelo e outros materiais de baixa densidade), prejudicando o mecanismo de mistura interna e o desprendimento de biogás da massa líquida; ii) sedimentação de inertes no fundo do reator (pedras, areias, vidros, metais e outros materiais de alta densidade), criando zonas mortas, reduzindo o volume útil do reator e, conseqüentemente, a capacidade de digestão; e iii) necessidade de controle de pH, temperatura e mistura interna, o que eleva os custos de investimento, manutenção e operação, além de apresentar maior complexidade operacional (BRASIL, 2015; CHERNICHARO, 2016).

As vantagens da digestão em estado sólido são o menor volume do reator, menores requisitos de energia para aquecimento e maior tolerância a elevadas cargas orgânicas. Já entre as desvantagens, pode-se citar o maior tempo de retenção devido à lenta transferência de massa e menores rendimentos de metano quando comparado com os reatores em estado líquido (ANDRÉ; PAUSS; RIBEIRO, 2018; BRASIL, 2015; LI; PARK; ZHU, 2011).

De forma geral, a digestão anaeróbia é um processo considerado economicamente viável e ecológico, pois possibilita a obtenção de energia limpa a baixo custo e com menor possibilidade de emissão de GEE (NÁTHIA-NEVES *et al.*, 2018). Adicionalmente, se comparado a outras tecnologias de geração de bioenergia, a digestão anaeróbia pode englobar um conjunto maior de substratos, mesmo aqueles com alto teor de umidade e impurezas, e pode ser conduzido tanto em digestores de larga escala como de pequena e em todas as localidades geográficas (APPELS *et al.*, 2011).

2.3.1 Digestão anaeróbia de resíduos alimentares

Como discutido anteriormente, os resíduos alimentares são um dos principais componentes dos resíduos sólidos urbanos, englobando os resíduos domésticos, resíduos de processamento de alimentos, cantinas e resíduos de restaurantes (REN *et al.*, 2018). O tratamento biológico desses resíduos através da digestão anaeróbia é favorecido por particularidades associadas à sua caracterização, como alto teor de umidade e de matéria orgânica facilmente biodegradável e presença de macro e micronutrientes essenciais para o crescimento de microrganismos anaeróbios (PARITOSH *et al.*, 2017; PRAMANIK *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2014). Suas principais características estão apresentadas na Tabela 2.1.

Como pode ser observado, além das macromoléculas essenciais, o resíduo alimentar contém importantes elementos traço, como Fe e Zn. Ressalta-se que a heterogeneidade desses resíduos se deve, principalmente, aos hábitos alimentares de cada localidade e cultura.

Tabela 2.1 – Características dos resíduos alimentares.

Parâmetros	Zhang <i>et al.</i> (2007)	Zhang <i>et al.</i> (2011)	Banks <i>et al.</i> (2012)	Nagao <i>et al.</i> (2012)	Browne e Murphy (2013)	De Vrieze <i>et al.</i> (2013)	Zhang <i>et al.</i> (2013a)	Zhang <i>et al.</i> (2015)	Jason (2015)	Li <i>et al.</i> (2016)	Li <i>et al.</i> (2017)	Liu <i>et al.</i> (2017)	Li, Y. <i>et al.</i> (2018)	Shi <i>et al.</i> (2018)	Xiao <i>et al.</i> (2018)	Xiao, B. <i>et al.</i> (2019)	
ST (%)	30,9	18,1	23,74	10,3	29,4	25,5	23,1	23,2	30,43	19,1	19,1	17,2	24,3	26,2	25,9	10,69	10,86
SV (%)	26,35	17,1	21,71	9,2	27,6	24,0	21	21,7	29,46	17,8	18,5	16,7	22,5	24,8	24,6	10,06	10,22
SV/ST (%)	85,3	94,0	91,44	92,3	95,3	94,1	90,9	93,5	96,82	93,2	97	97,2	96,6	94,8	94,8	94	94
pH	-	6,5	4,71	3,77	4,1	-	4,2	4,4	-	4,5	-	-	5,02	5,2	-	4,18	4,16
Carboidratos (%ST)	-	61,9	-	-	59,0	-	-	59,4	-	61,8	56,5	54,7	-	39,3	-	53,2	52,5
Proteínas (%ST)	-	-	-	-	18,1	-	-	12,7	-	13,1	20,9	26,2	-	24	15,1	21,5	21,1
Lipídios (%ST)	-	-	-	-	19,0	-	-	28	-	18,3	-	-	-	31,3	10,6	-	-
C (%ST)	46,78	46,67	-	45	49,58	-	56,3	-	51,73	46,1	45,5	45,6	53,4	52,2	51,1	-	-
N (%ST)	3,16	3,54	-	3,2	3,53	-	2,3	-	2,65	3,2	2,6	3,4	2,3	4	3,4	-	-
C/N	14,8	13,2	-	14,1	14,2	-	24,5	-	19,53	14,4	17,7	13,44	23,1	13	17,5	-	15,18
Na (%ST)	-	0,84	-	-	-	-	3,45	0,81	0,69	-	-	-	-	-	-	-	-
K (%ST)	0,9	0,3	1,4	-	-	-	2,3	0,29	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca (%ST)	2,16	0,07	-	-	-	0,12	0,4	-	0,11	-	-	-	-	-	-	-	-
Mg (%ST)	0,14	0,03	-	-	-	0,08	0,16	0,08	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe (ppm)	766	3,17	54	-	-	9,52	100	38,91	39,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu (ppm)	31	3,06	1,7	-	-	2,06	-	1,86	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn (ppm)	76	8,27	7,8	-	-	4,83	160	13,03	8,39	-	-	-	-	-	-	-	-
Al (ppm)	1202	4,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mn (ppm)	60	0,96	20	-	-	4,69	110	3,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr (ppm)	< 1	0,17	6,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni (ppm)	2	0,19	1,7	-	-	0,25	-	3,55	-	-	-	-	-	-	-	-	-

A produção teórica de metano para os resíduos alimentares, uma estimativa da quantidade de metano produzida considerando a composição química do substrato, varia entre 400 e 500 mL CH₄.g SV⁻¹, o que indica grande potencial de recuperação energética (LI, L. *et al.*, 2018b; NAGAO *et al.*, 2012). Esse valor foi também comprovado experimentalmente, como pode ser visto nas principais pesquisas em reatores em escala de laboratório operando em modo batelada e contínuo (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Rendimento de metano de resíduos alimentares reportados na literatura.

Reator	Condições de operação	Inóculo	Rendimento metano (mL CH ₄ .g SV ⁻¹)	Referência
Reatores 1L (PBM)	CO = 10,5 g SV.L ⁻¹ ; 50°C	Lodo anaeróbio de esgoto	445	Zhang <i>et al.</i> (2007)
Reatores CSTR 3L (semi-contínuo)	COV = 9,2 g SV.L ⁻¹ .d ⁻¹ ; 37°C; agitação intermitente 60 rpm	Lodo ativado de esgoto	455	Nagao <i>et al.</i> (2012)
Frascos 500 mL (PBM)	S/I = 1:3 (SV); 37°C; agitação lenta	Aclimatado para RA	529	Browne e Murphy (2013)
Reatores 1L (PBM)	CO = 8 g SV.L ⁻¹ ; 35°C	Lodo de digestão de RA	581	Zhang <i>et al.</i> (2013a)
Frascos 250 mL (PBM)	S/I = 1:2 (SV); 35°C	Lodo anaeróbio de esgoto	700	Li <i>et al.</i> (2016)
Frascos 500 mL (PBM)	S/I = 1:2 (SV); 37°C	Lodo de estação de tratamento de RA	385 – 627	Li <i>et al.</i> (2017)
Frascos 500 mL (semi-contínuo)	COV = 1,5 g SV.L ⁻¹ .d ⁻¹ ; 37°C; agitação 90 rpm	Lodo de usina de etanol de mandioca	371	Liu <i>et al.</i> (2017)
Frascos 500 mL (PBM)	S/I = 1:2 (SV); 37°C	Lodo de estação de tratamento de RA	385 – 627	Li, Y. <i>et al.</i> (2018)
Reatores CSTR 4L (semi-contínuo)	TDL = 30 d; 55°C	Lodo anaeróbio de esgoto	477	Xiao <i>et al.</i> (2018)

PBM = potencial bioquímico de metano; CSTR = reatores de tanque agitado contínuo; SV = sólidos voláteis; CO = carga orgânica; COV = carga orgânica volumétrica; S/I = razão substrato/inóculo; TDL = tempo de detenção do lodo; RA = resíduo alimentar.

Apesar da alta produção indicada na literatura, a digestão anaeróbia dos resíduos alimentares é um processo complexo e, para que ocorra de forma estável, com ótimo crescimento microbiano e em uma única etapa, requer o controle de alguns parâmetros-chave, como temperatura, AGV, pH, amônia, nutrientes, elementos traço, entre outros (ZHANG *et al.*, 2014).

Entre as condições de operação, a temperatura foi indicada como um dos principais fatores, uma vez que afeta a atividade enzimática, a cinética de reação, a estabilidade do processo, a qualidade do efluente final e o rendimento de metano (KHALID *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2014). O processo pode ocorrer em condições psicrófilas (< 25°C), mesófilas (25 – 40°C) ou termófilas (> 45°C) (CHERNICHARO, 2016; NÁTHIA-NEVES *et al.*, 2018; MCCARTY,

1964). Estudos têm apontado melhores resultados de digestão anaeróbia de resíduos alimentares em temperatura mesofílica em comparação com a termofílica, como melhor solubilização do resíduo, maior rendimento de metano e maior capacidade para tratar cargas orgânicas mais elevadas (BLASIUS *et al.*, 2020; KIM; KIM; YUN, 2017; KOMEMOTO *et al.*, 2009)

Outro fator que afeta o processo de digestão anaeróbia dos resíduos alimentares é o pH do substrato alimentado ao reator. A comunidade microbiana associada ao processo se desenvolve em uma faixa ótima entre 6,8 e 7,4, mas tais valores podem variar de acordo com os microrganismos envolvidos e as técnicas de digestão (CHERNICHARO, 2016; MAO *et al.*, 2015; NÁTHIA-NEVES *et al.*, 2018). Os resíduos alimentares comumente apresentam um baixo pH, entre 4,0 e 5,0 (Tabela 2.1). Nesse sentido, corrigir o pH inicial é indicado devido à probabilidade de acidificação no início do processo de digestão (CHO; PARK; CHANG, 1995).

A rápida hidrólise da parte facilmente biodegradável do resíduo alimentar pode resultar em alguns fatores inibitórios que podem afetar a estabilidade e sustentabilidade do processo (REN *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2018). Essa rápida conversão ocorre em situações de elevada carga orgânica, o que pode ocasionar um desequilíbrio no reator e levar a uma maior atividade bacteriana da hidrólise e da acidogênese em detrimento da metanogênese. Nesse cenário, há uma produção excessiva de AGVs, causando em uma queda do pH e possível inibição da metanogênese, levando à falha e mau funcionamento do reator (CHERNICHARO, 2016; NÁTHIA-NEVES *et al.*, 2018; PRAMANIK *et al.*, 2019; REN *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2018). Para resíduos orgânicos, estudos reportam que a carga orgânica ideal em condições mesófilas é de 1,5 g SV.L⁻¹.d⁻¹ e que a atividade metanogênica é completamente inibida em concentrações de AGV entre 5,8 e 6,9 g.L⁻¹ (LIU *et al.*, 2017; XU *et al.*, 2014).

Para a manutenção de um ambiente estável de digestão e um crescimento ótimo das bactérias atuantes no processo, também se faz necessário um apropriado balanço de nutrientes (ZHANG *et al.*, 2014). As arqueas metanogênicas necessitam, em ordem de importância, de nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B12 (CHERNICHARO, 2016). Além disso, uma ótima relação entre carbono e nitrogênio (razão C/N) também é comumente indicada como necessária, sendo reportada como ideal entre 20 e 30 (MAO *et al.*, 2015). Caso essa proporção seja alta, as arqueas metanogênicas consomem rapidamente o nitrogênio, resultando em um baixo rendimento de biogás. Os resíduos alimentares geralmente possuem baixa relação C/N, o que pode levar a uma produção excessiva

de amônia (NÁTHIA-NEVES *et al.*, 2018; REN *et al.*, 2018). Os elevados conteúdos de proteínas e lipídios dos resíduos alimentares também são fatores que podem provocar o acúmulo de amônia (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008). Apesar de necessária para o crescimento bacteriano, a amônia em elevadas concentrações pode ser inibitória ou tóxica para os microrganismos, em particular às arqueas metanogênicas (KIM; OH, 2011; WALKER *et al.*, 2011; YENIGÜN; DAMIREL, 2013).

Além dos macronutrientes essenciais (C, H, O, N), os íons metálicos (Na, K, Mg, Ca, Al) e os metais pesados (Cr, Co, Cu, Zn, Ni, etc.) são requeridos pelas bactérias anaeróbias para produção de enzimas e manutenção da atividade enzimática, sendo que estes últimos são normalmente insuficientes em resíduos alimentares (XU *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2014; ZHANG; LEE; JHANG, 2011). Além da concentração, a forma química e as condições de operação também são fatores decisivos para a toxicidade ou inibição, já que a digestão anaeróbia é um processo complexo que envolve antagonismo, sinergismo e aclimatação dos microrganismos envolvidos (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

Tendo em vista essa complexidade e possível inibição e instabilidade do processo de digestão anaeróbia dos resíduos alimentares, uma alternativa tecnológica é a codigestão, ou seja, a digestão simultânea de dois ou mais substratos. Esse tratamento simultâneo tem sido bastante estudado e com resultados promissores para superar a instabilidade do processo e ainda incrementar a produção de biogás (LI, *et al.*, 2015; MATA-ALVAREZ *et al.*, 2014; PIÑAS *et al.*, 2018).

2.3.2 Digestão anaeróbia de microalgas

A digestão anaeróbia tem sido a tecnologia mais indicada para a recuperação e valorização de microalgas provenientes de sistemas de tratamento de efluentes, uma vez que não necessita de técnicas de extração ou secagem (PASSOS *et al.*, 2016b; SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2019). Ademais, a digestão apresenta a capacidade de mineralizar microalgas contendo nitrogênio e fósforo orgânico, resultando em um fluxo de amônia e fosfato que pode ser utilizado como substrato para crescimento das próprias microalgas ou para fertirrigação agrícola (UGGETTI *et al.*, 2014).

Como já mencionado, as microalgas são substratos adequados para a digestão anaeróbia visto que apresenta alto teor de lipídios e proteínas. Além disso, atendem às concentrações de

equilíbrio de macro e micronutrientes e alcalinidade para a comunidade microbiana anaeróbia presente no reator (SIALVE; BERNET; BARNARD, 2009). Mais especificamente, o carbono pode chegar a 50% da biomassa das microalgas, o nitrogênio pode variar de 1% a 10% e o fósforo corresponde a menos de 1%. Além destes compostos, são encontrados também S, K, Na, Fe, Mg, Ca e elementos traço como B, Cu, Mn, Zn, Mo, Co, V e Se (GROBBELAAR, 2007). De forma geral, a composição das microalgas é dependente das espécies, do meio do cultivo, temperatura, luz e outros fatores ambientais atuantes (BROWN *et al.*, 1997; GROBBELAAR, 2007). A Tabela 2.3 apresenta algumas características das microalgas de alguns estudos, sendo que alguns deles são de microalgas tratando efluentes (ARASHIRO *et al.*, 2019; PASSOS *et al.*, 2015; PASSOS *et al.*, 2016a; PASSOS *et al.*, 2018).

Tabela 2.3 – Características das microalgas.

Parâmetros	Zhao, Ruan (2013)	Caporgno <i>et al.</i> (2015)	Kim, Kang (2015)	Passos <i>et al.</i> (2015)	Schwartz <i>et al.</i> (2015)	Dębowski <i>et al.</i> (2016)	Jason (2016)	Passos <i>et al.</i> (2016a)	Zhen <i>et al.</i> (2016)	Passos <i>et al.</i> (2018)	Arashiro <i>et al.</i> (2019)	
ST (%)	2,15	0,95	-	2,28	15,4	6	1,9 – 2,8	1,45	0,56	2,4	6,09	5,87
SV (%)	1,68	0,93	-	1,27	9,6	5	1,8 – 2,7	1,21	0,51	1,9	4,65	3,96
SV/ST	78	98	-	58,27	62,5	87	94,22	83,9	90,8	80,4	76,4	67,5
pH	-	-	-	7,5	-	7,6	-	7,4	7,9	7,5	6,5	6,3
Carboidratos (%ST)	6,43	28,5	6	12,3	-	20	-	34,5	7,15	-	22,7	19,6
Proteínas (%ST)	46,43	38,9	67	32,3	-	26	-	37,9	76,35	-	37,3	29,4
Lipídios (%ST)	2,32	29,6	16	11,1	-	16	-	11,5	-	-	15,7	14,8
C (%ST)	51,24	-	51,5	-	24,5	42	50,52	-	5,8	51,9	-	-
N (%ST)	8,07	-	9,5	4,4	6	4	7,48	-	37,6	9,7	-	-
C/N	6,35	9,2	5,4	-	4,2	11	6,75	-	0,15	5,35	-	-

Em termos de potencial teórico de metano, quanto maior o teor de lipídios na célula, maior o seu rendimento de metano. Contudo, a hidrólise dos lipídeos é considerada mais lenta em relação a proteínas e carboidratos. Com base nas espécies e na composição das microalgas, o potencial teórico de metano é estimado entre 470 e 800 mL CH₄.g SV⁻¹ (SIALVE; BERNET; BARNARD, 2009). Resultados experimentais, entretanto, limitam-se a rendimentos menores, como mostrado na Tabela 2.4 (~150 – 200 mL CH₄.g SV⁻¹). Destaca-se que, da mesma forma que a composição, a biodegradabilidade das microalgas e o potencial de rendimento de metano também depende da espécie e das condições ambientais de cultivo, sendo que espécies predominantes em lagoas abertas tratando efluentes costumam ter maior resistência à biodegradação (PASSOS *et al.*, 2015; UGGETTI *et al.*, 2017). Além disso, o principal entrave

da digestão anaeróbia de microalgas é a resistência da parede celular, uma estrutura complexa com compostos resistentes, como celulose e hemicelulose, que dificultam a etapa de hidrólise (PASSOS *et al.*, 2016a).

Tabela 2.4 – Rendimento de metano de microalgas reportados na literatura.

Reator	Condições de operação	Inóculo	Rendimento metano (mL CH ₄ .gSV ⁻¹)	Referência
Frascos 160 mL (PBM)	S/I = 0,5 (SV); 35°C	Lodo de esgoto	156	Passos <i>et al.</i> (2013)
Frascos 500 mL (PBM)	S/I = 0,5 (SSV); 35°C; agitação 150 rpm	Biomassa granular de reator UASB tratando efluente de processamento de maçã	258 - 410	Frigon <i>et al.</i> (2013)
Reatores 2 L (Contínuo)	COV = 0,72 kg SV.m ⁻³ .d ⁻¹ ; 37°C	-	180	Passos e Ferrer (2014)
Reatores 2 L (Contínuo)	COV = 0,76 g SV.L ⁻¹ .d ⁻¹ ; 35°C	Lodo de esgoto	170	Passos <i>et al.</i> (2014)
Frascos 275 mL (PBM)	S/I = 0,5 (SV); 35°C; agitação 160 rpm	Digestato de reator UABS tratando lodo de esgoto	78	Passos <i>et al.</i> (2016a)
Frascos 160 mL (PBM)	S/I = 0,5 (SV); 35°C	Digestato de reator anaeróbio tratando lodo de esgoto	189	Passos <i>et al.</i> (2016b)
Frascos 4 L (PBM)	30°C; agitação 200 rpm	Lodo de esgoto	298	Ayala-Parra <i>et al.</i> (2017)
Frascos 160 mL (PBM)	S/I = 0,5 (SV); 35°C; agitação 150 rpm	Digestato de reator anaeróbio tratando lodo de esgoto	186	Passos <i>et al.</i> (2018)
Frascos 500 mL (PBM)	S/I = 0,5 (SV); 35°C; agitação intermitente	Lodo de esgoto	222	Xiao, C. <i>et al.</i> (2019)

PBM = potencial bioquímico de metano; SV = sólidos voláteis; COV = carga orgânica volumétrica; S/I = razão substrato/inóculo; UASB = *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo).

Assim como os resíduos alimentares, as microalgas apresentam uma baixa relação C/N, como observado na Tabela 2.3. Essa baixa relação pode provocar um desequilíbrio de nutrientes e pode ocasionar o acúmulo de amônia, levando a inibição da metanogênese e resultando no acúmulo de AGV (SIALVE; BERNET; BARNARD, 2009).

Ademais, o alto conteúdo de proteínas das microalgas pode ser tóxico ao processo de digestão, uma vez que ocorre a degradação e hidrólise do nitrogênio orgânico em amônia, que, em concentrações elevadas de amônia livre (NH₃) e alcalinidade, pode inibir microrganismos anaeróbios, particularmente as arqueas metanogênicas. (MCCARTY, 1964; SIALVE; BERNET; BARNARD, 2009). A forma hidrofóbica do nitrogênio difunde-se passivamente através das membranas celulares, provocando a toxicidade (SIALVE; BERNET; BARNARD, 2009). O nitrogênio amoniacal é tóxico em níveis elevados e tem um efeito moderadamente inibidor de 1500 – 3000 mg.L⁻¹ (WARD; LEWIS; GREEN, 2014). Por outro lado, altas

concentrações de íons como Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} nas microalgas aumentam a alcalinidade e podem atuar diminuindo a fração de amônia livre e os efeitos da inibição (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

Dessa forma, devido à baixa relação C/N, do risco de inibição por amônia e da baixa biodegradabilidade devido às características da parede celular, a digestão anaeróbia das microalgas é geralmente limitada pelo baixo potencial de produção de metano (extensão da degradação) e taxa de conversão (velocidade de degradação) (SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2019). A codigestão surge, então, como alternativa para um melhor desempenho do reator e maior produção de metano, garantindo uma composição do afluente mais equilibrada e podendo diluir compostos tóxicos (SIALVE; BERNET; BARNARD, 2009; SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2019; UGGETTI *et al.*, 2014).

2.4 Codigestão de resíduos alimentares e microalgas

A codigestão anaeróbia é a digestão simultânea de dois ou mais substratos com características complementares e é considerada uma estratégia para aumentar a biodegradabilidade do substrato, melhorar a sua taxa de conversão e a produção de biogás, além de facilitar o cotratamento de mais resíduos usando uma mesma infraestrutura. O aumento no desempenho do processo é devido a um positivo sinergismo estabelecido entre os substratos, como o balanço de macro e micronutrientes, da concentração de sólidos, a suplementação de elementos traço ou a possibilidade de diluir compostos tóxicos que podem estar presentes nos substratos, entre outros (JASON, 2015; MATA-ALVARES *et al.*, 2000, 2011; SIALVE; BERNET; BARNARD, 2009; UGGETTI *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2014; ZHEN *et al.*, 2016). Além disso, a codigestão favorece um processo de digestão mais estável, com uma comunidade microbiana mais diversa e robusta. Além disso, como mencionado, o compartilhamento de infraestrutura para a digestão anaeróbia de diferentes substratos traz uma vantagem econômica, onde diferentes resíduos e efluentes podem ser tratados em um mesmo reator (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000; 2011).

Outro aspecto benéfico é em relação à cinética do processo de digestão anaeróbia. Os estudos cinéticos oferecem um melhor entendimento da interação entre a dinâmica, o desempenho do processo e as condições operacionais, estimando, por exemplo, o rendimento máximo de metano e a taxa de conversão do substrato de interesse em metano (LI, Y. *et al.*, 2018;

PERERVA; MILLER; SIMS, 2020). Nesse sentido, a codigestão anaeróbia pode melhorar também a taxa cinética, ou seja, os compostos orgânicos são mais rapidamente biodegradados. Isso pode ser benéfico ao ampliar a escala do reator, minimizando o tempo de detenção hidráulica do reator ou seu volume e, portanto, os custos econômicos associados.

O primeiro estudo de codigestão surgiu no final da década de 70, tratando lodo de esgoto e a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Na mesma época também surgiram pesquisas com diferentes resíduos agrícolas (MATA-ALVARES *et al.*, 2011). É um tema que tem sido bastante estudado devido às vantagens já citadas e, hoje, abrange uma ampla gama de substratos e cossustratos.

Em relação à codigestão entre resíduos alimentares e microalgas, à primeira vista pode parecer incompatível, já que ambos apresentam baixa relação C/N. Todavia, alguns estudos mostraram que o sinergismo entre diferentes substratos nem sempre está relacionado à razão C/N da mistura quando as microalgas são utilizadas como cossustrato (ASTALS *et al.*, 2015; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ; MOLINUEVO-SALCES; GARCÍA-GONZÁLES, 2011). Seu sinergismo se dá porque, por um lado, os resíduos alimentares garantem uma elevada biodegradabilidade enquanto, por outro, as microalgas podem aumentar a carga orgânica e representam uma fonte de alcalinidade, macro e micronutrientes (SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2019).

Estudos prévios desenvolvidos avaliando a codigestão dos resíduos alimentares e das microalgas com outros substratos estão resumidos na Tabela 2.5. Como pode ser visto, a codigestão melhorou o rendimento de metano em relação à monodigestão. Além disso, alguns autores reportaram uma maior estabilidade do processo de digestão anaeróbia devido a um menor acúmulo de AGVs, maior balanço de nutrientes, melhor ajuste da razão C/N e maior capacidade tampão. A codigestão mostra-se, portanto, como um caminho promissor para o tratamento dos resíduos alimentares e microalgas.

Tabela 2.5 – Rendimento de metano acumulado na codigestão de resíduos alimentares e de microalgas com diferentes cossubstratos.

Substratos + cossubstrato	Razão S:CS	Rendimento de metano (mL CH ₄ .g SV ⁻¹)		Referência
		Monodigestão ^a	Codigestão	
<i>Codigestão de resíduos alimentares</i>				
RA + dejetos de gado	2:1	277	388	Zhang <i>et al.</i> (2013b)
RA + palha	5:1	281	392	Yong <i>et al.</i> (2015)
RA + lixiviado de incineração de RA	0,77:0,23	425	479	Zhang <i>et al.</i> (2015)
RA + casca de milho	0,8:0,2	500 ^b	710 ^b	Owamah e Izinyon (2015)
RA + palha de trigo	0,9:0,1	188	344	Shi <i>et al.</i> (2018)
<i>Codigestão de microalgas</i>				
MA + resíduo de papel	0,5:0,5	143	293	Yen e Brune (2007)
MA + lodo secundário	0,41:0,59	123	296	Wang <i>et al.</i> (2013)
MA + dejetos de porco	0,15:0,85	163	300	Astals <i>et al.</i> (2015)
MA + mistura lodo primário e secundário	0,25:0,75	209	303	Caporgno <i>et al.</i> (2015)
MA + lodo secundário	0,2:0,8	82	187	Arias <i>et al.</i> (2018)
MA + lodo primário	0,25:0,75	206	258	Arashiro <i>et al.</i> (2019)

S = substrato; CS = cossubstrato; RA = resíduo alimentar; MA = microalgas.

^a Monodigestão: digestão unicamente de um substrato, sendo esse resíduo alimentar ou microalgas.

^b Rendimento de biogás (mL.SV⁻¹).

No entanto, até a presente data, poucas pesquisas foram encontradas avaliando a codigestão dos resíduos alimentares com microalgas. Os estudos referentes estão apresentados na Tabela 2.6.

Tabela 2.6 – Rendimento de metano acumulado na codigestão de resíduos alimentares com microalgas.

Reator	Condições de operação	Rendimento metano (mL CH ₄ /g SV ⁻¹)			Razão RA:MA (SV)	Incremento em relação ao RA (%)	Sinergia (%)	Referência
		RA	MA	RA + MA				
<i>Testes em batelada</i>								
Frascos 500 mL	S/I = 1,0 (ST); 55°C; agitação 70 rpm	328,5 ^a	300,7 ^a	400,7 ^a	0,87:0,13 ^b	22	23,3 ^c	Zhao e Ruan (2013)
Frascos 120 mL	S/I = 0,5 (SV); 35°C; agitação 100 rpm	575,8	106,9	639,8	0,80:0,20	11	33,0	Zhen <i>et al.</i> (2016)
Frascos 500 mL	S/I = 0,5 (SV); 35°C	379,3	299,9	412,5	0,94:0,06	9	10,1	Du <i>et al.</i> (2019)
Frascos 1 L	SV mistura = 5 g; 35°C; agitação 600 rpm	536,6	299,7	469,3	0,75:0,25	-12,5	-1,7	Zhang <i>et al.</i> (2020)
<i>Testes semi-contínuos</i>								
Baldes plásticos 19 L	COV = 2,0 g SV.L ⁻¹ .d ⁻¹ ; 38°C	1127,0 ^d	-	947,0 ^d	0,85-0,75:0,15-0,25	-16	-	Schwartz; Van Olst e Brune (2015)
Reator 1 L	COV = 1,6 g SV.L ⁻¹ .d ⁻¹ ; 35°C; agitação 600 rpm	-	-	421,6	0,25:0,75	-	-	Zhang <i>et al.</i> (2020)

^a Dado em mL biogás/g ST; ^b Razão (em ST) calculada a partir dos dados do artigo (C/N = 15); ^c Calculado a partir da razão e usando as equações 4.3 e 4.4 (Material e Métodos); ^d Dado em mL biogás/g SV.

Como se pode observar, houve um aumento no rendimento de metano quando os substratos são codigeridos, indicando um potencial de aplicação desse processo. Apenas dois estudos (SCHWARTZ; VAN OLST; BRUNE, 2015; ZHANG *et al.*, 2020) não reportaram maior rendimento de metano na codigestão dos dois substratos, mas um deles verificou, em contrapartida, uma melhora da estabilidade do sistema quando comparado à monodigestão do resíduo alimentar (SCHWARTZ; VAN OLST; BRUNE, 2015).

A razão ou proporção entre os resíduos alimentares e as microalgas foi visto como um fator essencial para a eficiência da codigestão. Tal razão determinará o sinergismo entre os substratos, a efetiva diluição de possíveis compostos tóxicos, a otimização da produção de metano e a melhor qualidade do digestato (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2014). Um estudo avaliando a viabilidade da codigestão entre os substratos, reportou que uma maior razão de microalgas na mistura (RA:MA = 0,20:0,80) resultou em uma menor biodegradabilidade quando comparado a proporções com menos microalgas, o que foi explicado pela composição da parede celular, que apresenta compostos de difícil biodegradabilidade (ZHEN *et al.*, 2016).

Por outro lado, proporções muito maiores de resíduos alimentares (RA:MA > 0,80:0,20) levaram a uma diminuição da remoção de SV, ou seja, da degradação da matéria orgânica, que

os autores relacionaram à inibição das bactérias por elevada salinidade do resíduo (ZHEN *et al.*, 2016). Outro estudo, investigando a melhor mistura entre os substratos a partir da relação C/N, mostrou que o aumento de resíduo alimentar na proporção de mistura, ou seja, quando a razão C/N passou de 10 para 20, também provocou um acúmulo de AGVs, o que pode levar a uma inibição dos microrganismos e diminuição da produção de biogás (ZHAO; RUAN, 2013). Em contrapartida, as microalgas, que degradam mais lentamente, podem atuar como um amortecedor, diminuindo a taxa de produção de AGV e favorecendo um equilíbrio do sistema (SCHWARTZ; VAN OLST; BRUNE, 2015). De acordo com a literatura revisada, as razões RA:MA ótimas são 0,75:0,25, 0,80:0,20 e 0,94:0,06 (em relação a SV) (Tabela 2.6).

Em relação à sinergia entre os cossustratos, as pesquisas mostraram resultados positivos. Todavia, um estudo reportou uma maior sinergia na razão RA:MA de 0,50:0,50 e não na razão esperada, onde houve maior rendimento de metano (0,80:0,20), indicando que essa relação pode ter criado um ambiente mais estável (ZHEN *et al.*, 2016). Resultado semelhante foi encontrado por Zhang *et al.* (2020), que não encontrou efeito sinérgico na razão 0,75:0,25 e sim na mistura 0,25:0,75, o que os autores atribuem a um possível efeito inibitório de uma elevada concentração de AGVs devido a uma maior porcentagem de resíduo alimentar. Outra pesquisa mostrou que a sinergia ocorreu apenas quando a proporção de microalgas foi inferior a 25% (sendo a maior sinergia na proporção esperada de 0,94:0,06), demonstrando que o resíduo alimentar deve ser o principal componente (DU *et al.*, 2019). A baixa relação C/N e a baixa taxa de hidrólise das microalgas são alguns dos motivos apontados para justificar a baixa produção de metano e sinergia quando as microalgas são adicionadas em excesso na mistura (DU *et al.*, 2019).

Tem-se, portanto, que a codigestão desses substratos é bastante promissora. Entretanto, deve-se entender melhor qual a relação ótima e a sinergia, uma vez que os estudos e resultados encontrados na literatura ainda são incipientes.

2.5 Sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares – pMethar UFMG

No programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SMARH) da UFMG, alguns estudos já foram realizados no sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares (pMethar) localizado no Câmpus Pampulha. Duas pesquisas avaliaram o desempenho do reator anaeróbio. A primeira, na partida do reator, objetivou estabelecer

condições operacionais para um processo estável e com rendimento máximo de metano (FERREIRA, 2015). Já a segunda, avaliou a digestão do resíduo alimentar sem controle de temperatura e de pH submetida às variações de carga orgânica devido ao calendário universitário, visando a simplicidade operacional do sistema (FERREIRA *et al.*, 2021). Nesses dois estudos foram realizadas a caracterização dos resíduos alimentares tratados no sistema. Tais estudos verificaram um resíduo com baixo pH, baixa razão C/N e uma variabilidade na concentração de sólidos, já que a composição varia muito em relação ao resíduo gerado diariamente nos restaurantes (Tabela 2.7).

Tabela 2.7 – Caracterização dos resíduos alimentares tratados na *pMethar*.

Parâmetro	Ferreira (2015)	Ferreira <i>et al.</i> (2021) ^b
ST (%)	9 – 20 ^a	3,97
SV (%)	8 – 18 ^a	3,55
SV/ST	0,92	0,89
pH	3,11 – 6,50 ^a	-
COT (g kg ⁻¹ b.s)	-	479,4
N (g kg ⁻¹ b.s)	-	29,4
C/N	-	16,3

^a valores mínimos e máximos observados; ^b resultados após diluição com água; b.s = base seca.

Outra pesquisa foi realizada avaliando o pós-tratamento do digestato do reator anaeróbio tratando resíduos alimentares através de LAT (lagoa convencional e modificada). O desempenho do pós-tratamento, assim como a produtividade da biomassa de microalgas, foi avaliado diluindo o digestato em 5, 25 e 50% (TORRES-FRANCO, 2020). Um artigo recente, unindo ambos os trabalhos, avaliou o sistema de forma integrada e os resultados revelaram estabilidade do reator anaeróbio e efetiva remoção de matéria orgânica e nutrientes pela LAT (Tabela 2.8) (FERREIRA *et al.*, 2020).

Tabela 2.8 – Desempenho do sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares.

Parâmetros	Valores
Reator anaeróbio	
pH	7,5
AI/AP	0,37
Remoção SV (%)	70,4
Teor de metano no biogás (%)	59
Rendimento de metano (m ³ CH ₄ .kg SV ⁻¹)	0,37
Lagoa de alta taxa*	
Remoção de DQO (%)	53 – 56
Remoção SST (%)	76 – 77
Remoção NTK (%)	85
Remoção NAT (%)	81

*LAT tratando 50% do digestato. AI/AP = relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial; SV = sólidos voláteis; DQO = demanda química de oxigênio; SST = sólidos suspensos totais; NTK = nitrogênio total Kjendahl; NAT = nitrogênio amoniacal total.

Fonte: adaptado de Ferreira *et al.* (2020)

Por fim, outro estudo se centrou em processos para o tratamento do biogás gerado no reator anaeróbio. Nesse caso, o mestrado teve como principal objetivo investigar o processo de adsorção de sulfeto de hidrogênio em concentrações típicas do biogás gerado utilizando carvão ativado e adsorventes desenvolvidos a partir de resíduos da siderurgia e da mineração de ferro (SANTOS, 2018).

Finalmente, uma pesquisa também foi desenvolvida estimando o potencial de produção de energia a partir da codigestão de resíduos alimentares com resíduos orgânicos da UFMG (papéis não recicláveis e resíduos de jardinagem) em diferentes proporções (GOMES, 2014).

Contudo, até o presente momento, nenhum trabalho foi desenvolvido com o intuito de avaliar o fechamento de ciclo, através de uma visão integrada do processo com o aproveitamento e valorização da biomassa de microalgas que crescem na LAT. Diante disso, o presente trabalho de mestrado tem como principal foco essa estratégia de pesquisa, com os seguintes objetivos geral e específicos detalhados a seguir.

3 OBJETIVOS

3.1 *Objetivo geral*

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar diferentes estratégias de codigestão anaeróbia de resíduo alimentar (RA) e biomassa de microalgas (MA) recuperadas em um sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares, em termos da cinética e da produção final acumulada de metano.

3.2 *Objetivos específicos*

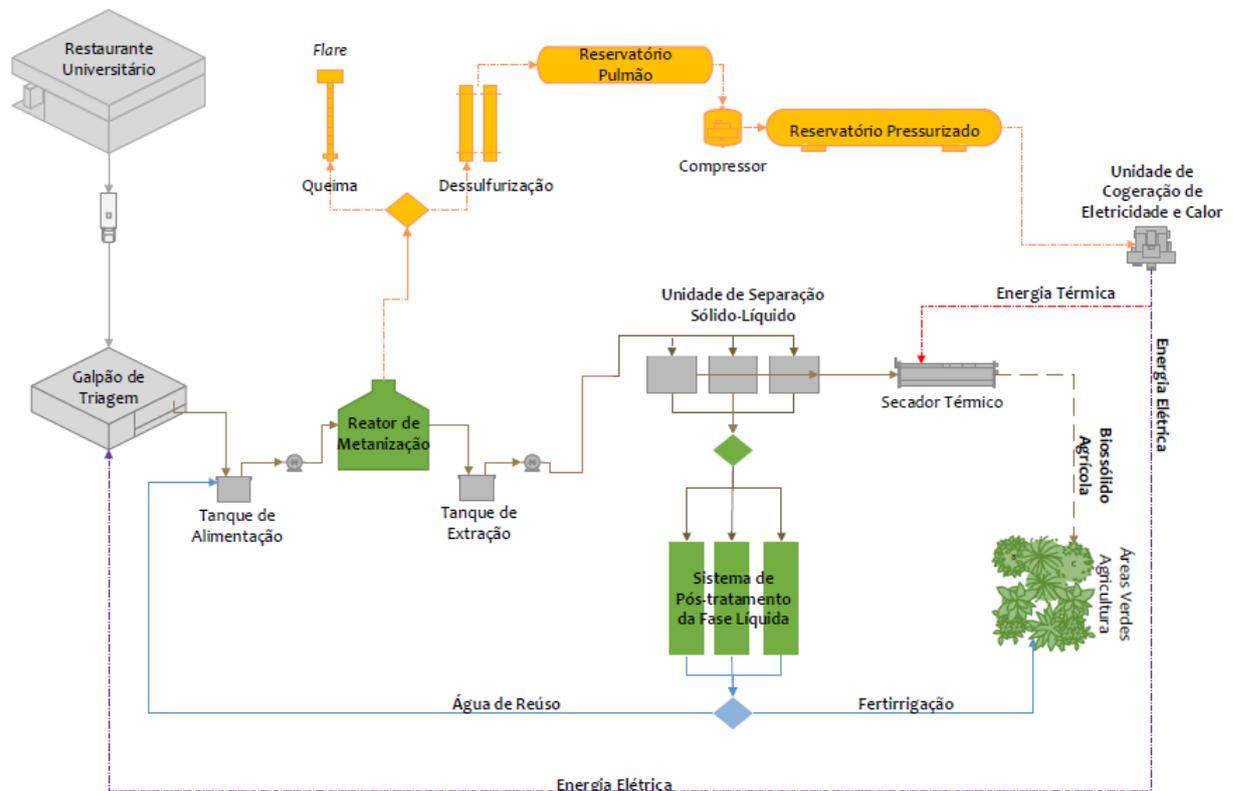
- Comparar a biodegradabilidade dos diferentes resíduos alimentares provenientes do restaurante universitário da UFMG através de testes de potencial bioquímico de metano (PBM).
- Avaliar a biodegradabilidade da codigestão entre resíduo alimentar e microalgas em diferentes proporções de cada substrato, ou seja, 100:0, 75:25, 50:50, 25:75, 0:100 em relação a sólidos voláteis, através de testes PBM.
- Investigar diferentes estratégias de codigestão entre resíduo alimentar e microalgas em cenários reais para o sistema integrado de tratamento implementado na UFMG.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Plataforma de tratamento de resíduos alimentares da UFMG

O sistema integrado em escala demonstração de tratamento de resíduos alimentares (*pMethar*) está localizado no Quarteirão 10 do Câmpus Pampulha da UFMG (latitude 19°52'23,3" S e longitude 43°57'52,6" O). A Figura 4.1 apresenta o fluxograma inicialmente planejado do sistema.

Figura 4.1 – Esquema do sistema integrado de metanização de resíduos alimentares na UFMG.



Fonte: Ferreira (2015)

O sistema foi projetado para tratar 500 kg de resíduos alimentares por dia. A planta de tratamento é composta por um galpão de triagem dos resíduos orgânicos, um tanque de alimentação, um reator anaeróbio de mistura completa (18,8 m³) (Figura 4.2), um tanque de extração do material digerido, um sistema de desaguamento do lodo digerido, um sistema de condicionamento de biogás, um acumulador de biogás, um sistema de cogeração de eletricidade e calor a partir do biogás e um sistema de secagem térmica de lodo (FERREIRA, 2015). Apresenta, também, um sistema de pós-tratamento da fase líquida, composto por uma lagoa de alta taxa rasa e uma profunda, com 30 e 120 cm de profundidade, respectivamente, que operam

em paralelo. Posteriormente, a biomassa de microalgas produzidas é separada e concentrada em dois decantadores lamelares com volume útil de 0,7 m³ cada. (Figura 4.3).

Figura 4.2 – Reator de metanização de resíduos alimentares.



Fonte: Ferreira (2015)

Figura 4.3 – (a) 1- LAT convencional (prof. 30 cm); 2- LAT modificada (prof. 120 cm); 3 e 4- decantadores lamelares. (b) Detalhe LAT convencional.



4.2 Coleta, preparação e caracterização dos substratos e inóculo

4.2.1 Resíduo alimentar

Os resíduos alimentares tratados na planta integrada de tratamento foram caracterizados durante dois meses (setembro e outubro de 2019). Os resíduos alimentares chegaram três vezes por semana do Restaurante Universitário Setorial II (RU- II) do Câmpus Pampulha da UFMG em dois contêineres de 120 L, divididos em resíduos de preparo e resíduos de prato. Primeiramente,

os materiais inertes grosseiros, como talheres, guardanapos e ossos, foram retirados e, posteriormente, os resíduos foram caracterizados quanto à sua composição (porcentagens de arroz, feijão, salada, carne, etc.). Essa composição foi estimada visualmente, já que os resíduos chegaram misturados nos recipientes, sendo inviável, portanto, a separação e pesagem de cada tipo de alimento (Figura 4.4). Os resíduos foram então triturados com adição de água potável (Triturador Tritury, ACX500) e caracterizados quanto aos seguintes parâmetros físico-químicos: sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e pH.

Para as demais etapas da pesquisa, ou seja, para todos os testes de potencial bioquímico de metano, foi utilizado um resíduo alimentar sintético a fim de se alcançar um maior controle do substrato e minimizar erros, já que sua composição apresenta elevada variação ao longo dos dias. Portanto, o substrato foi preparado considerando uma composição média identificada na primeira parte do trabalho de monitoramento e caracterização do resíduo alimentar real que chegava à plataforma de tratamento. Posterior à preparação, os resíduos foram triturados usando um processador de alimentos doméstico (Ninja®). No primeiro teste de PBM foi utilizado de 100 a 200 mL água da torneira para a trituração dos resíduos preparados e para o segundo teste, 300 mL. No terceiro teste não foi utilizado água. Os resíduos foram armazenados em geladeira a 4°C até a utilização e caracterizados antes da montagem do teste de PBM.

Figura 4.4 – Exemplos de resíduos alimentares de preparo (esquerda) e de prato (direita) do RU-II.



4.2.2 Microalgas

Como a planta de tratamento integrado de resíduos alimentares da UFMG teve seu funcionamento interrompido devido à pandemia do Coronavírus (COVID-19), a biomassa de microalgas utilizadas para os testes de codigestão foi proveniente das LATs do Centro de

Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA (CePTS) (latitude 19°53'42,7" S e longitude 43°52'44,5" O). As lagoas funcionavam como pós-tratamento do efluente de um reator UASB usado para tratar esgoto doméstico. Cada uma com volume útil de 205 L, área superficial de 0,41 m² e um decantador de 30 L, onde a biomassa de microalgas era sedimentada e coletada (Figura 4.5). Após a coleta, as microalgas foram concentradas em cone Imhoff por aproximadamente uma hora (Figura 4.5) e armazenadas em geladeira a 4°C até a utilização. O processo de sedimentação adicional por cone Imhoff se deve a limitações do decantador do sistema.

Apesar das espécies e composição das microalgas possivelmente serem diferentes nos sistemas de tratamento de resíduos alimentares e de esgoto doméstico, acredita-se que os resultados obtidos com um sistema poderão ser usados para fins de comparação e avaliação das proporções usadas em diferentes estratégias de codigestão em outros sistemas.

Figura 4.5 – LATs (CePTS) e concentração da biomassa em cone Imhoff.



4.2.3 Inóculo

O lodo anaeróbico utilizado como inóculo para os testes PBM foi obtido de um reator UASB tratando esgoto sanitário em escala demonstração localizado no CePTS. O reator UASB, construído em ferrocimento, possui volume de 14,2 m³, equivalente populacional de 320 habitantes, tempo de detenção hidráulica de projeto de 7,5 horas e vazão média de projeto de 40 m³.d⁻¹ (Figura 4.6). Nas condições atuais de operação do reator, o tempo de detenção varia, aproximadamente, entre 12 e 15h. As coletas dos inóculos foram realizadas antes de cada teste e armazenadas em câmara fria a 4°C até a utilização.

Figura 4.6 – Reator UASB em escala demonstração (esquerda) e lodo anaeróbico (direita).



4.3 Testes de potencial bioquímico de metano (PBM)

O teste de PBM é um experimento em batelada utilizado para determinar a quantidade de matéria orgânica que é convertida, de forma anaeróbia, a metano e a taxa cinética da reação (k). É, normalmente, usado para comparar, avaliar e otimizar uma estratégia de digestão, como pré-tratamentos, codigestão, toxicidade, entre outros. A informação obtida no teste de PBM é muito importante para avaliar o potencial de geração de metano de certo substrato e, também, para o projeto e operação de biodigestores anaeróbios (RAPOSO *et al.*, 2012).

Os três testes PBM realizados neste estudo foram:

- i) avaliação da biodegradabilidade dos diferentes compostos dos resíduos alimentares produzidos com base no monitoramento do material do RU-II coletado;
- ii) avaliação da codigestão de diferentes proporções entre resíduo alimentar e microalgas, i.e., 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 e 0:100 em relação ao teor de SV, como também adotado em

outros estudos de codigestão (CAPORGNO *et al.*, 2015; SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2020); e

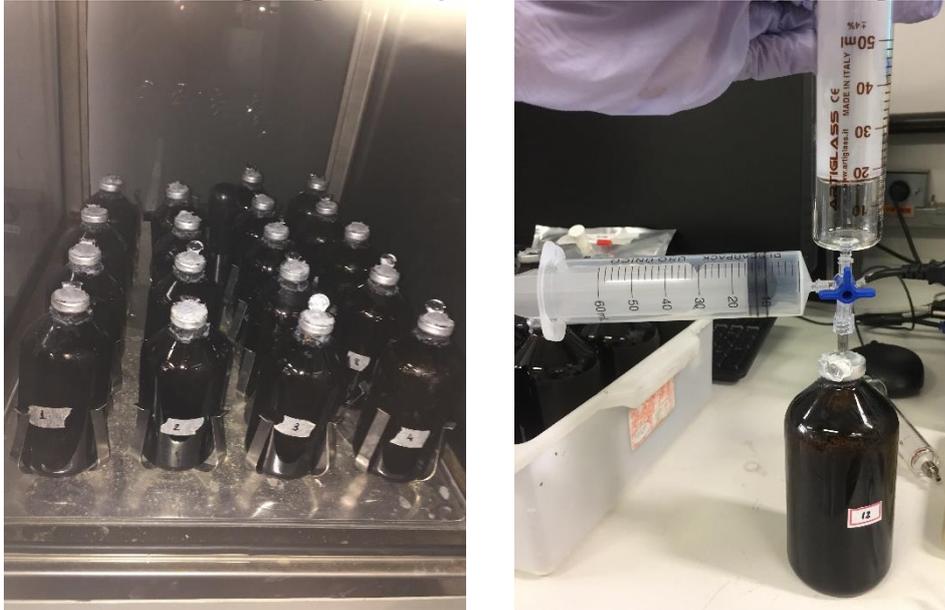
- iii) avaliação da codigestão entre resíduo alimentar e microalgas, estimando cenários reais. Nesse último estudo, duas condições foram testadas: i) a codigestão em uma proporção estimando a quantidade de resíduo alimentar que alimenta o sistema integrado de tratamento e a quantidade de microalgas produzidas na LAT tratando digestato alimentar real; e ii) quantidades mínimas de biomassa de microalgas ou de efluente tratado requeridos para diluir o resíduo alimentar no intuito de alcançar o limiar da digestão anaeróbia em estado líquido, ou seja, com ST igual 15% (ANDRÉ; PAUSS; RIBEIRO, 2018), sem necessitar o uso de água potável.

Para todos os testes PBM foram utilizados frascos reagentes de vidro âmbar com volume total de 250 mL e volume útil de 160 mL. Em cada frasco reator, um volume de substrato(s) e inóculo foram adicionados mantendo uma relação substrato/inóculo (S/I) de 0,5 g SV/g SV, como adotado em estudos anteriores tratando resíduos alimentares e/ou microalgas (DU *et al.*, 2019; HOLLIGER *et al.*, 2016; LI, Y. *et al.*, 2017). Para a adição dos conteúdos de sólidos voláteis de cada substrato e inóculo aos frascos, levou-se em consideração o volume útil do frasco, a razão S/I e a concentração de SV dos resíduos alimentares e/ou microalgas e inóculo. Para os testes de avaliação da biodegradabilidade de resíduos alimentares (primeiro teste), a concentração de SV nos frascos variou entre 40 e 50 g SV/L; para os testes de codigestão (segundo teste), variou entre 24 e 36 g SV/L; e para os testes dos cenários reais (terceiro teste), variou entre 33 e 57 g SV/L tanto para a primeira quanto para a segunda condição, como recomendado pela literatura (entre 20 e 60 g SV/L) (HOLLIGER *et al.*, 2016). Já em relação à concentração de ST nos frascos, o primeiro teste variou entre 59 e 74 g ST/L; o segundo entre 37 e 52 g ST/L; e o terceiro entre 54 e 85 g ST/L para as duas condições. O pH foi monitorado no início e final do teste em batelada, mas não foi controlado, visando avaliar e comparar os benefícios da codigestão entre os substratos.

Os frascos foram vedados com tampas de borracha e lacres de alumínio, com auxílio de alicate recravador, o *headspace* lavado com gás nitrogênio (gás inerte) para garantir as condições anaeróbias e, posteriormente, incubados no *shaker* (MA420 – Marconi®) a 35°C e agitação de 80 rotações por minuto (rpm) (Figura 4.7). Em todos os testes foram montados frascos “branco” contendo apenas o inóculo a fim de quantificar a produção de metano devido à respiração endógena. Todos os experimentos foram realizados em triplicata.

A medição da produção de biogás foi realizada de duas a três vezes na semana utilizando uma seringa de vidro esmerilhada de 20 ou de 50 mL (Arti Glass). Posteriormente, uma parcela do biogás coletado foi transferida para uma seringa de plástico de 60 mL para quantificação do teor de metano no biogás (Figura 4.7). Os experimentos foram monitorados até a sua estabilização, ou seja, quando a produção diária de metano durante três dias consecutivos foi inferior a 1% do volume total acumulado de metano durante o tempo total do experimento (HOLLIGER *et al.*, 2016).

Figura 4.7 – Frascos incubados em *shaker* e medição da produção de biogás (seringa de vidro esmerilhada) e coleta para quantificação do teor de metano (seringa de plástico).



Ao final dos testes foram coletadas amostras para análise da relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP), parâmetro proposto por Ripley, Boyle e Converse (1986) para análise da estabilidade do processo de digestão.

Os resultados dos testes de PBM foram expressos em termos da produção específica de metano acumulada, calculada subtraindo o volume de metano produzido nos frascos “branco” contendo apenas inóculo e dividindo pela quantidade de SV de resíduo alimentar e/ou microalgas inseridos em cada frasco. Além disso, o volume foi corrigido para as condições padrões de temperatura e pressão (273,15 K, 101,325 kPa), i.e., NmL CH₄.g SV⁻¹ (Equação 4.1).

$$V_p = V_m \times \frac{p_m - p_a}{101,325} \times \frac{273,15}{T_m + 273,15} \quad (4.1)$$

Onde:

V_p = volume de metano padronizado (NmL);

V_m = volume de metano medido (mL);

p_m = pressão do gás medido, considerada a pressão atmosférica de Belo Horizonte de aproximadamente 92 kPa (INMET);

p_a = pressão parcial do vapor de água (kPa); e

T_m = temperatura do gás no momento de medição, considerada a temperatura de incubação (35°C).

Os resultados também foram expressos pela constante cinética (k) e pela sinergia entre os substratos, como explicado a seguir.

4.3.1 Constante cinética

Devido ao papel dos microrganismos nos processos anaeróbios, modelos cinéticos são comumente aplicados para simular a biodegradação anaeróbia. Assim como a fase de crescimento bacteriano, na taxa de produção de biogás tem-se uma curva crescente e uma curva decrescente que podem ser expressadas por equações exponenciais e lineares. Compreender a cinética da produção de metano a partir de matéria-prima é importante para projetar e avaliar digestores anaeróbios (KAFLE; CHEN, 2016). Além disso, quanto maior a constante, mais biodegradável será o substrato (MORAES; PAULA JUNIOR, 2004).

Vários modelos cinéticos têm sido desenvolvidos para descrever os mecanismos de digestão de resíduos orgânicos em um sistema anaeróbio, como o modelo modificado de Gompertz, a cinética de primeira ordem, o modelo Cone, entre outros. O modelo Cone e o da cinética de primeira ordem são usados quando a hidrólise é a etapa limitante do processo e, nesses casos, é possível calcular a taxa de hidrólise da matéria orgânica particulada e o rendimento acumulado de metano. O modelo modificado de Gompertz, além desses parâmetros, também estima a duração da fase lag (ZHEN *et al.*, 2016). Neste estudo, a cinética de produção de metano foi descrita utilizando a cinética de primeira ordem, como em literatura prévia avaliando a codigestão de resíduo alimentar e microalgas (DU *et al.*, 2019). Dessa forma, a constante cinética k foi determinada pela Equação 4.2.

$$B = B_0 \times (1 - e^{-k t}) \quad (4.2)$$

Onde:

B = produção acumulada de metano no tempo t (NmL CH₄.g SV⁻¹);

B₀ = potencial de produção de metano do substrato (NmL CH₄.g SV⁻¹);

k = constante cinética de hidrólise de primeira ordem (dia^{-1}); e
 t = tempo (dia).

4.3.2 Sinergia

A sinergia da codigestão entre o resíduo alimentar e as microalgas foi estimado comparando a produção específica de metano experimental ($\text{PCH}_4_{\text{exp}}$) e a produção específica de metano calculada ($\text{PCH}_4_{\text{calc}}$). A produção calculada foi obtida pelo somatório da produção específica de metano da monodigestão de cada substrato multiplicada pela sua proporção na mistura, como mostrado na Equação 4.3, onde M representa a massa de cada substrato na mistura (g SV). Em seguida, o efeito sinérgico (S) foi obtido pela Equação 4.4 (DU *et al.*, 2019).

$$\text{PCH}_4_{\text{calc}} = \frac{\text{PCH}_4_{\text{expRA}} \times M_{\text{RA}} + \text{PCH}_4_{\text{expMA}} \times M_{\text{MA}}}{M_{\text{RA}} + M_{\text{MA}}} \quad (4.3)$$

$$S = \frac{\text{PCH}_4_{\text{exp}} - \text{PCH}_4_{\text{calc}}}{\text{PCH}_4_{\text{calc}}} \times 100\% \quad (4.4)$$

Tendo como referência o estudo de Solé-Bundó *et al.* (2019), considerou-se que valores positivos ($> 10\%$) indicam sinergismo (a codigestão gera mais metano do que o esperado), enquanto valores negativos ($< -10\%$) indicam antagonismo (a codigestão gera menos metano do que o esperado). Valores entre -10% e 10% foram considerados neutros, a fim de explicar a incerteza em torno dos rendimentos medidos de metano e a propagação de erros analíticos.

4.4 Parâmetros analíticos

Todos os parâmetros e métodos de análise para o inóculo e substratos utilizados nos testes PBM estão resumidos na Tabela 4.1. Os parâmetros físico-químicos ST, SV e NTK foram determinados de acordo com procedimentos padrão (APHA, 2017). O pH foi medido por meio de um sensor portátil (pHmetro PHS-3E, Satra). O teor de carboidratos foi analisado por método colorimétrico fenol-sulfúrico (DUBOIS *et al.*, 1956), enquanto o teor de proteínas foi estimado a partir da concentração de NTK e usando um fator de conversão de 6,25 para os resíduos alimentares (AOAC, 2000) e de 5,95 para as microalgas (LÓPEZ *et al.*, 2010).

Tabela 4.1 – Parâmetros de caracterização e métodos de análise.

Parâmetros	Substratos	Métodos de análise
pH		pHmetro PHS-3E (Satra)
Sólidos totais (ST)	RA-R, RA-S, MA, inóculo	Gravimétrico – Standard Methods 2540 B (APHA, 2017)
Sólidos voláteis (SV)		Gravimétrico – Standard Methods 2540 E (APHA, 2017)
Nitrogênio Total Kjendahl (NTK)		Titulométrico – Standard Methods 4500-N _{org} C (APHA, 2017)
Carboidratos	RA-S, MA	Colorimétrico – Dubois <i>et al.</i> (1956)
Proteínas		Fator de correção para NTK (AOAC, 2000; LÓPEZ <i>et al.</i> ,2010)

RA-R = resíduo alimentar do RU-II; RA-S = resíduo alimentar sintético; MA = microalgas.

As principais espécies microalgas presentes na biomassa foram identificadas por meio de microscopia óptica (Olympus BX-50) equipada com câmera (Olympus DP70).

A quantificação de metano no biogás durante os testes de PBM foi realizada por cromatografia gasosa (Autosystem XL, Perkin-Elmer®), com detector TCD, hélio como gás de arraste e coluna empacotada *carbowax*. Nos dias em que foi quantificado o biogás, mas o biogás não foi caracterizado, foi utilizada a interpolação dos dados de teor de metano entre o dia anterior e posterior à coleta.

4.5 Análise estatística

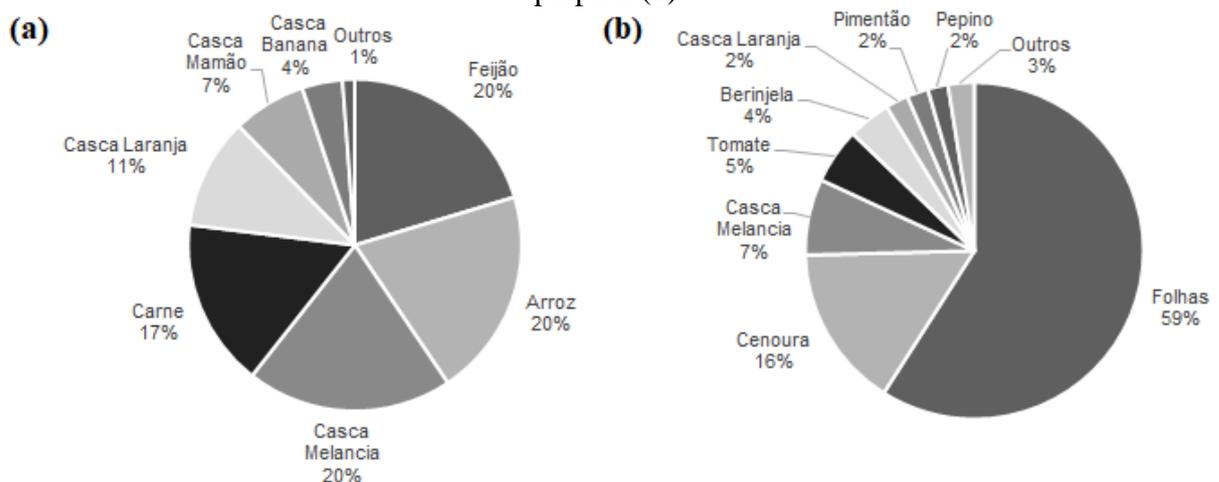
Todos os experimentos de PBM foram realizados em triplicata para garantir a reprodutibilidade dos resultados. Os resultados foram expressos pela média e desvio padrão. Para identificar se os dados seguiam uma distribuição normal foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Como foi identificada a distribuição não normal, procedeu-se à análise de Kruskal-Wallis (teste não paramétrico) para determinar se existe diferença significativa entre as diferentes condições testadas a um nível de significância de 5% ($p < 0,05$). O teste de Kruskal-Wallis compara as medianas dos grupos diferenciados por uma variável explicativa, ou seja, determina se todos os grupos têm a mesma mediana ou se pelo menos uma mediana é diferente (HELSEL e HIRSCH, 1992). O teste de comparações múltiplas foi aplicado caso fossem identificadas diferenças pelo teste de Kruskal-Wallis, objetivando, assim, definir entre quais grupos há essa diferença. Para essas análises foi utilizado o *software Statistica 10.0*®.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Composição e biodegradabilidade do resíduo alimentar

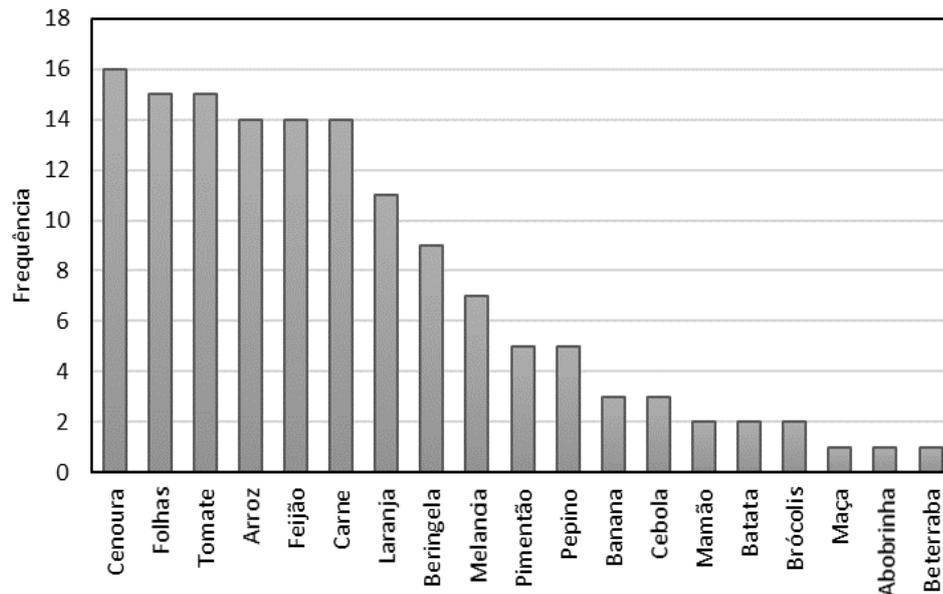
Durante os dois meses de monitoramento da composição dos resíduos alimentares oriundos do RU-II, obteve-se um total de 14 contêineres com resíduos de prato e 15 com resíduos de preparo. A Figura 5.1 apresenta a porcentagem dos alimentos presentes em cada tipo de resíduo.

Figura 5.1 – Porcentagem estimada dos alimentos constituintes dos resíduos de prato (a) e preparo (b).



Entre os resíduos de prato, observa-se uma maior porcentagem de arroz, feijão, carne e cascas de frutas, como melancia, laranja, mamão e banana, que normalmente são servidos como sobremesa no restaurante. Já nos resíduos de preparo, tem-se uma composição majoritariamente de folhas, que engloba alface, folha de brócolis, couve, entre outras. Além disso, há a presença de outros vegetais e frutas, como cenoura, tomate, berinjela, etc. Ressalta-se que esses são resíduos recorrentemente encontrados no preparo, uma vez que há partes estragadas e outras que não são consumidas, como talos e folhas.

Salienta-se que a alimentação clássica brasileira é composta por arroz, feijão, carne e salada, justificando a maior presença de tais resíduos na caracterização realizada. Essa análise é confirmada pelo gráfico da Figura 5.1, que mostra a frequência em que os alimentos foram identificados nos resíduos que chegaram à plataforma.

Figura 5.2 – Frequência dos alimentos nos resíduos de prato e preparo.

Os dados obtidos estão condizentes com o estudo de Porpino *et al.* (2018), em que obtiveram o ranking dos alimentos mais desperdiçados nos domicílios brasileiros, sendo eles o arroz (22%), a carne bovina (20%), o feijão (16%) e o frango (15%). Apesar do estudo apontar menores quantidades de frutas (4%) e hortaliças (4%), é válido lembrar que se trata de resíduos produzidos nos domicílios, enquanto que nesta pesquisa são resíduos de restaurantes, que produzem alimentos em maior quantidade e engloba muito resíduo de pré-consumo, ou seja, de preparo.

Em outros países, como Holanda, o desperdício de laticínios e ovos nos domicílios é bem mais representativo (~30%) em comparação com vegetais e saladas (~15%) e frutas (~4%). Já na Turquia, os desperdícios de vegetais, saladas e frutas totalizam cerca de 70% do total (PARFITT; BARTHEL; MACNAUGHTON, 2010). Fica claro, portanto, a variação na composição dos resíduos alimentares a depender dos fatores ambientais, sociais, econômicos, culturais e geográficos.

Duas amostras dos resíduos alimentares de prato e duas de preparo do restaurante universitário foram coletadas em dias diferentes para análise físico-química em termos de pH, ST e SV (Tabela 5.1). A coleta aconteceu após trituração com adição de água.

Tabela 5.1 – Caracterização dos resíduos alimentares do RU-II.

Parâmetros	Prato 1	Preparo 1	Prato 2	Preparo 2
ST (%)	9,5 (0,13)	5,1 (0,17)	13,8 (0,06)	5,2 (0,15)
SV (%)	8,9 (0,13)	4,6 (0,18)	12,6 (0,10)	4,8 (0,15)
SV/ST (%)	93,3	89,7	91,5	92,1
pH	3,6	3,8	3,7	4,0

Desvio padrão entre parênteses.

Observa-se que os resíduos apresentaram elevada concentração de sólidos totais, entre 51 e 138 g.L⁻¹ (5 – 14% ST), além de uma alta relação SV/ST de, aproximadamente, 92%, o que indica um potencial de biodegradabilidade. Apresentaram, também, baixo pH, com média de 3,8, como reportado em literatura prévia (Tabela 2.1). Dessa forma, a digestão anaeróbia pode ser prejudicada por um aumento no teor de AGVs ocasionada pela rápida biodegradabilidade e baixo pH, o que pode ser inibitório para a comunidade microbiana.

O resíduo de preparo, composto principalmente por frutas e vegetais, apresentaram menores valores de ST (5%), o que foi descrito anteriormente na literatura como característica típica de tais resíduos (PLAZZOTTA; MANZOCCO; NICOLI, 2017). Uma pesquisa avaliando a digestão anaeróbia de resíduo de mercado e de restaurante, verificou-se que os resíduos de mercado, constituído principalmente por frutas e vegetais, apresentaram menor teor de ST e maior valor de pH, quando comparado aos resíduos de restaurante (THENABADU, 2010), como também observado nos resultados deste estudo. Por outro lado, resíduos de frutas e vegetais possuem menor potencial de produção de metano devido à elevada fração de lignocelulose e baixo conteúdo de lipídios (XU *et al.*, 2018). A lignocelulose é um arranjo complexo entre lignina, celulose e hemicelulose, o que dificulta a bioconversão da biomassa à metano (PASSOS *et al.*, 2018).

Com o fim de avaliar a biodegradabilidade dos diferentes resíduos alimentares encontrados no RU-II, um teste de PBM foi conduzido para comparar a produção de metano e cinética de reação das seguintes amostras (Figura 5.3):

- i) mistura contendo arroz (34%), feijão (33%) e carne (33%) (RA1);
- ii) mistura contendo alface (60%), cenoura (20%) e tomate (20%) (RA2);
- iii) mistura contendo cascas de laranja (34%), banana (33%) e mamão (33%) (RA3);
- iv) mistura de frações dos três resíduos anteriores (40% RA1, 35% RA2 e 25% RA3) (RA4).

Figura 5.3 – Preparo dos resíduos alimentares.

Os resultados de caracterização físico-química dos resíduos alimentares e do inóculo utilizados no teste estão apresentados na Tabela 5.2. Como pode ser observado, os valores dos parâmetros analisados estão de acordo com a literatura (Tabela 2.1). Os resíduos 2 e 3, contendo frutas e vegetais, apresentam uma maior abundância de carboidratos em comparação com proteínas, como também já reportado em literatura (MORALES-POLO; CLEDERA-CASTRO; SORIA, 2018; PARITOSH *et al.*, 2017).

Tabela 5.2 – Caracterização físico-química dos resíduos alimentares e inóculo.

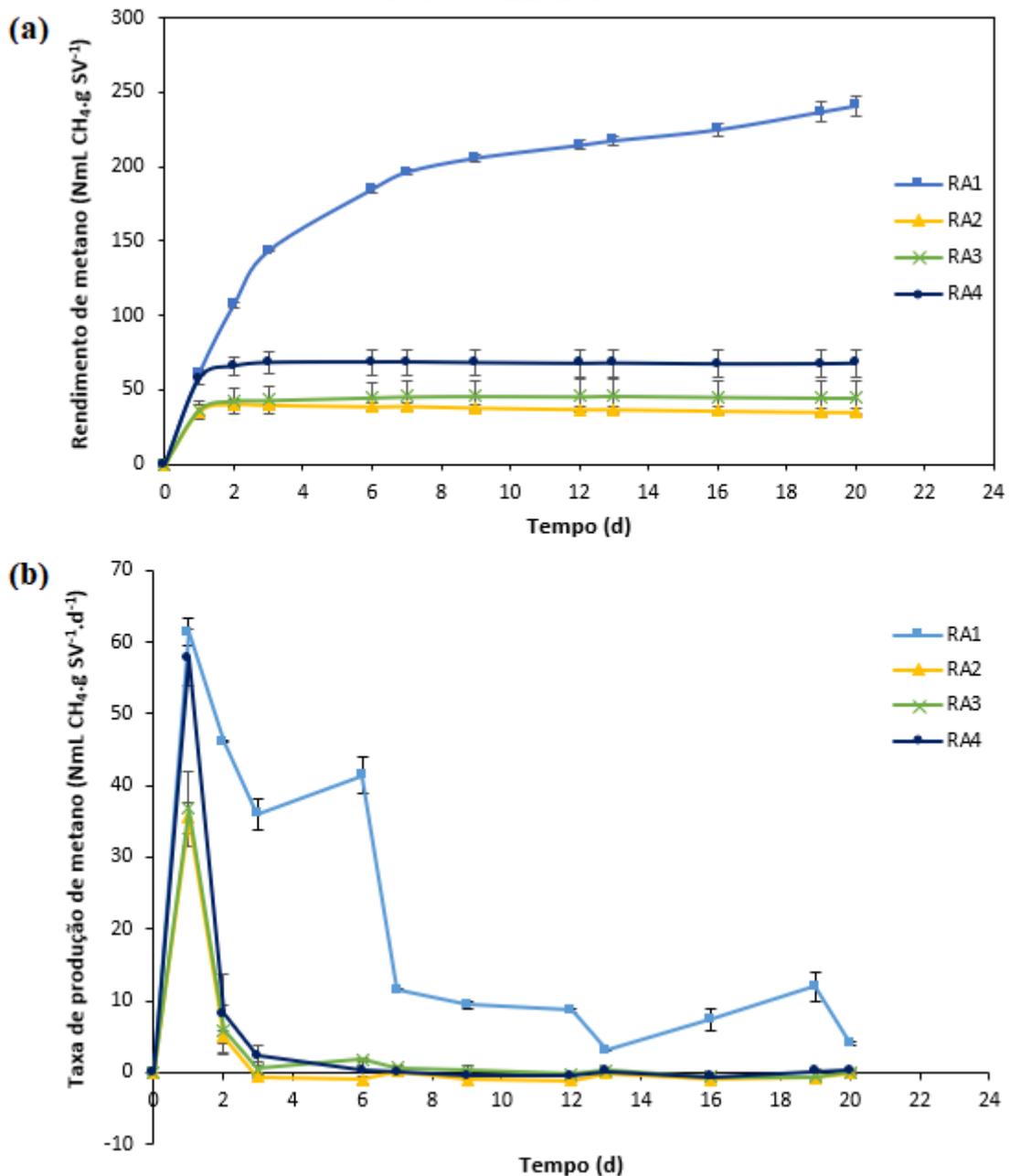
Parâmetros	Inóculo	RA1	RA2	RA3	RA4
ST (%)	6,2 (0,02)	16,2 (0,18)	5,1 (0,05)	9,1 (0,03)	11,6 (0,03)
SV (%)	3,8 (0,02)	14,8 (0,58)	4,2 (0,30)	8,3 (0,12)	10,6 (0,32)
SV/ST (%)	60,6	91,5	82,6	91,3	91,5
pH	6,2	5,7	4,6	4,8	5,2
NTK (%ST)	-	4,3 (0,5)	4,8 (0,8)	2,1 (0,4)	3,7 (0,0)
Carboidratos (%ST)	-	26,8 (2,3)	72,3 (1,2)	49,2 (2,1)	39,7 (1,1)
Proteínas (%ST)	-	27,1	30,1	13,0	23,2

Desvio padrão entre parênteses.

A Figura 5.4 apresenta o rendimento acumulado e a taxa de produção de metano dos diferentes resíduos alimentares analisados. Observa-se que o resíduo RA1 apresentou a maior produção final de metano ($241,0 \text{ NmL CH}_4 \cdot \text{g SV}^{-1}$) (Figura 5.4a). Além disso, foi o único que apresentou mais de um pico de produção de metano (dias 1 e 6) e maiores taxas de produção de metano ao longo do monitoramento (Figura 5.4b). Tais resultados podem estar relacionados ao maior

balanço de carne no preparo, que é rica em lipídios, o qual possui elevado potencial de produção de metano (XU *et al.*, 2018). Contudo, estudos anteriores encontraram valores de produção de metano de resíduos alimentares domiciliares e de restaurantes entre 460 e 530 mL CH₄.g SV⁻¹ (XU *et al.*, 2018), valores superiores aos obtidos neste trabalho. Mesmo as pesquisas de digestão anaeróbia de frutas e vegetais indicaram valores entre 160 e 350 mL CH₄.g SV⁻¹ (XU *et al.*, 2018), também superiores aos encontrados para vegetais (RA2) (35,0 NmL CH₄.g SV⁻¹) e frutas (RA3) (44,8 NmL CH₄.g SV⁻¹) deste estudo. Esses menores valores sugeriram que nessas amostras houve inibição do processo de digestão.

Figura 5.4 – Rendimento acumulado (a) e taxa de produção (b) de metano dos diferentes resíduos alimentares.



Destaca-se que vários estudos apontados na revisão de literatura de Xu *et al.* (2018) utilizaram inóculos aclimatados, o que pode melhorar o desempenho da digestão anaeróbia, levando a um incremento na produção de biogás (BOUALLAGUI *et al.*, 2004; BROWNE; MURPHY, 2013; ZHANG *et al.*, 2013b; ZHEN *et al.*, 2016). Deve ser mencionado que, no experimento em questão, foi utilizado um inóculo não aclimatado especificamente para os resíduos alimentares utilizados, além disso, nenhum elemento alcalino ou traço foi adicionado. Essa opção foi feita de modo a avaliar, posteriormente, a melhoria da codigestão. Complementarmente, a relação

S/I de 0,50 pode ter sido elevada, gerando carência de microrganismos e proporcionando um maior acúmulo de AGVs.

Ademais, alguns autores têm reportado baixos rendimentos de frutas e vegetais devido ao baixo conteúdo de lipídios, que possui elevado potencial de produção de metano, e alto conteúdo de lignocelulose, que apresenta difícil degradação (BONG *et al.*, 2017; XU *et al.*, 2018). A falta de alcalinidade, o alto teor de carboidratos e baixo teor de proteínas (Tabela 5.2) indicaram um desbalanço da relação C/N, o que pode retardar a digestão anaeróbia devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, levando à acidificação e, conseqüentemente, à inibição da metanogênese, como descrito previamente em literatura específica (LI *et al.*, 2017; MORALES-POLO; CLEDERA-CASTRO; SORIA, 2018; PRAMANIK *et al.*, 2019).

A mistura dos resíduos avaliados (RA4) simula o resíduo real que chega à planta de tratamento. Conforme os resultados dos demais ensaios e a elevada proporção de frutas e vegetais (60% do total), o resultado de rendimento acumulado de metano foi baixo, i.e., 67,7 NmL CH₄.g SV⁻¹.

Apesar de alguns estudos apontarem bons resultados na digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando a relação S/I de 0,5 sem adição de alcalinidade (LI *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2017), outros reportaram melhores rendimentos utilizando menores razões, de 0,33 e 0,25, por exemplo (KAWAI *et al.*, 2014; OKORO-SHEKWAGA *et al.*, 2020). Para resíduos mais facilmente biodegradáveis, como os resíduos alimentares, elevadas relações S/I (maior quantidade de resíduo alimentar no reator) podem favorecer o acúmulo de compostos intermediários, como os AGVs, e levar à inibição da digestão (HOLLIGER *et al.*, 2016; OKORO-SHEKWAGA *et al.*, 2020). Além disso, caso o inóculo usado não seja aclimatado para o substrato em questão, pode retardar ainda mais o desempenho ou, ainda, levar a uma inibição e colapso do teste. Provavelmente, foi o que ocorreu neste experimento, adicionado ao fato de que não houve adição de alcalinidade, elementos traço ou correção de pH, muito comum para testes de PBM de resíduos alimentares. Cabe destacar ainda que o inóculo não é apenas fonte de microrganismos necessários para a digestão anaeróbica, mas também uma importante fonte de macro e micronutrientes, oligoelementos e vitaminas, bem como fornece capacidade de tamponamento de pH. Entretanto, para evitar falhas na digestão, tais elementos podem ser adicionados (HOLLIGER *et al.*, 2016).

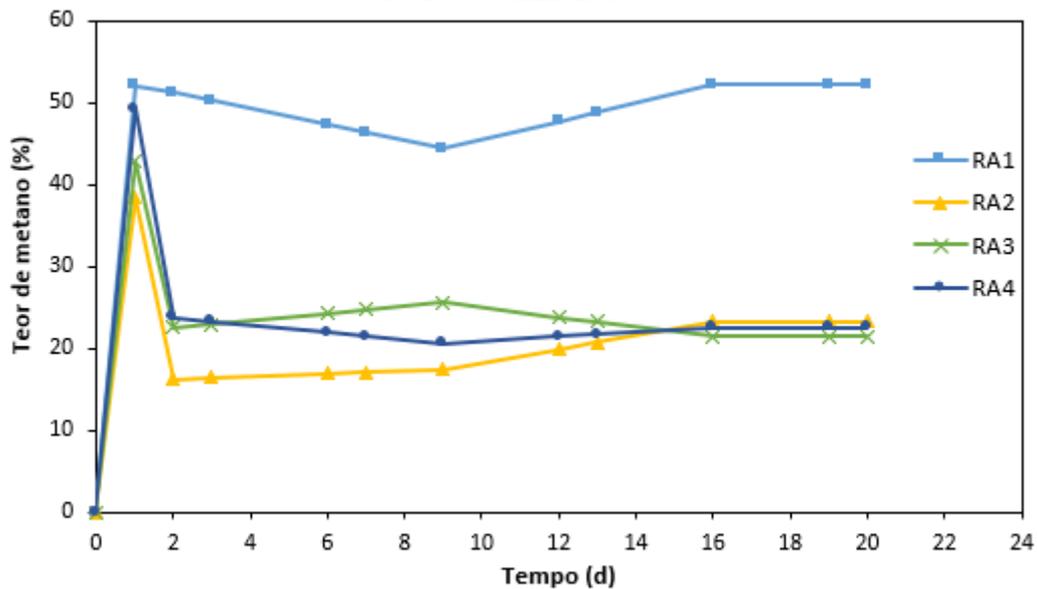
A Tabela 5.3 apresenta os resultados de pH inicial e final, além do resultado da análise de AI/AP, em que a alcalinidade intermediária (AI) equivale à alcalinidade dos ácidos orgânicos, enquanto a alcalinidade parcial (AP) equivale à alcalinidade bicarbonato. Valores dessa razão superiores a 0,30 sugerem a instabilidade do processo de digestão anaeróbia (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). Entretanto, deve-se avaliar cada caso em particular, uma vez que valores diferentes de 0,30 podem ocorrer em reatores estáveis a depender do substrato (BARROS *et al.*, 2017; FORESTI, 1994).

Tabela 5.3 – Valores de pH iniciais e finais e relação AI/AP para o teste de PBM de monodigestão de diferentes resíduos alimentares.

Condição	pH inicial	pH final	AI/AP
Branco	6,2	7,1	0,22
RA1	6,3	6,7	1,50
RA2	6,1	4,9	-
RA3	6,0	5,1	-
RA4	6,4	5,3	-

Como se pode observar, o pH inicial de todos os ensaios de PBM esteve entre 6,0 e 6,4, ligeiramente inferior ao valor mínimo relatado como ótimo para digestão anaeróbia (6,8). Nota-se, também, que os valores finais de pH foram ainda mais baixos do que este valor para RA2, RA3 e RA4 (4,9 – 5,3), que eram aquelas amostras contendo frutas e/ou vegetais. Além disso, a análise de AI/AP foi impossibilitada, visto que o teste requer pH superior a 5,75. Dessa forma, tais resultados confirmaram que a produção de metano foi baixa devido a um acúmulo de ácidos e queda do pH, resultando na inibição da metanogênese. Outro dado que indica tal inibição é o baixo teor de metano no biogás produzido (Figura 5.5), com média variando entre 21 e 25%. Apesar de o resíduo RA1 ter apresentado um pH próximo da neutralidade (6,7) e um maior teor de metano no biogás (~50%) comparado aos demais resíduos, a razão AI/AP foi de 1,5, indicando também a instabilidade da digestão anaeróbia de acordo com a literatura. Destaca-se que a elevada porcentagem de metano no primeiro dia, para todas as condições, indica intensa atividade dos microrganismos.

Figura 5.5 – Teor de metano no biogás para o teste de PBM de monodigestão de diferentes resíduos alimentares.



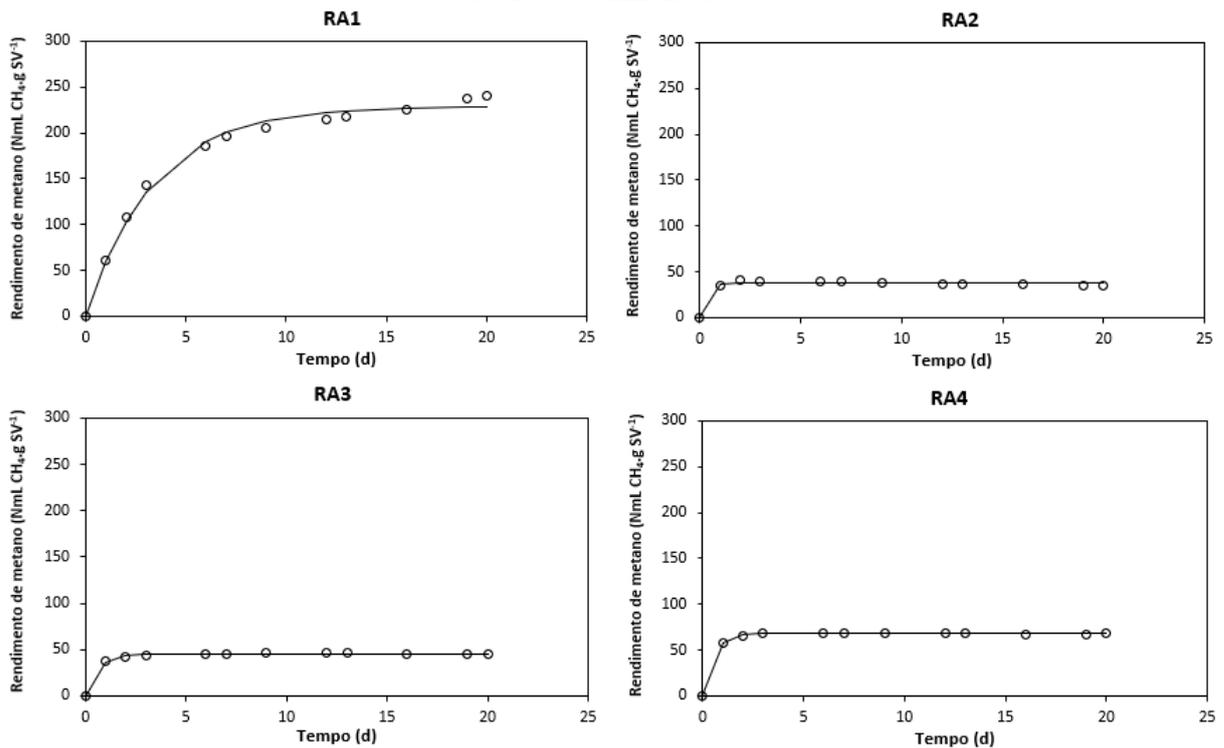
Em relação à cinética de reação, a Tabela 5.4 e a Figura 5.6 apresentam os resultados obtidos pela cinética de primeira ordem. A taxa de hidrólise determina a velocidade inicial de conversão do material particulado e é um parâmetro crucial para viabilizar a operação do reator com tempo de detenção hidráulica menor, diminuindo os custos do tratamento. Observa-se que, apesar do ensaio com vegetais (RA2) ter o menor rendimento de metano, foi o que apresentou maior k ($3,052 \text{ d}^{-1}$). No entanto, as constantes cinéticas neste ensaio podem ser imprecisas devido à inibição da digestão anaeróbia. O RA1, que apresentou uma conversão final maior em relação à produção de metano, obteve um menor k , possivelmente por uma difícil degradabilidade inicial do substrato. De acordo com estudos publicados anteriormente, os valores da constante cinética variaram de 0,13 a 4,73, dependendo das características dos resíduos e das condições operacionais do teste de PBM (LI, Y. *et al.*, 2018; LI, L. *et al.*, 2018a).

Tabela 5.4 – Parâmetros estimados pela cinética de primeira ordem para o teste de PBM de monodigestão de diferentes resíduos alimentares.

Parâmetros	RA1	RA2	RA3	RA4
B (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	241,0	35,0	44,8	67,7
B ₀ (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	228,4	37,6	45,2	67,9
k (d ⁻¹)	0,300	3,052	1,625	1,892
R ²	0,991	0,974	0,997	0,999

B = produção acumulada de metano; B₀ = potencial de produção de metano; k = constante cinética; R² = coeficiente de determinação.

Figura 5.6 – Rendimento acumulado de metano estimado (–) e observado (o) dos diferentes resíduos alimentares.



Finalmente, os resultados mostraram que o resíduo alimentar possui uma caracterização muito diversa, com baixa alcalinidade e baixo pH. Os ensaios revelaram um acúmulo de ácidos orgânicos intermediários, levando a uma baixa produção específica de metano. Dessa forma, a adição de um cossustrato na digestão dos resíduos alimentares pode ser uma alternativa interessante para um processo mais estável, ao invés de corrigir o pH, alcalinidade e elementos traço antes da digestão anaeróbia. Um cossustrato poderia atuar no aumento da alcalinidade, da capacidade tampão, do balanço de nutrientes e na redução da inibição pelos AGVs, como já reportado em outros estudos (LI *et al.*, 2009; UGGETTI *et al.*, 2014; YE *et al.*, 2013; ZHEN *et al.*, 2016).

5.2 Avaliação da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas

A avaliação da codigestão de resíduos alimentares e microalgas foi realizada em um segundo teste de PBM usando as proporções 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 e 0:100 em termos de SV. Para o preparo do resíduo alimentar, utilizou-se os três resíduos mais presentes e frequentes nos resíduos de prato e preparo, i.e., arroz (20%), feijão (20%), carne (15%), folha (25%), cenoura (10%) e tomate (10%) (Figura 5.7). Ressalta-se que cascas de frutas não foram utilizadas, já

que apresentaram resultados muito baixos de produção de metano no teste anterior de monodigestão. Além disso, foi adicionado 300 mL de água para ajudar na trituração.

Figura 5.7 – Preparo do resíduo alimentar e trituração.



A caracterização físico-química do resíduo alimentar, das microalgas e do inóculo está resumida na Tabela 5.5. Como esperado, o resíduo alimentar apresentou elevado conteúdo orgânico e um potencial de biodegradabilidade, indicado pela razão SV/ST de 92%, e baixo pH (5,4). Além disso, observa-se um maior conteúdo de carboidratos em detrimento das proteínas. Já para as microalgas, observa-se um maior teor de proteínas, em comparação a carboidratos, como descrito na literatura (ARASHIRO *et al.*, 2019; PASSOS *et al.*, 2015; ZHEN *et al.*, 2016). Estudos anteriores destacaram que substratos ricos em proteínas podem produzir elevadas concentrações de amônia em reatores anaeróbios, o que pode inibir as arqueas metanogênicas (LI *et al.*, 2017; PRAMANIK *et al.*, 2019). Destaca-se que a espécie predominante foi *Kirchneriella* sp., além da presença de *Scenedesmus* sp., *Westella* sp. A espécie *Scenedesmus* sp. é a mais comumente encontradas em LAT tratando esgotos, mas as espécies *Kirchneriella* sp. e *Westella* sp. também são encontradas em sistemas baseados em microalgas tratando esgoto (JANKOWASKA; SAHU; OLESKOWICS-POPIEL, 2017; FULKE *et al.*, 2013, PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

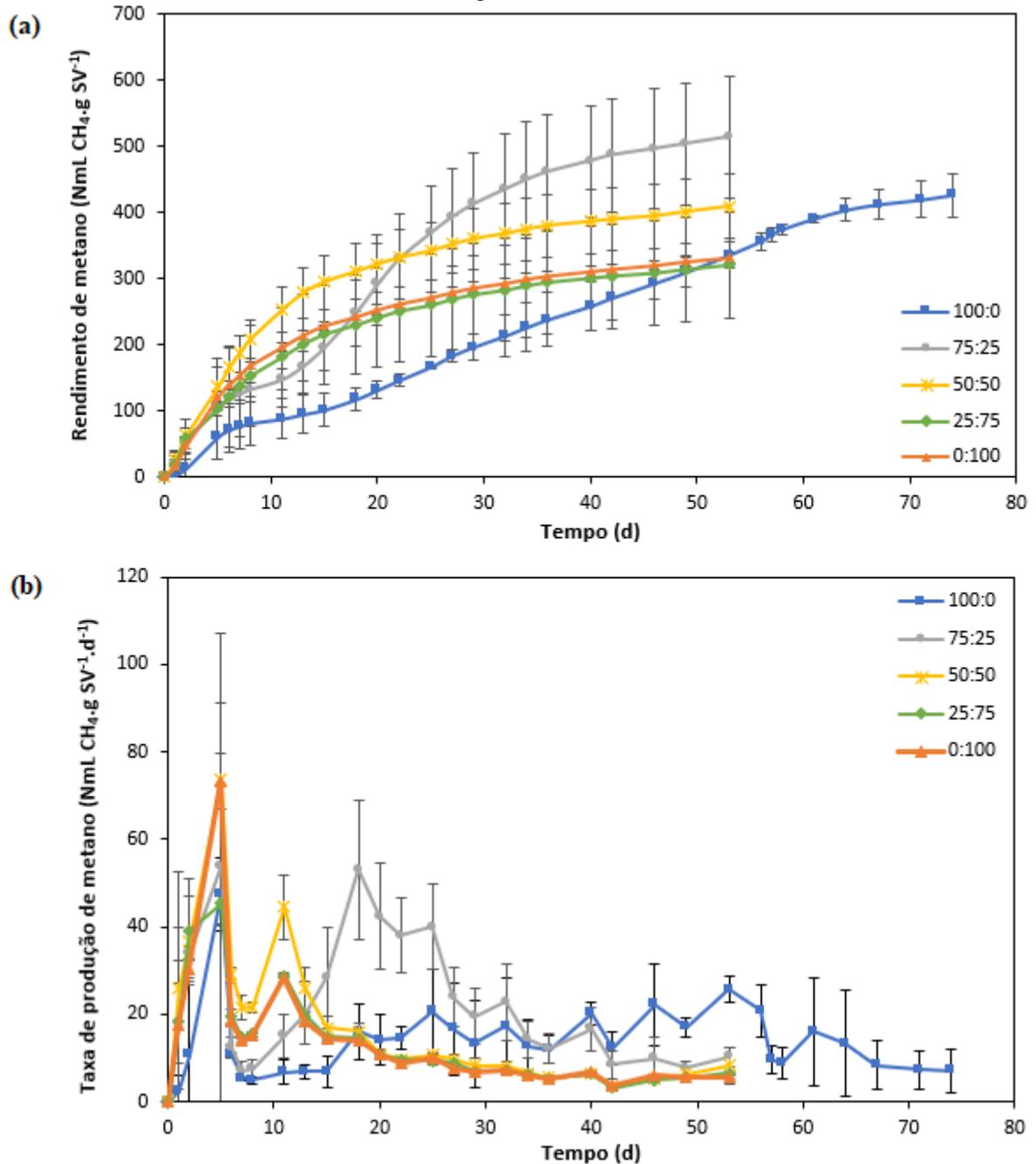
Tabela 5.5 – Caracterização físico-química dos substratos e inóculo.

Parâmetros	Inóculo	Resíduo Alimentar	Microalgas
ST (%)	4,3 (0,03)	12,6 (0,11)	2,7 (0,07)
SV (%)	2,7 (0,02)	11,7 (0,18)	2,0 (0,07)
SV/ST (%)	62,8	92,2	72,3
pH	6,6	5,4	6,6
NTK (%ST)	-	2,8 (0,79)	2,6 (0,04)
Carboidratos (%ST)	-	22,6 (2,4)	7,7 (0,1)
Proteínas (%ST)	-	17,4	15,5

Desvio padrão entre parênteses.

A Figura 5.8 apresenta os resultados do teste de PBM em relação ao rendimento acumulado e a taxa de produção de metano das diferentes misturas RA:MA, além dos controles, contendo apenas resíduo alimentar ou microalgas.

Figura 5.8 – Rendimento acumulado (a) e taxa de produção (b) de metano das diferentes misturas testadas (legenda em %SV_{RA}:%SV_{MA}).



O teste teve duração de 53 dias para todos os frascos reatores, com exceção do controle de resíduos alimentares que se estendeu por mais 21 dias (74 dias). Observa-se que a proporção RA:MA de 75:25 foi a que apresentou maior rendimento final de metano, de 514,0 NmL CH₄.g

SV⁻¹, apesar da baixa degradabilidade nos primeiros dias (até o dia 11). Apesar do teste estatístico não ter apontado uma diferença significativa, o rendimento foi 20,5% e 55,0% maior em comparação aos controles de resíduo alimentar e microalgas, respectivamente.

A condição 50:50 apresentou maior produção de metano nos primeiros dias do teste, com o maior pico de produção de metano por dia (73,6 NmL CH₄.g SV⁻¹.d⁻¹) (Figura 5.8b). Como pode ser observado, todas as condições de codigestão apresentaram um pico de degradação nos dias 5 e 11, enquanto a condição 75:25 apresentou outra fase ativa apenas a partir do dia 18 e ultrapassou a produção acumulada de metano da condição 50:50 a partir do dia 25 de monitoramento (Figura 5.8a). É possível que esse resultado esteja relacionado ao maior conteúdo de resíduo alimentar na mistura, que apresenta um maior teor de carboidratos (Tabela 5.5) e pode ter provocado um acúmulo temporário de AGVs, como observado por pesquisas recentes (LI, Y. *et al.*, 2017). Esses compostos provavelmente foram convertidos em ácidos orgânicos e acumulados antes de sua conversão em biogás.

Adicionalmente, isso é reforçado a partir dos dados do frasco controle de resíduos alimentares (100:0). Essa condição teve comportamento atípico se comparado às demais curvas de digestão, com vários pequenos picos de produção até a estabilização. Esse fato comprova a heterogeneidade e a elevada biodegradabilidade do substrato, que pode provocar acúmulos temporários de AGVs e, quando monodigerido, instabilidade do processo. Esses resultados sugerem que a codigestão com microalgas atua na estabilização inicial do processo de digestão, levando a uma produção de metano em menor tempo. Estudos anteriores também enfatizaram os resultados positivos da codigestão de ambos os substratos em relação à estabilização da digestão anaeróbia (DU *et al.*, 2019; ZHEN *et al.*, 2016). Ao mesmo tempo, foi encontrado um melhor resultado para a monodigestão dos resíduos alimentares se comparado ao teste realizado anteriormente (Item 5.1), o que pode estar relacionado ao maior tempo de teste e, conseqüentemente, à aclimação dos microrganismos envolvidos no processo.

O controle de microalgas (0:100) e a mistura 25:75 apresentaram praticamente o mesmo rendimento (331,6 e 320,2 NmL CH₄.g SV⁻¹, respectivamente) e as mesmas produtividades de metano ao longo do experimento. Apesar de as espécies identificadas na biomassa de microalgas não serem comumente encontradas, o resultado obtido condiz com dados anteriores de monodigestão de microalgas em testes PBM, onde valores entre 258 e 410 mL CH₄.g SV⁻¹ foram reportados (AYALA-PARRA *et al.*, 2017; FRIGON *et al.*, 2013). Estudos também

apontaram que testes de codigestão em que as microalgas estiveram em maior proporção na mistura resultou em rendimento inferior às demais condições (ZHANG *et al.*, 2020; ZHEN *et al.*, 2016). Sabe-se que as microalgas são substratos de difícil biodegradabilidade por apresentarem uma parede celular de estrutura complexa. Além disso, microalgas que crescem em lagoas abertas, expostas a variações climáticas e alimentadas com efluente real, tem uma estrutura celular ainda mais rígida (PASSOS *et al.*, 2015).

Ao comparar os dados encontrados com a literatura anterior, pode-se perceber que maiores rendimentos de metano foram observados para proporções com maior teor de resíduos alimentares, como neste estudo. Os valores de rendimento de metano aumentaram em 38 e 500% em relação à monodigestão de microalgas e em 9 e 11% em relação à monodigestão de resíduos alimentares (DU *et al.*, 2019; ZHEN *et al.*, 2016). Alguns autores sugerem que o melhor desempenho da codigestão em comparação com a monodigestão de ambos os substratos foi associada a um maior equilíbrio de nutrientes, diluição de compostos inibitórios e ao aumento da diversidade microbiana, o que pode ter favorecido a degradação da parede celular das microalgas (SCHWARTZ; OLST; BRUNE, 2015; ZHAO e RUAN, 2013). Também foi reportado que o melhor rendimento na codigestão pode estar relacionado à disponibilidade de elementos traço após a lise da parede celular das microalgas e a subsequente utilização como nutrientes pela comunidade microbiana (ZHANG *et al.*, 2020).

Os valores de pH inicial, final e a relação AI/AP estão resumidos na Tabela 5.6. Nota-se que o pH inicial variou entre 6,4 e 6,7, estando próximo à faixa reportada como ideal para a digestão anaeróbia (6,8 – 7,4). Adicionalmente, o pH final ficou dentro da faixa ideal (7,1 – 7,6).

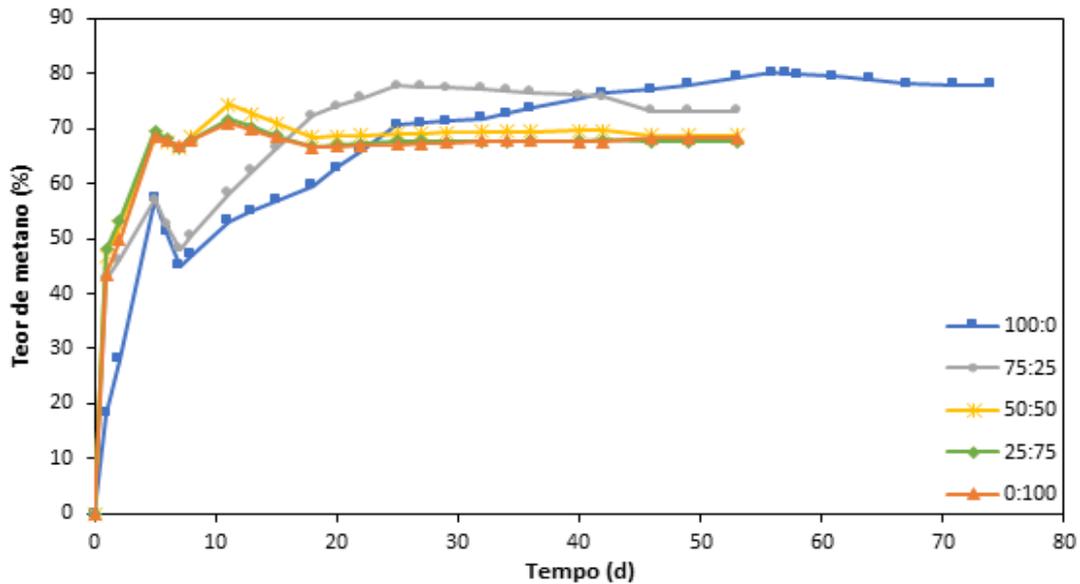
Tabela 5.6 – Valores de pH iniciais e finais e relação AI/AP para os testes de PBM das diferentes proporções de codigestão entre resíduos alimentar e microalgas (RA:MA).

Condição	pH inicial	pH final	AI/AP
Branco	6,6	7,4	0,18
100:0	6,5	7,6	0,25
0:100	6,7	7,2	-
75:25	6,5	7,3	0,29
50:50	6,4	7,2	0,33
25:75	6,6	7,1	0,33

Em relação à razão AI/AP, os testes apresentaram valores entre 0,25 e 0,33, indicando que em todas as condições houve estabilidade do processo. Tais resultados indicam que a mistura entre

os substratos proporcionou decréscimo de ácidos orgânicos acumulados e uma melhoria na capacidade tampão. Ressalta-se que não foi realizada a análise do controle de microalgas, uma vez que o digestato foi utilizado em outra pesquisa, mas, devido aos resultados obtidos de pH, acredita-se que também apresentou estabilidade. Os teores de metano no biogás também indicaram um melhor desempenho da codigestão em comparação à monodigestão, com maior média na mistura 75:25 (~67%) (Figura 5.9).

Figura 5.9 – Teor de metano no biogás para os testes de PBM das diferentes proporções de codigestão entre resíduos alimentar e microalgas (legenda em %SV_{RA}:%SV_{MA}).



Os resultados associados à cinética do processo de digestão anaeróbia estão apresentados na Tabela 5.7 e na Figura 5.10. Pode-se notar que a proporção RA:MA de 75:25, que apresentou o maior rendimento final acumulado de metano, apresentou a menor constante cinética entre as misturas, o que pode estar relacionada, como apontado anteriormente, à baixa degradabilidade no início do ensaio por um possível acúmulo temporário de AGVs (Figura 5.8a). Como o valor cinético foi mais alto para as microalgas ($0,085 \text{ d}^{-1}$), a codigestão indicou uma melhora na taxa do processo ($0,027 - 0,087 \text{ d}^{-1}$) em relação à monodigestão de resíduos alimentares, que foi muito menor devido à inibição inicial ($0,006 \text{ d}^{-1}$). O elevado valor de k na monodigestão das microalgas, que apresentou um dos menores rendimentos de metano, indica a independência do rendimento de metano e da constante cinética. Resultados semelhantes foram encontrados em pesquisa anterior em relação à codigestão de resíduos alimentares e microalgas, em que o valor mais elevado de k ($0,187 \text{ d}^{-1}$) correspondeu ao controle de microalgas e o menor valor ($0,089 \text{ d}^{-1}$) correspondeu à melhor condição de codigestão, com maior quantidade de resíduo alimentar

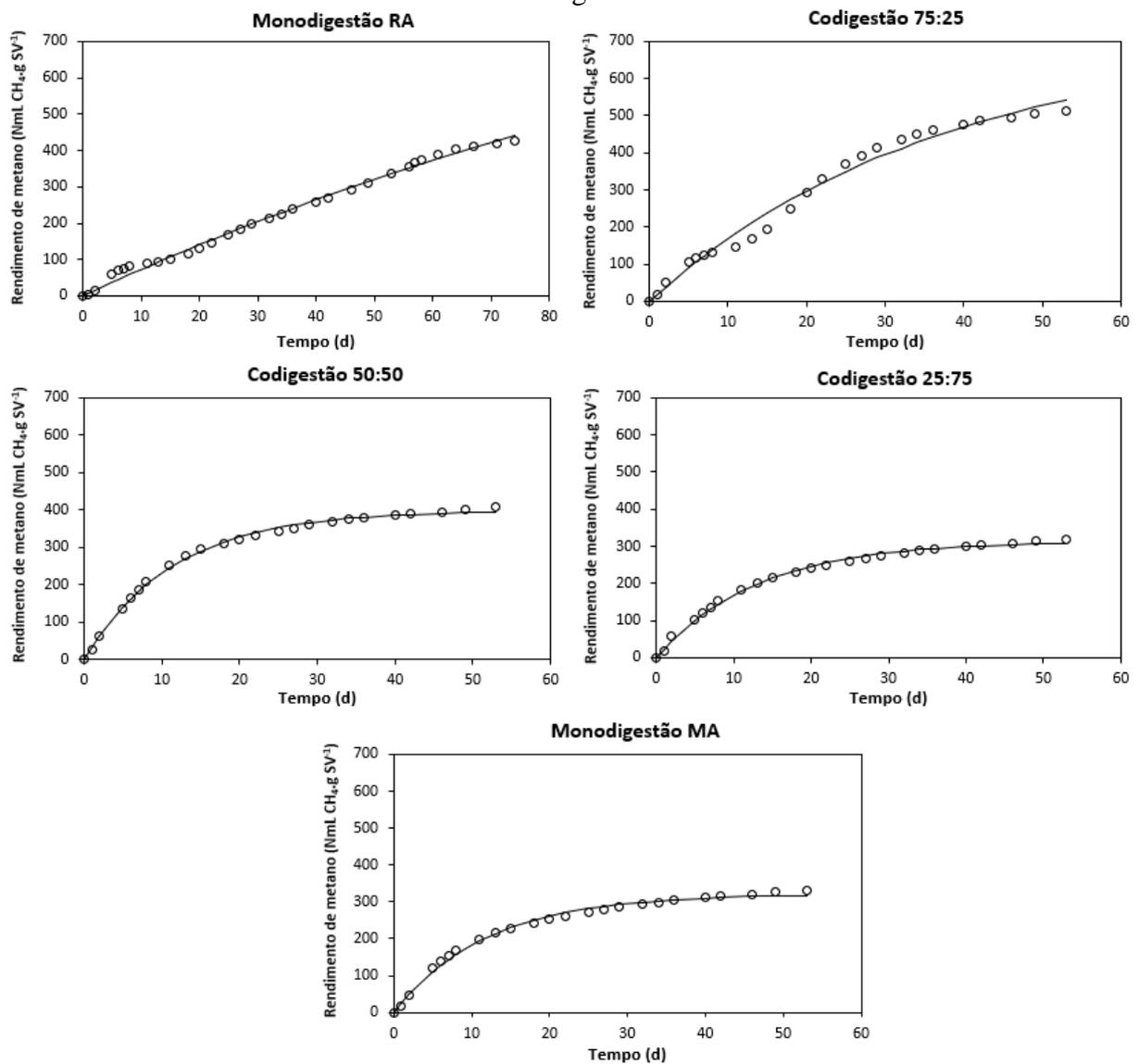
na mistura (80:20) (ZHEN *et al.*, 2016). Esses resultados também indicam que a hidrólise não é o único fator importante que influencia a produtividade de metano (ZHEN *et al.*, 2016).

Tabela 5.7 – Parâmetros estimados pela cinética de primeira ordem.

Parâmetros	%SV _{RA} :%SV _{MA}				
	100:0	75:25	50:50	25:75	0:100
B (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	426,4	514,0	409,2	320,2	331,6
B ₀ (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	1156,5	713,4	398,6	314,2	320,7
k (d ⁻¹)	0,006	0,027	0,087	0,077	0,085
R ²	0,993	0,985	0,997	0,996	0,994

B = produção acumulada de metano; B₀ = potencial de produção de metano; k = constante cinética; R² = coeficiente de determinação.

Figura 5.10 – Rendimento de metano estimado (–) e observado (o) das diferentes proporções de codigestão.



As diferenças entre os resultados dos rendimentos experimentais e calculados de metano nas diferentes misturas RA:MA e a sinergia entre os substratos estão resumidas na Tabela 5.8. Observa-se que o sinergismo em relação à produção final de metano foi aumentando conforme o aumento do resíduo alimentar na mistura, chegando ao valor máximo, como esperado, na mistura 75:25, sendo 27,6% maior que a produção calculada. Esse resultado foi corroborado por estudos anteriores, que também notaram melhores eficiências (sinergias entre 10 e 33%) quando o teor de resíduo alimentar foi mais elevado (DU *et al.*, 2019; ZHAO; RUAN, 2013; ZHEN *et al.*, 2016). O alto teor de proteínas (baixa relação C/N) e a baixa biodegradabilidade da parede celular das microalgas podem ser alguns dos motivos da baixa produção de metano e baixa sinergia quando são adicionadas em excesso na mistura com resíduos alimentares. No entanto, uma certa quantidade de microalgas parece ser crucial para manter a estabilidade do processo e para aumentar a conversão de resíduos alimentares em metano.

Tabela 5.8 – Rendimentos experimental e calculado de metano e sinergia para o teste de PBM de codigestão entre resíduo alimentar e microalgas.

	%SV _{RA} :%SV _{MA}		
	75:25	50:50	25:75
PCH _{4 exp} (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	514,0	409,2	320,2
PCH _{4 calc} (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	402,8	379,0	355,4
Sinergia (%)	27,6	8,0	-9,9

PCH_{4 exp} = produção específica de metano experimental; PCH_{4 calc} = produção específica de metano calculada.

5.3 Estimativa de cenários reais para a codigestão em uma planta de tratamento integrado

Apesar da melhora na codigestão entre resíduos alimentares e microalgas apresentadas anteriormente, as proporções de cossustratos em reatores anaeróbios devem ser mais bem definidas de acordo com as situações reais de cotratamento e cogerenciamento de resíduos. Por exemplo, definindo misturas a partir de resíduos gerados nas proximidades e em suas proporções reais. Em termos deste estudo, as proporções devem considerar os resíduos alimentares que chegam ao sistema de tratamento integrado de resíduos alimentares e a produção de biomassa de microalgas em LAT tratando o digestato. Portanto, cenários reais foram considerados para entender a viabilidade da codigestão. Nesse sentido, os cenários reais propostos para esta investigação foram:

- i) proporções que considerem a totalidade de resíduos alimentares alimentados ao sistema durante o período acadêmico no câmpus e de biomassa de microalgas produzida na LAT usada para pós-tratamento do efluente digerido; e
- ii) proporções que representam a adição de biomassa de microalgas ou de efluente tratado da LAT necessários para diluir o resíduo alimentar para uma concentração de ST suficiente para uma digestão anaeróbia em estado líquido.

O segundo cenário contempla a trituração dos resíduos alimentares e a operação do reator anaeróbio sem adição de água potável, como ocorre no sistema em escala de demonstração, uma vez que foi projetado para operar no estado líquido.

Para este último objetivo, foram utilizados dados experimentais de pesquisas anteriores que avaliaram o sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares presente na UFMG (FERREIRA *et al.*, 2020; FERREIRA *et al.*, 2021; TORRES-FRANCO *et al.*, 2018) e de revisões de literatura (BARROS *et al.*, 2015; PRAMANIK *et al.*, 2019; WARD *et al.*, 2014). Os dados utilizados são apresentados na Tabela 5.9, juntamente com os cálculos da produção de resíduo alimentar e de microalgas.

Tabela 5.9 – Parâmetros utilizados para estimar cenários reais de codigestão na planta em escala demonstração.

Parâmetros	Valores médios	Referências
Reator anaeróbio		
Carga orgânica volumétrica (kg SV.m ⁻³ .d ⁻¹)	0,32	Ferreira <i>et al.</i> (2021)
Volume útil do reator (m ³)	18,8	Ferreira <i>et al.</i> (2021)
Resíduo alimentar alimentado ao sistema (g SV.d ⁻¹)	6016	Calculado
Lagoa de alta taxa		
Produtividade de microalgas (diluição do digestato em 50%) (g SSV.m ⁻² .d ⁻¹)	6	Torres-Franco (2020)
Área superficial total das LATs (m ²) *	8,3	Torres-Franco (2020)
Produção total de microalgas (g SV.d ⁻¹)	50	Calculado
Concentrações dos substratos		
SV resíduo alimentar (%)	22	Pramanik <i>et al.</i> (2019)
SV/ST resíduo alimentar (%)	95	
SV microalga (%)	1	Barros <i>et al.</i> (2015); Ward <i>et al.</i> (2014)
SV/ST microalga (%)	90	

* Considerando duas LATs (diluição do digestato de 50%)

5.3.1 Codigestão do conteúdo total de resíduos alimentares e microalgas no sistema integrado de tratamento

Com base nos dados mostrados na Tabela 5.9, uma proporção de 99:1 (%SV_{RA}:%SV_{MA}) seria alimentada ao reator anaeróbio se todos os resíduos alimentares e toda a biomassa de microalgas fossem considerados. Como pode ser observado, a quantidade de resíduos alimentares utilizada foi muito superior em relação às microalgas. Isso é resultado da baixa produção de microalgas nas LATs, particularmente quando usados para tratar águas residuais de alta resistência, ou seja, águas residuárias que possuem concentrações de contaminantes, como matéria orgânica, sólidos e gorduras, maiores do que águas residuárias domésticas, como é o caso do digestato de resíduo alimentar.

De acordo com a literatura, as LATs têm sido usados para tratar diversos tipos de efluentes anaeróbios, como esgoto doméstico, esterco animal, resíduos agrícolas, resíduos alimentares, entre outros (TORRES-FRANCO *et al.*, 2020). Porém, as pesquisas também mostraram que, uma vez que o digestato de resíduos alimentares possui elevada concentração de matéria orgânica, amônia e sólidos, sua baixa relação C/N, a alta relação N/P e a elevada turbidez podem inibir a produção das microalgas em lagoas abertas (TORRES-FRANCO *et al.*, 2018; TORRES-FRANCO *et al.*, 2020).

Estratégias técnicas para superar esses problemas e aumentar a produção de microalgas têm sido reportadas, como a injeção de CO₂ e a recirculação da biomassa colhida (GUTIÉRREZ *et al.*, 2016; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011). Park e Craggs (2010), por exemplo, encontraram produção máxima de 31 g SSV.m⁻².d⁻¹ após a adição de CO₂ à LAT. Ao considerar um valor de produção de 30 g SSV.m⁻².d⁻¹ ao invés de 6 g SSV.m⁻².d⁻¹ (valor reportado na tese de doutorado desenvolvida na planta de tratamento estudada), uma proporção de RA:MA de 96:4 seria o cenário real para codigestão. Isso significa que, mesmo após a otimização da produção de microalgas em LATs, uma quantidade muito maior de resíduo alimentar em relação às microalgas seria considerada.

A literatura indica que proporções mais altas de resíduos alimentares são ideais para aumentar a produção de metano e a sinergia na codigestão com microalgas. Vale ressaltar que Du *et al.* (2019) encontraram melhores resultados na relação 94:6, próxima à condição simulada (99:1). Nesse sentido, uma baixa proporção de 1% de microalgas já pode apresentar resultados bem-

sucedidos e levar a um incremento no balanço de nutrientes e sólidos e na produção de metano em comparação com a monodigestão de resíduos alimentares.

Com o intuito de avaliar a codigestão anaeróbia nessa proporção real, um teste PBM foi comparado junto ao controle da monodigestão dos substratos. Para tal fim, o preparo do resíduo alimentar foi realizado conforme o último teste PBM de codigestão, ou seja, contendo arroz (20%), feijão (20%), carne (15%), folha (25%), cenoura (10%) e tomate (10%) (Figura 5.11). Nesse preparo não foi utilizada água para auxílio na trituração, a fim de avaliar a codigestão em estado sólido, somente com microalgas.

Figura 5.11 – Preparo do resíduo alimentar.



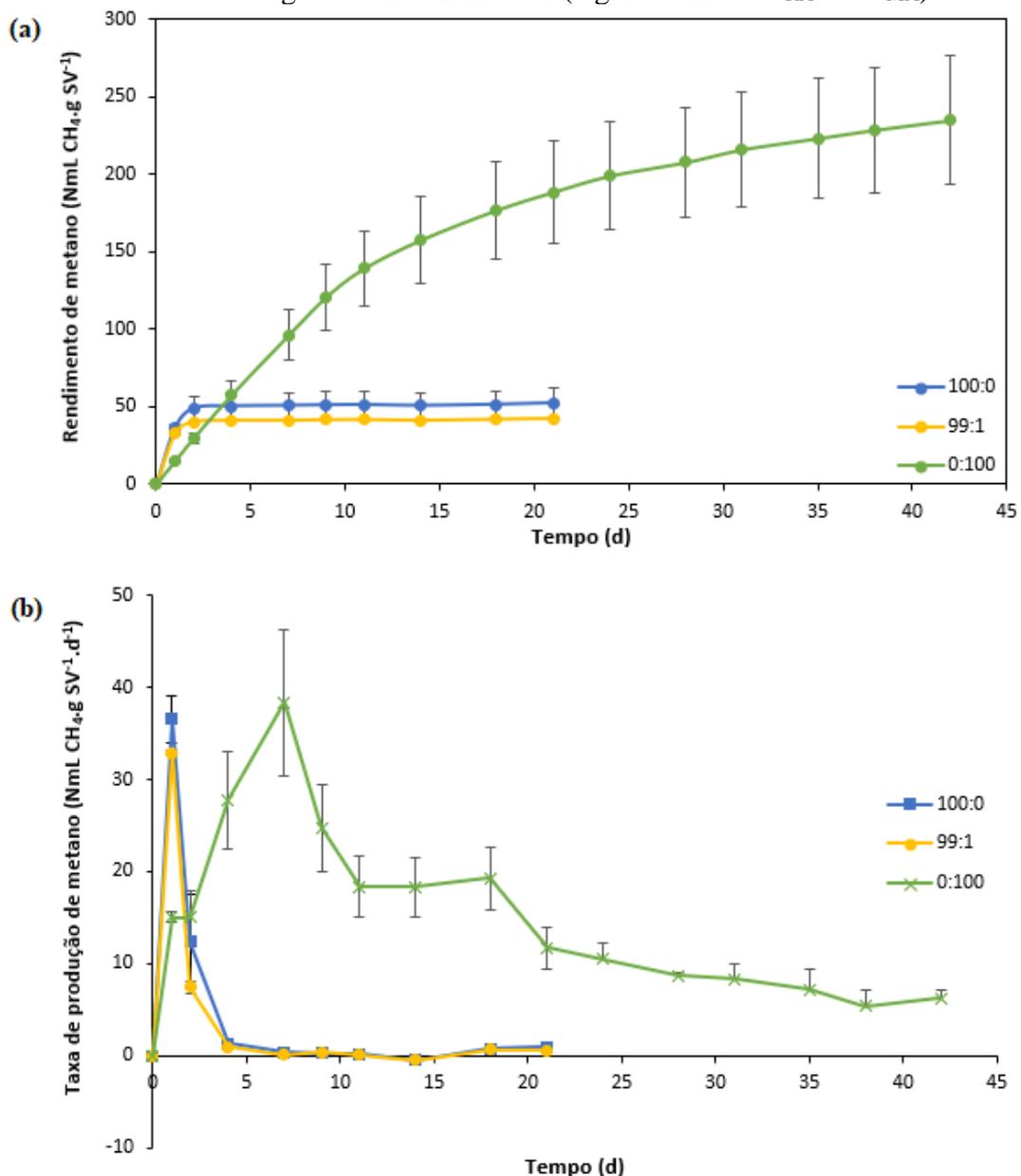
A caracterização físico-química do inóculo, do resíduo alimentar e das microalgas são mostradas na Tabela 5.10. Assim como observado no teste anterior, a caracterização do resíduo alimentar e das microalgas apresentaram o mesmo comportamento. Tem-se a elevada biodegradabilidade e baixo pH do resíduo alimentar, além do maior conteúdo de carboidratos em detrimento das proteínas. Já para as microalgas, tem-se uma maior quantidade de proteínas, como previsto. Destaca-se que, como neste teste não foi utilizado água para trituração/diluição dos resíduos alimentares, as concentrações são mais elevadas (28% ST) em comparação ao teste anterior (13% ST).

Tabela 5.10 – Caracterização físico-química dos substratos e inóculo.

Parâmetros	Inóculo	Resíduo Alimentar	Microalgas
ST (%)	7,0 (0,03)	27,8 (0,06)	3,6 (0,02)
SV (%)	4,1 (0,02)	25,9 (0,23)	2,4 (0,01)
SV/ST (%)	58,8	93,3	67,7
pH	6,9	5,4	7,0
NTK (%ST)	-	4,5 (0,7)	3,8 (0,0)
Carboidratos (%ST)	-	33,8 (1,7)	18,9 (0,3)
Proteínas (%ST)	-	28,0	22,4

Os resultados de rendimento acumulado e taxa de produção de metano do teste de PBM estão representados na Figura 5.12. Como pode ser observado, o controle de microalgas (0:100) apresentou o maior rendimento de metano (234,7 NmL CH₄.g SV⁻¹). As demais condições de digestão, ou seja, o controle de resíduo alimentar (100:0) e a razão 99:1, que representa a situação real, mostraram baixos rendimentos de metano (52,2 e 42,6 NmL CH₄.g SV⁻¹, respectivamente) e pico de produção no primeiro dia seguido de uma queda brusca, o que sugere uma inibição do processo de digestão anaeróbia. Observa-se que a condição 0:100 apresentou pico de produção apenas no sétimo dia, o que pode estar associado a uma resistência inicial da parede celular das microalgas.

Figura 5.12 – Rendimento acumulado (a) e taxa de produção (b) de metano das condições testadas de codigestão em cenário real (legenda em %SV_{RA}:%SV_{MA}).



Como os resíduos alimentares não foram diluídos para este teste, a digestão das razões 100:0 e 99:1 foram realizadas em estado sólido, com 28 e 25% de ST, respectivamente. Vale a ressalva que foi considerado a concentração apenas dos substratos a fim de avaliar a utilização do resíduo alimentar sem diluição, contudo, em um digestor real, a concentração do inóculo também deve ser observada. A digestão em estado sólido é mais facilmente inibida por elevadas concentrações de AGVs e amônia (JIANG *et al.*, 2018), já que um dos benefícios do processo em estado líquido é a diluição de compostos tóxicos e/ou inibitórios (PRAMANIK *et al.*, 2019). A baixa transferência de massa também pode ter contribuído para a inibição do processo

(ROCAMORA *et al.*, 2020). Além disso, algumas características já mencionadas dos resíduos alimentares, como elevada biodegradabilidade, baixo pH, baixa relação C/N, elevado conteúdo de carboidratos e baixa concentração de elementos traço, são fatores que podem limitar e/ou inibir a digestão anaeróbia. Tais razões podem justificar os baixos rendimentos de metano encontrados.

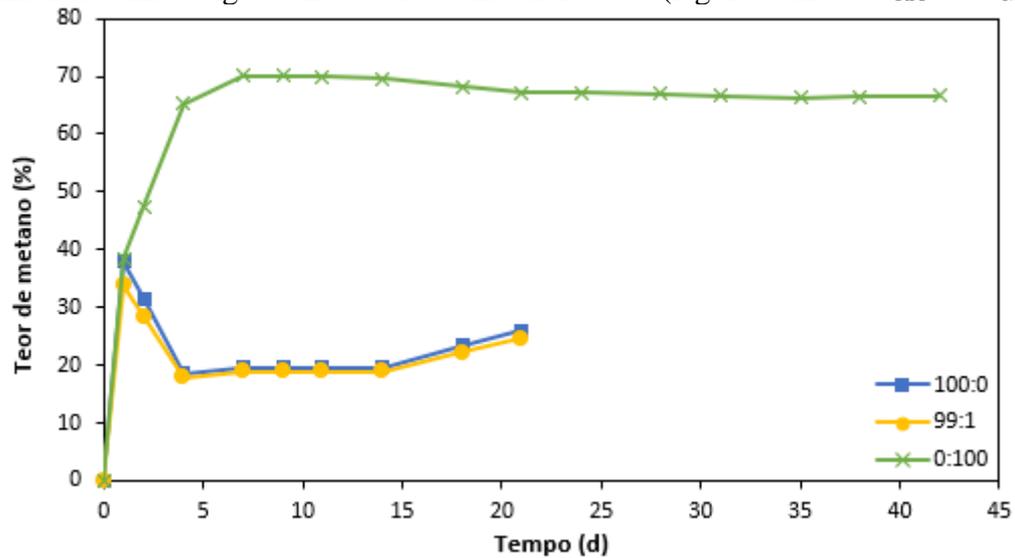
Por outro lado, estudos recentes apontaram que a inibição por AGV e amônia foi raramente relatada em codigestão em estado sólido (JIANG *et al.*, 2018). Porém, no caso deste estudo, muito provavelmente a proporção de 1% do cossustrato pode não ter sido suficiente para equilibrar os macros e micronutrientes e prover alcalinidade e, assim, evitar a falha do processo. Além disso, o mesmo estudo apontou acidificação na codigestão entre resíduo alimentar e dejetos suíno em estado sólido (20% ST) na razão 75:25 (com proporção de inóculo de 25% SV) e no controle de resíduo alimentar (para proporções de inóculo de 25 e 50% SV).

Ao final do monitoramento foi medido o pH de cada frasco e realizada a análise da relação AI/AP (Tabela 5.11). Nota-se que o pH inicial de todos os ensaios de PBM esteve entre 6,5 e 7,1, próximos ao valor mínimo relatado como ótimo para digestão anaeróbia (6,8). Ressalta-se que os valores finais de pH das condições 100:0 e 99:1 foram abaixo desse valor mínimo ótimo (5,2) e, além disso, a análise de AI/AP foi impossibilitada, uma vez que o teste requer pH superior a 5,75. Dessa forma, tais resultados confirmam que a produção de metano foi baixa devido a um acúmulo de ácidos e queda do pH, resultando na inibição da metanogênese. Outra informação que revela tal inibição é o baixo teor de metano no biogás produzido (Figura 5.13), com média de 24% para a razão 100:0 e de 22% para 99:1. Já o controle de microalgas apresentou pH final próximo à neutralidade (6,8), razão AI/AP de 0,29 e teor de metano de 64% (Figura 5.13), apontando a estabilidade da digestão.

Tabela 5.11 – Valores de pH iniciais e finais e relação AI/AP para os testes de PBM de codigestão entre resíduo alimentar e microalgas considerando um cenário real.

Condição	pH inicial	pH final	AI/AP
Branco	6,9	6,8	0,30
100:0	6,5	5,2	-
0:100	7,1	6,8	0,29
99:1	6,6	5,2	-

Figura 5.13 – Teor de metano no biogás para os testes de PBM de codigestão entre resíduo alimentar e microalgas considerando um cenário real (legenda em %SV_{RA}:%SV_{MA}).



Em relação à cinética de reação, a Tabela 5.12 apresenta os resultados. Observa-se que as condições 100:0 e 99:1 apresentaram as maiores constantes cinéticas apesar dos menores rendimentos de metano, contudo, assim como no teste de monodigestão dos diferentes resíduos alimentares, estas podem ser imprecisas devido à inibição da digestão anaeróbia. Apesar da menor constante cinética do controle de microalgas ($0,073 \text{ d}^{-1}$), foi a que apresentou maior rendimento de metano.

Tabela 5.12 – Parâmetros estimados pela cinética de primeira ordem.

Parâmetros	%SV _{RA} :%SV _{MA}		
	100:0	99:1	0:100
B (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	52,2	42,6	234,7
B ₀ (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	51,2	41,8	242,2
k (d ⁻¹)	1,306	1,567	0,073
R ²	0,998	0,999	0,999

B = produção acumulada de metano; B₀ = potencial de produção de metano; k = constante cinética; R² = coeficiente de determinação.

Quanto a sinergia da razão 99:1, a produção específica de metano calculada (PCH_{4 calc}) foi de 54,1 NmL CH₄.g SV⁻¹ e a experimental (PCH_{4 exp}) de 42,6 NmL CH₄.g SV⁻¹, indicando o antagonismo, de -21%. Tal resultado já era esperado, uma vez que foi identificada a inibição desta condição de codigestão e do controle de resíduo alimentar (100:0).

Portanto, a partir dos resultados de PBM tem-se que a razão 99:1, ou seja, a razão que considera a totalidade de resíduo alimentar e microalgas produzidas no sistema de tratamento da UFMG (com uma baixa produção de microalgas na LAT), não seria viável para codigestão anaeróbia.

A maior proporção entre resíduo alimentar e microalgas encontrada na literatura com resultados satisfatórios de codigestão é de 94:6 (Tabela 2.6). Contudo, o estudo em questão manteve a concentração de ST na mistura de 10% (DU *et al.*, 2019), o que pode ter favorecido o processo. Para obter tal razão, seria necessária uma produtividade de microalgas de 46 g SSV.m⁻².d⁻¹, que é cerca de 8 vezes maior que a produção atual.

A suplementação de elementos traço e/ou ajuste de pH poderiam ser uma estratégia para evitar a inibição por acúmulo de AGVs, como apontado pela literatura (SHAMURAD *et al.*, 2020; ZHAI *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*; 2018). Ademais, estudos de digestão anaeróbia em modo contínuo seria uma das formas de se ter uma resposta sobre a viabilidade da codigestão nestas proporções, com uma comunidade microbiana aclimatada.

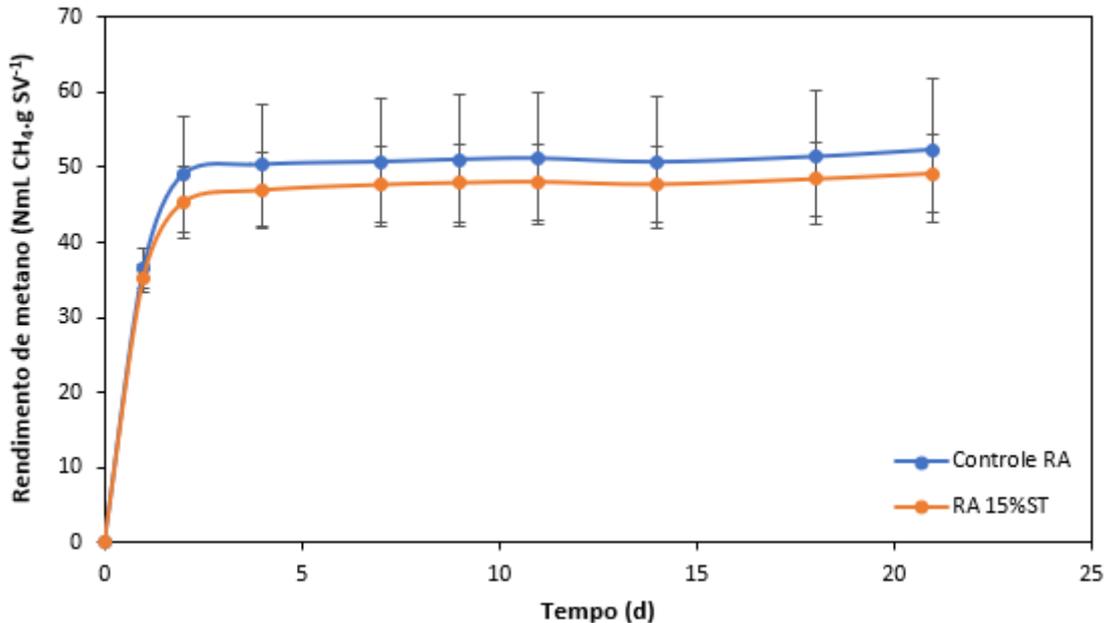
5.3.2 Codigestão para uma digestão anaeróbia em estado líquido

Outra opção viável de cenário real para a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas no sistema integrado seria adicionar microalgas para diluir os resíduos alimentares antes do seu tratamento preliminar (ou seja, trituração). Considerando uma digestão anaeróbia no estado líquido, com uma concentração de ST de até 15% (ANDRÉ; PAUSS; RIBEIRO, 2018), os cálculos deste cenário visaram encontrar um limite para o conteúdo de biomassa de microalgas de modo a diluir os resíduos alimentares até essa concentração e, para isso, foram consideradas as concentrações médias de sólidos dos substratos reportadas pela literatura (Tabela 5.9). Os resultados mostraram que seriam necessários 162 g de SV de biomassa de microalgas a 1% de SV para diluir a quantidade total de resíduos alimentares (6016 g de SV). Esta quantidade é 3 vezes maior em comparação com a estimativa de valores experimentais da planta em escala de demonstração (50 g SV). Portanto, o uso das microalgas para permitir a digestão anaeróbia em estado líquido só seria possível após a otimização da produção de microalgas em LATs para um mínimo de cerca de 20 g SSV.m⁻².d⁻¹. Essa produtividade é um valor viável experimentalmente de acordo com literatura tratando águas residuárias em LAT (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

Outra alternativa seria aplicar efluente tratado da LAT para diluição de resíduos alimentares ao invés do uso de água potável. Considerando que a concentração de sólidos totais no digestato tratado pode ser desprezível, foi realizada uma condição, utilizando o mesmo resíduo alimentar do teste PBM anterior, no qual foi adicionado água para a diluição dos resíduos alimentares a

15% de ST. Da mesma forma que no teste anterior, essa concentração foi considerando apenas os substratos, a fim de avaliar a diluição do resíduo alimentar, contudo, em um digestor real, a concentração do inóculo também deve ser observada. A Figura 5.14 apresenta o resultado do rendimento acumulado de metano do teste.

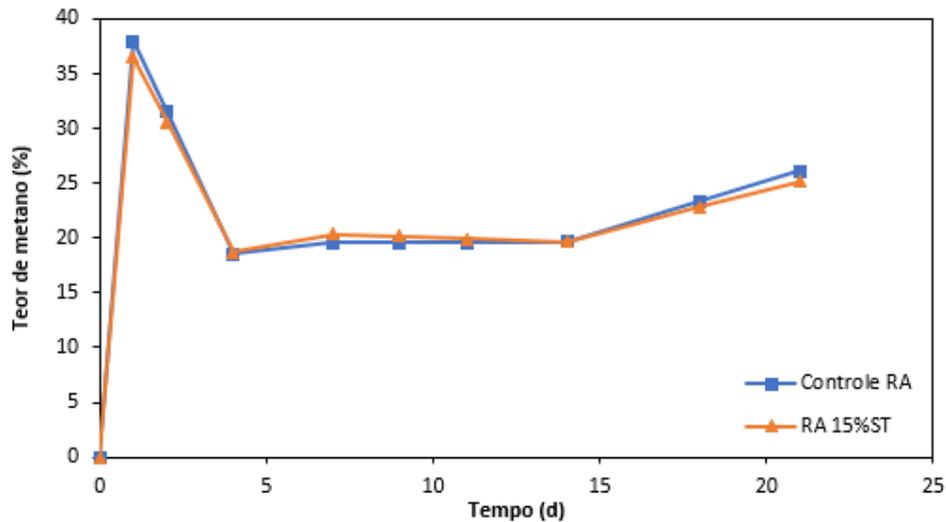
Figura 5.14 – Rendimento acumulado de metano para o controle e o resíduo alimentar a 15% de ST.



Observa-se que a condição avaliada foi inibida, assim como o controle de resíduos alimentares, que teve concentração de 28% de ST (49,1 e 52,2 NmL CH₄.g SV⁻¹, respectivamente), indicando que a inibição ocorreu independente da diluição do resíduo alimentar para uma digestão em estado líquido. Nesse sentido, para o incremento do rendimento de metano em testes em batelada, faz-se necessário a suplementação de elementos traço, ajuste de pH ou a adição de um cossubstrato (FACCHIN *et al.*, 2013; SHAMURAD *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2019). Além disso, a diluição para 15% de ST pode não ter sido suficiente para diluir possíveis compostos inibitórios e/ou tóxicos do resíduo alimentar. Ademais, pode não ter sido suficiente para promover a transferência de massa do substrato ou para aumentar a disponibilidade, absorção e difusão de nutrientes do meio para os sítios bacterianos (LIOTTA *et al.*, 2014). Associado à não adição de elementos traço e/ou ajuste de pH, assim como apontado no teste de monodigestão de diferentes resíduos alimentares, a relação S/I de 0,50 pode ter sido elevada, proporcionando um maior acúmulo de AGVs.

Ao final do monitoramento foi medido o pH e obteve-se os valores de 5,2 e 5,1 para o controle de resíduo alimentar e para o resíduo alimentar a 15% de ST, respectivamente. Dessa forma, não foi possível a realização da análise da relação AI/AP, confirmando a instabilidade e, conseqüentemente, a inibição da digestão anaeróbia. Além disso, o teor médio de metano no biogás foi apenas de 24% (Figura 5.15).

Figura 5.15 – Teor de metano no biogás para o controle e o resíduo alimentar a 15% de ST.



Em relação à cinética de reação, a Tabela 5.13 apresenta os resultados obtidos pela cinética de primeira ordem. Observa-se que as constantes cinéticas foram parecidas (1,306 e 1,347 d⁻¹), como esperado, mas, mais uma vez, os valores podem ser imprecisos devido à inibição identificada.

Tabela 5.13 – Parâmetros estimados pela cinética de primeira ordem.

Parâmetros	Controle RA	RA 15%ST
B (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	52,2	49,1
B ₀ (NmL CH ₄ .g SV ⁻¹)	51,2	48,0
k (d ⁻¹)	1,306	1,347
R ²	0,998	0,999

B = produção acumulada de metano; B₀ = potencial de produção de metano; k = constante cinética; R² = coeficiente de determinação.

Apesar de os resultados terem apontado a inviabilidade da possível utilização do efluente tratado da LAT do sistema em escala demonstração para uma digestão anaeróbia dos resíduos alimentares a 15% de sólidos totais, o processo em modo contínuo pode ser viável devido a aclimação da comunidade microbiana às adversidades do substrato em questão. Já para testes em batelada, como o de PBM, a adição de elementos traço, de alcalinidade, a utilização de

inóculo aclimatado ou mesmo o ajuste da relação S/I parecem necessários para a estabilidade da digestão.

Vale salientar que no teste de codigestão de diferentes proporções entre resíduos alimentar e microalgas, a condição 100:0, ou seja, o controle de resíduo alimentar apresentou uma inibição parcial, mas o frasco reator conseguiu se recuperar, atingindo maiores produções de metano ao final do monitoramento. Naquele contexto, a concentração de sólidos totais do substrato no frasco era de 12,6%. Nesse sentido, uma melhor performance do processo de digestão também poderia ser alcançada diminuindo moderadamente o teor de ST.

É importante frisar que a utilização do efluente tratado poderia representar uma economia na água potável atualmente utilizada para diluição. Supondo uma digestão a 12% de ST e considerando a quantidade de resíduo alimentar utilizada no sistema (6016 g SV), as concentrações de sólidos encontradas nesta etapa para o resíduo alimentar (27,8% ST e 25,9% SV), a concentração de 1% de SV de microalgas no efluente tratado e de acordo com pesquisa experimental anterior (FERREIRA *et al.*, 2020), seriam utilizados 12% do total do efluente tratado produzido no sistema em escala de demonstração (250 L.d⁻¹). Nessa perspectiva, a biomassa de microalgas colhida poderia ser recuperada e processada localmente para outros fins, como condicionador de solo, biofertilizante ou ração animal. A literatura tem relatado que as microalgas podem melhorar a qualidade do solo, aumentando o teor de carbono e nitrogênio, otimizando o pH e a condutividade elétrica e promovendo aumento e diversidade na comunidade microbiana. Além disso, pode também promover o aumento da produtividade agrícola e da qualidade de diversas culturas (MARKS; MONTERO; RAD, 2015; RENUKA *et al.*, 2015; RIZWAN *et al.*, 2018).

6 CONCLUSÕES

Este estudo teve como objetivo investigar a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e biomassa de microalgas em um sistema integrado de tratamento. Nesse contexto, a proposta foi integrar o gerenciamento e tratamento de resíduos e subprodutos de uma estação de tratamento composta por um reator anaeróbio e uma lagoa de alta taxa existente no Câmpus Pampulha da UFMG. Primeiramente, os resultados mostraram que a monodigestão de resíduos alimentares, em teste de PBM simplificado (sem correções de pH, adição de alcalinidade e etc.), foi ineficiente em termos de estabilidade do processo e rendimento de metano. Assim, a adição de um cossubstrato para aumentar o balanço de nutrientes e a alcalinidade mostrou-se fundamental.

Posteriormente, os testes de PBM comparando as proporções de codigestão de resíduos alimentares e biomassa de microalgas alcançaram o maior rendimento de metano na razão 75:25 (514 NmL CH₄.g SV⁻¹). Esse valor foi 21% maior em relação à monodigestão dos resíduos alimentares e 28% maior quando comparado ao valor teórico calculado, indicando sinergia entre os dois substratos. Além disso, as razões AI/AP confirmaram a estabilidade da codigestão.

Um grande diferencial deste estudo foi a análise de proporções entre os cossubstratos considerando situações reais de cotratamento e cogerenciamento de resíduos, ou seja, levando em conta os resíduos alimentares que chegam ao sistema de tratamento integrado de resíduos alimentares da UFMG e a produção de biomassa microalgal na LAT tratando o digestato. Nesse cenário, a proporção 99:1 foi testada, mas mostrou-se inviável devido à inibição do processo de digestão. Tem-se, portanto, que uma proporção maior de resíduos alimentares é preferível, embora uma quantidade mínima de microalgas seja necessária para manter a estabilidade do processo e aumentar a produção de metano.

Outra possibilidade estudada foi a utilização das microalgas para diluição do resíduo alimentar, mas devido à baixa produtividade da LAT, tal situação é impraticável. Alternativamente, testou-se a utilização do efluente tratado da LAT (simulado com água) para diluição do resíduo alimentar, mas também indicou inibição. Tais resultados podem estar relacionados à elevada concentração de sólidos e à falta de alcalinidade e elementos traço do resíduo alimentar, portanto o ajuste de tais parâmetros poderia melhorar o processo. Além disso, o uso do efluente tratado significaria uma economia no uso de água potável e as microalgas ainda poderiam ser aproveitadas localmente como um biofertilizante ou condicionador de solo.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para pesquisas futuras:

- Utilizar a melhor razão de codigestão encontrada nos testes de PBM (75:25) em um reator anaeróbio em escala laboratorial com alimentação contínua ou semi-contínua;
- Realizar os testes de PBM dos cenários reais com inóculo aclimatado; menores concentrações de sólidos totais; menores relações S/I; e/ou adicionando alcalinidade e elementos traço;
- Realizar o teste PBM na proporção real de RA:MA de 99:1, mas diluindo o resíduo alimentar com o efluente tratado da LAT;
- Verificar se o digestato da codigestão entre resíduos alimentares e microalgas pode afetar o crescimento e desenvolvimento da biomassa de microalgas em lagoas de alta taxa.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020*. São Paulo, 52 p., 2020.
- ANA – Agência Nacional de Águas. *Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas*. Brasília, 2017, 92p.
- AISHVARYA, V.; JENA, J.; PRADHAN, N.; PANDA, P. K.; SUKLA, L. B. Microalgae: Cultivation and Application. In: SKLA, L. B.; PRADHAN, N.; PANDA, S.; MISHRA, B. K. (eds.). *Environmental Microbial Biotechnology*. Editora: Springer. p. 289–312. 2015.
- ALL-GAS. *All-gas Project – Newsletter 05/2013*. Disponível em: https://www.all-gas.eu/c/document_library/get_file?uuid=014cbb62-0250-6d66-461c-eca5342113ad&groupId=15132649. Acesso em: maio 2021.
- ANDRÉ, L.; PAUSS, A.; RIBEIRO, T. Solid anaerobic digestion: State-of-art, scientific and technological hurdles. *Bioresource Technology*. v. 247, p. 1027–1037, 2018.
- AOAC – Association of Official Analytical Chemists. *Official Methods of Analysis*. 17 ed. Washington, D.C., 2000.
- APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed.. Washington: APHA, 2005.
- APPELS, L.; LAUWERS, J.; DEGRVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K.; VAN IMPE, J.; DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 15, p. 4295–4301, 2011.
- ARASHIRO, L. T.; FERRER, I.; ROUSSEAU, D. P. L.; VAN HULLE, S. W. H.; GARFÍ, M. The effect of primary treatment of wastewater in high rate algal pond systems: Biomass and bioenergy recovery. *Bioresource Technology*. v. 280, p. 27–36, 2019.
- 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, 2018.
- ASSEMAE – ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS SERVIÇOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO. *Notícias – Apenas 1% do lixo orgânico é reaproveitado no Brasil*. 2019. Disponível em: <http://www.assemae.org.br/noticias/item/4494-apenas-1-do-lixo-organico-e-reaproveitado-no-brasil>. Acesso em: abril 2020.
- 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, 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, 2017.
- BANKS, C. J.; ZHANG, Y.; JIANG, Y.; HEAVEN, S. Trace element requirements for stable food waste digestion at elevated ammonia concentrations. *Bioresource Technology*. v. 104, p. 127–135, 2012.
- BARROS, A. I.; GONÇALVES, A. L.; SIMÕES, M.; PIRES, J. C. M. Harvesting techniques applied to microalgae: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 41, p. 1489–1500, 2015.

- BARROS, V. G.; DUDA, R. M.; VANTINI, J. S.; OMORI, W. P.; FERRO, M. I. T.; OLIVEIRA, R. A. Improved methane production from sugarcane vinasse with filter cake in thermophilic UASB reactors, with predominance of *Methanothermobacter* and *Methanosarcina* archaea and Thermotogae bacteria. *Bioresource Technology*. v. 244, p. 371–381, 2017.
- BLASIUS, J. P.; CONTRERA, R. C.; MAINTINGUER, S. I.; ALVES DE CASTRO, M. C. A. Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste. *Biotechnology Reports*. v. 27, e00503, 2020.
- BONG, C. P. C.; LIM, L. Y.; LEE, C. T.; KLEMEŠ, J. J.; HO, C. S.; HO, W. S. The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion – A review. *Journal of Clean Production*. v. 172, p. 1545–1558, 2018.
- BORGES, M. P.; SOUZA, L. H. R.; PINHO, S.; PINHO, L. Impacto de uma campanha para redução de desperdício de alimentos em um restaurante universitário. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. v. 24, n. 4, p. 843–848, 2019.
- BOUALLAGUI, H.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y.; BEN CHEIKH, R.; MAROUANI, L.; HAMDY, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*. v. 39, p. 2143–2148, 2004.
- BRAGUGLIA, C. M.; GALLIPOLI, A.; GIANICO, A.; PAGLIACCIA, P. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. *Bioresource Technology*. v. 248, p. 37–56, 2018.
- BRASIL. Câmara Interministerial de Segurança Alimentar e Nutricional – CAISAN. *Estratégia Intersetorial para a Redução de Perdas e Desperdício de Alimentos no Brasil*. Brasília (DF), 42 p., 2018.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Compostagem doméstica, comunitária e institucional de resíduos orgânicos: manual de orientação*. Brasília (DF): MMA, 70 p., 2017.
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: março de 2020.
- BRASIL. Plano Nacional sobre Mudança do Clima, Lei 12.187. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 29 dez. 2009. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm>. Acesso em: março de 2020.
- BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. *O estado da arte da tecnologia de metanização seca / Probiogás*; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autor, Luis Felipe de Dornfeld Braga Colturato. – Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.
- BROWN, M. R.; JEFFREY, S. W.; VOLKMAN, J. K.; DUNSTAN, G. A. Nutritional properties of microalgae for marine culture. *Aquaculture*. v. 151, p. 315–331, 1997.
- BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. *Applied Energy*. v. 104, p. 170–177, 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, 2015.

- CHEN, Y., CHENG, J. J., CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*. v. 99, p. 4044–4064, 2008.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Editora UFMG, v. 5, ed. 2. 2016.
- CHEW, K. W.; YAP, J. Y.; SHOW, P. L.; SUAN, N. H.; JUAN, J. C.; LING, T. C.; LEE, D.; CHANG, J. Microalgae biorefinery: High value products perspectives. *Bioresource Technology*. v. 229, p. 53–62, 2017.
- CHO, J. K.; PARK, S. C.; CHANG, H. N. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. *Bioresource Technology*. v. 52, p. 245–253, 1995.
- CIBiogás – Centro Internacional de Energias Renováveis Biogás. *BIOGASMAP – Panorama do biogás no Brasil em 2019*. Disponível em: <https://mapbiogas.cibiogas.org/>. Acesso em: dezembro de 2020.
- DE GODOS, I.; ARBIB, Z.; LARA, E.; ROGALLA, F. Evaluation of High Rate Algae Ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: Effect of CO₂ addition and modification of dilution rate. *Bioresource Technology*. v. 220, p. 253–261, 2016.
- DE VRIEZE, J.; DE LATHOUWER, L.; VERSTRAETE, W.; BOON, N. High-rate iron-rich activated sludge as stabilizing agent for the anaerobic digestion of kitchen waste. *Water Research*. v. 47, n. 11, p. 3732–3741, 2013.
- DEBOWSKI, M.; ZIELIŃSKI, M.; KISIELEWSKA, M.; HAJDUK, A. Effect of constant magnetic field on anaerobic digestion of algal biomass. *Environmental Technology*. v. 37, p. 1656–1663, 2016.
- DU, X.; TAO, Y.; LI, H.; LIU, Y.; FENG, K. Synergistic methane production from the anaerobic co-digestion of *Spirulina platensis* with food waste and sewage sludge at high solid concentrations. *Renewable Energy*. v. 142, p. 55–61, 2019.
- DUBOIS, M., GILLES, K.A., HAMILTON, J.K., REBERS, P.A., SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*. v. 28, p. 350–356, 1956.
- EPA – United States Environmental Protection Agency. *Sustainable Management of Food*. 2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/sustainable-management-food/how-prevent-wasted-food-through-source-reduction>. Acesso em: setembro 2019.
- FACCHING, V.; CAVINATO, C.; PAVAN, P.; BOLZONELLA, D. Batch and continuous mesophilic anaerobic digestion of food waste: effect of trace elements supplementation. *Chemical Engineering Transactions*. v. 32, p. 457–462, 2013.
- FAO – Food and Agriculture Organization of United Nations. *FAO no Brasil – notícias*. 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/es/c/1163036/>. Acesso em: setembro de 2019.
- FAO – Food and Agriculture Organization of United Nations. *Food wastage footprint: Impacts on natural resources*. Organization of the United Nations. Italia, Roma, 63 p., 2013.
- FAO – Food and Agriculture Organization of United Nations. *Global food losses and food waste: Extent, causes and prevention*. Organization of the United Nations. Itália, Roma, 37 p., 2011.
- FERREIRA, B. O. *Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás*. 2015. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio

Ambiente e Recursos Hídricos – Escola de Engenharia), Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2015.

FERREIRA, T. B.; PASSOS, F.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Anaerobic Digestion of Food Waste: Effect of the Organic Load Variation in a Demo-Scale System. *Waste and Biomass Valorization*. 12 p., 2021.

FERREIRA, T. B.; TORRES-FRANCO, A. F.; FERREIRA, L. O.; MOTA, C. R.; SOUZA, C. L.; PASSOS, F. Digestión anaerobia acoplada a la producción de biomasa microalgal para el tratamiento integrado de residuos de alimentos. *Revista RedBioLAC*. v. 4, p. 70–75, 2020.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO, 3., *Anais...* Montevideo: ICA. p. 96–109, 1994.

FRIGON, J.-C.; MATTEAU-LEBRUN, F.; HAMANI ABDU, R.; MCGINN, P. J.; O'LEARY, S. J. B.; GUIOT, S. R. Screening microalgae strains for their productivity in methane following anaerobic digestion. *Applied Energy*. v. 108, p. 100–107, 2013.

FULKE, A. B.; CHAMBHARE, K. Y.; SANGOLKAR, L. N.; GIRIPUNJE, M. D.; KRISHNAMURTHI, K.; JUWARKAR, A. A.; CHAKRABARTI, T. Potential of wastewater grown algae for biodiesel production and CO₂ sequestration. *African Journal of Biotechnology*. v. 12, p. 2939–2948, 2013.

GOMES, J. N. C. *Potencial de produção de energia a partir da biometanização de resíduos orgânicos do Câmpus Pampulha da UFMG*. 2014. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Escola de Engenharia), Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2014.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; MOLINUEVO-SALCES, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Evaluation of anaerobic codigestion of microalgal biomass and swine manure via response surface methodology. *Applied Energy*. v. 88, n. 10, p. 3448–3453, 2011.

GROBBELAAR J.U. Algal Nutrition – Mineral Nutrition. In: RICHMOND A. (ed.). *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology*. Editora: Blackwell. p. 95–115, 2007.

GUTIÉRREZ, R.; FERRER, I.; GONZÁLEZ-MOLINA, A.; SALVADÓ, H.; GARCÍA, J.; UGGETTI, E. Microalgae recycling improves biomass recovery from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*. v. 106, p. 539–549, 2016.

HELSEL, D.R., HIRSCH, R.M. *Statistical methods in water resources*. Techniques of Water Resources Investigations Series, Book 4, chapter A3, US Geological Survey, 509 p., 1992.

HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S.; BAIER, U.; BOUGRIER, C.; BUFFIÈRE, P.; CARBALLA, M.; DE WILDE, V.; *et al.* Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science & Technology*. v. 74, n. 2515–2522, 2016.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. *Dados Históricos Anuais*. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: junho 2021.

JANKOWSKA, E.; SAHU, A. K.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. Biogas from microalgae: Review on microalgae's cultivation, harvesting and pretreatment for anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 75, p. 692–709, 2017.

JASON, T. Z. N. *Co-digestion of food waste and microalgae*. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química e Biomolecular), National Univesity of Singapore, Singapore, 2015.

- JIANG, Y.; DENNEHY, C.; LAWLOR, P. G.; HU, Z.; MCCABE, M.; CORMICAN, P.; ZHAN, X.; GARDINER, G. E. Inhibition of volatile fatty acids on methane production kinetics during dry co-digestion of food waste and pig manure. *Waste Management*. v. 79, p. 302–311, 2018.
- KAFLE, G. K.; CHEN, L. Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models. *Waste Management*. v. 48, p. 492–502, 2016.
- KAWAI, M.; NAGAO, N.; TAJIMA, N.; NIWA, C.; MATSUYAMA, T.; TODA, T. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource Technology*. v. 157, p. 174–180, 2014.
- KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*. v. 31, p. 1737–1744, 2011.
- KHOO, H.; SHARRATT P.; DAS P.; BALASUBRAMANIAN R.; NARAHARISETTI P.; SHAIK, S. Life cycle energy and CO₂ analysis of microalgae-to-biodiesel: Preliminary results and comparisons. *Bioresource Technology*. v. 102, p. 5800–5807, 2011.
- KIM, D.-H.; OH, S.-E. Continuous high-solids anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. *Waste Management*. v. 31, p. 1943–1948, 2011.
- KIM, J.; KANG, C. M. Increased anaerobic production of methane by co-digestion of sludge with microalgal biomass and food waste leachate. *Bioresource Technology*. v. 189, p. 409–412, 2015.
- KIM, J. K.; OH, B. R.; CHUN, Y. N.; KIM, S. W. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. v. 102, n. 4, 328–332, 2006.
- KIM, M.-S.; KIM, D.-H.; YUN, Y.-M. Effect of operation temperature on anaerobic digestion of food waste: Performance and microbial analysis. *Fuel*. v. 209, p. 598–605, 2017.
- KOMEMOTO, K.; LIM, Y. G.; NAGAO, N.; ONOUE, Y.; NIWA, C.; TODA, T. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. *Waste Management*. v. 29, p. 2950–2955, 2009.
- LI, D.; LIU, S.; MI, L.; LI, Z.; YUAN, Y.; YAN, Z.; LIU, X. Effects of feedstock ratio and organic loading rate on the anaerobic mesophilic co-digestion of rice straw and pig manure. *Bioresource Technology*. v. 187, p. 120–127, 2015.
- LI, L.; HE, Q.; ZHAO, X.; WU, D.; WANG, X.; PENG, X. Anaerobic digestion of food waste: Correlation of kinetic parameters with operational conditions and process performance. *Biochemical Engineering Journal*. v. 130, p. 1–9, 2018a.
- LI, L.; PENG, X.; WANG, X.; WU, D. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. *Bioresource Technology*. v. 248, p. 20–28, 2018b.
- LI, R.; CHEN, S.; LI, X. Anaerobic Co-digestion of Kitchen Waste and Cattle Manure for Methane Production. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*. v. 31, p. 1848–1856, 2009.
- LI, Y.; JIN, Y.; BORRION, A.; LI, H.; LI, J. Effects of organic composition on mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology*. v. 244, p. 213–224, 2017.

- LI, Y.; JIN, Y.; LI, H.; BORRION, A.; YU, Z.; LI, J. Kinetic studies on organic degradation and its impacts on improving methane production during anaerobic digestion of food waste. *Appl. Energy*. v. 213, p. 136–147, 2018.
- LI, Y.; JIN, Y.; LI, J.; LI, H.; YU, Z. Effects of thermal pretreatment on the biomethane yield and hydrolysis rate of kitchen waste. *Applied Energy*. v. 172, p. 47–58, 2016.
- LI, Y.; PARK, S.Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 15, p. 821–826, 2011.
- LIOTTA, F.; CHATELLIER, P.; ESPOSITO, G.; FABBRICINO, M.; FRUNZO, L.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; LENS, P. N. L.; PIROZZI, F. Modified Anaerobic Digestion Model No.1 for dry and semi-dry anaerobic digestion of solid organic waste. *Environmental Technology*. v. 36, p. 870–880, 2014.
- LIU, C.; WANG, W.; ANWAR, N.; MA, Z.; LIU, G.; ZHANG, R. Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of food waste under mesophilic and thermophilic conditions. *Energy & Fuels*. v. 31, n. 3, p. 2976–2984, 2017.
- LÓPEZ, C. V. G.; GARCÍA, M. C. C.; FERNÁNDEZ, F. G. A.; BUSTOS, C. S.; CHISTI, Y.; SEVILLA, J. M. F. Protein measurements of microalgal and cyanobacterial biomass. *Bioresource Technology*. v. 101, p. 7587–7591, 2010.
- MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 45, p. 540–555, 2015.
- MARKS, E. A. N.; MONTERO, O.; RAD, C. The biostimulating effects of viable microalgal cells applied to a calcareous soil: Increases in bacterial biomass, phosphorus scavenging, and precipitation of carbonates. *Science of the Total Environment*. v. 692, p. 784–790, 2015.
- MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; MACÉ, S.; ASTALS, S. Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*. v. 31, n. 2, p. 99–111, 2011.
- MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M.S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renew. Sustain. Energy Rev.* v. 36, p. 412–427, 2014.
- MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*. v. 74, p. 3–16, 2000.
- MBOW, C.; ROSENZWEIG, C.; BARIONI, L. G.; BENTON, T. G.; HERRERO, M.; KRISHNAPILLAI, M.; LIWENGA, E.; PRADHAN, P.; RIVERA-FERRE, M. G.; SAPKOTA, T.; TUBIELLO, F. N.; XU, Y. Food Security. In: SHUKLA, P. R. *et al.* (eds.). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. cap 5, p. 437–550, 2019.
- MCCARTY, P. L. *Anaerobic waste treatment fundamentals* – Public Works – Parts 1, 2, 3 e 4: 95 n°9, 107–112; n°10, 123–126; n°11, 91–94; n°12, 95–99. 1964.
- MORAES, L. M.; PAULA JUNIOR, D. R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. *Eng. Agric. Jaboticabal*. v. 24, n. 2, p. 445–454, 2004.

- MORALES-POLO, C.; DEL MAR CLEDERA-CASTRO, M.; MORATILLA SORIA, B. Y. Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste: From Waste Generation and Anaerobic Process to its Perspectives. *Applied Sciences*. v. 8, n. 1804, 2018.
- NAGAO, N.; TAJIMA, N.; KAWAI, M.; NIWA, C.; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F. M.; TODA, T. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology*. v. 118, p. 210–218, 2012.
- NÁTHIA-NEVES, G.; BERNI, M.; DRAGONE, G.; MUSSATTO, S. I.; FERSTER-CARNEIRO, T. Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 14 p., 2018.
- OKORO-SHEKWAGA, C. K.; TURNELL SURUAGY, M. V.; ROSS, A.; CAMARGO-VALERO, M. A. Particle size, inoculum-to-substrate ratio and nutrient media effects on biomethane yield from food waste. *Renewable Energy*. v. 151, p. 311–321, 2020.
- OLGUÍN, E. J. Dual purpose microalgae-bacteria-based systems that treat wastewater and produce biodiesel and chemical products within a Biorefinery. *Biotechnology Advances*. v. 30, p. 1031–1046, 2012.
- ONU – Organização das Nações Unidas. *Objetivos de Desenvolvimento Sustentável*. 2021. Disponível em: <https://odsbrasil.gov.br/>. Acesso em: abril de 2020.
- OWAMAH, H. I.; IZINYON, O. C. Optimal combination of food waste and maize husk for enhancement of biogas production: Experimental and modelling study. *Environmental Technology & Innovation*. v. 4, p. 311–318, 2015.
- PARFITT, J.; BARTHEL, M.; MACNAUGHTON, S. Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. v. 365, p. 3065–3081, 2010.
- PARITOSH, K.; KUSHWAHA, S. K.; YADAV, M.; PAREEK, N.; CHAWADE, A.; VIVEKANAND, V. Food Waste to Energy: An Overview of Sustainable Approaches for Food Waste Management and Nutrient Recycling. *BioMed Research International*. 19 p., 2017.
- PARITOSH, K.; YADAV, M.; MATHUR, S.; BALAN, V.; LIAO, W.; PAREEK, N.; VIVEKANAND, V. Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Overview of Treatment Methodologies to Enhance Anaerobic Biodegradability. *Frontiers in Energy Research*. v. 6, n. 75, 2018.
- PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water and Science Technology*. v. 61, p. 633–639, 2010.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*. v. 102, p. 35–42, 2011.
- PASSOS, F.; CORDEIRO, P. H. M.; BAETA, B. E. L.; AQUINO, S. F.; PEREZ-ELVIRA, S. I. Anaerobic co-digestion of coffee husks and microalgal biomass after thermal hydrolysis. *Bioresource Technology*. v. 253, p. 49–54, 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, 2016a.
- PASSOS, F.; FERRER, I. Microalgae Conversion to Biogas: Thermal Pretreatment Contribution on Net Energy Production. *Environmental Science & Technology*. v. 48, p. 7171–7178, 2014.

- PASSOS, F.; GARCÍA, J.; FERRER, I. Impact of low temperature pretreatment on the anaerobic digestion of microalgal biomass. *Bioresource Technology*. v. 138, p. 79–86, 2013.
- PASSOS, F.; GUTIÉRREZ, R.; BROCKMANN, D.; STEYER, J.-P.; GARCÍA, J.; FERRER, I. Microalgae production in wastewater treatment systems, anaerobic digestion and modelling using ADM1. *Algal Research*. v. 10, p. 55–63, 2015.
- PASSOS, F.; HERNÁNDEZ-MARINÉ, M.; GARCÍA, J.; FERRER, I. Long-term anaerobic digestion of microalgae grown in HRAP for wastewater treatment. Effect of microwave pretreatment. *Water Research*. v. 49, p. 351–359, 2014.
- PASSOS, F.; HOM-DIAZ, A.; BLANQUEZ, P.; VICENT, T.; FERRER, I. Improving biogas production from microalgae by enzymatic pretreatment. *Bioresource Technology*. v. 199, p. 347–351, 2016b.
- PERERVA, Y.; MILLER, C. D.; SIMS, R. C. Existing Empirical Kinetic Models in Biochemical Methane Potential (BMP) Testing, Their Selection and Numerical Solution. *Water*. v. 12, n. 1831, 2020.
- PIÑAS, J. A. V.; VENTURINI, O. J.; LORA E. E. S.; ROALCABA, O. D. C. Technical assessment of mono-digestion and co-digestion systems for the production of biogas from anaerobic digestion in Brazil. *Renewable Energy*. v. 117, p. 447–458, 2018.
- PLAZZOTTA, S.; MANZOCCO, L.; NICOLI, M. C. Fruit and vegetable waste management and the challenge of fresh-cut salad. *Trends in Food Science & Technology*. v. 63, p. 51–59, 2017.
- PORPINO, G.; LOURENÇO, C. E.; ARAÚJO, C.M.; BASTOS, A. *Intercâmbio Brasil - União Europeia sobre desperdício de alimentos*. Relatório final de pesquisa. Brasília: Diálogos Setoriais União Europeia - Brasil, 2018.
- PRAMANIK, S. K.; SUJA, F. B.; ZAIN, S. M.; PRAMANIK, B. K. The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. *Bioresource Technology Reports*. v. 8, n. 100310, 2019.
- RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 16, n. 1, p. 861–877, 2012.
- RAWAT, I.; KUMAR, R. R.; MUTANDA, T.; BUX, F. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*. v. 88, p. 3411–3424, 2011.
- REN, Y.; YU, M.; WU, C.; WANG, Q.; GAO, M.; HUANG, Q. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource Technology*. v. 247, p. 1069–1076, 2018.
- RENUKA, N.; PRASANNA, R.; SOOD, A.; AHLUWALIA, A. S.; BANSAL, R.; BABU, S.; SINGH, R.; SHIVAY, Y. S.; NAIN, L. Exploring the efficacy of wastewater-grown microalgal biomass as a biofertilizer for wheat. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 23, p. 6608–6620, 2015.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high- strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*. v. 58, n. 5, p. 406–411, 1986.

- RIZWAN, M.; MUJTABA, G.; MEMON, S. A.; LEE, K.; RASHID, N. Exploring the potential of microalgae for new biotechnology applications and beyond: A review. *Renewable Sustainable Energy Review*. v. 92 p. 394–404, 2018.
- ROCAMORA, I.; WAGLAND, S. T.; VILLA, R.; SIMPSON, E. W.; FERNÁNDEZ, O.; BAJÓN-FERNÁNDEZ, Y. Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. *Bioresource Technology*. v. 299, n. 122681, 2020.
- SANTOS, J. M. B. *Viabilidade do uso de adsorventes desenvolvidos a partir de resíduos da siderurgia e da mineração de ferro para o beneficiamento de biogás*. 2018. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Escola de Engenharia), Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2018.
- SCHWARTZ, G.; VAN OLST, J. C.; BRUNE, D. E. Co-Digestion of Food Waste and Algae Biomass for Biogas Production. *Applied Engineering in Agriculture*. v. 31, n. 6, p. 841–846, 2015.
- SHAMURAD, B.; SALLIS, P.; PETROPOULOS, E.; TABRAIZ, S.; OSPINA, C.; LEARY, P.; DOLFING, J.; GRAY, N. Stable biogas production from single-stage anaerobic digestion of food waste. *Applied Energy*. v. 263, n. 114609, 2020.
- SHI, X.; GUO, X.; ZUO, J.; WANG, Y.; ZHANG, M. A comparative study of thermophilic and mesophilic anaerobic co-digestion of food waste and wheat straw: Process stability and microbial community structure shifts. *Waste Management*. v. 75, p. 261–269, 2018.
- SIALVE, B.; BERNET, N.; BERNARD, O. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. *Biotechnology Advances*. v. 27, p. 409–416, 2009.
- SOLÉ-BUNDÓ, 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, 2019.
- SOLÉ-BUNDÓ, M.; SALVADÓ, H.; PASSOS, F.; GARFÍ, M.; FERRER, I. Strategies to Optimize Microalgae Conversion to Biogas: Co-Digestion, Pretreatment and Hydraulic Retention Time. *Molecules*. v. 23, 16 p., 2018.
- SPOLAORE, P.; JOANNIS-CASSAN, C.; DURAN, E.; ISAMBET, A. Commercial Applications of Microalgae. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. v. 101, n. 2, 87–96, 2006.
- STRIPPEL, C.; FINDEINSEN; HOFMAN, F.; WAGNER, L.; WILKEN, D. Biowaste to Biogas. *Fachverband Biogas e.V.* 69p. Alemanha. 2016.
- TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, New York. 1993.
- THENABADU, M. *Anaerobic digestion of food and market waste; Waste characterization, Biomethane potential and Bioreactor design: a Case study in Sri Lanka*. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciência – Faculty of Engineering and Sustainable Development), University of Gävle, 52 p., 2010.
- TOMEI, M. C.; BRAGUGLIA, C. M.; CENTO, G.; MININNI, G. Modeling of anaerobic digestion of sludge. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. v. 39, n. 12, p. 1003–1051, 2009.

- TORRES-FRANCO, A. F. *Evaluation of a Conventional and Modified High Rate Algal Ponds for the Treatment of a High-Strength Wastewater*. 2020. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Escola de Engenharia), Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2020.
- TORRES-FRANCO, A. F.; ARAÚJO, S. E.; PASSOS, F.; CHERNICHARO, C. A. L.; MOTA FILHO, C. R.; FIGUEREDO, C. Treatment of food waste digestate using microalgae-based systems with low-intensity light-emitting diodes. *Water Science and Technology*. v. 78, p. 225–234, 2018.
- TORRES-FRANCO, A. F.; PASSOS, F.; FIGUEREDO, C.; MOTA, C. R.; MUÑOZ, R. Current advances in microalgae-based treatment of high-strength wastewaters: challenges and opportunities to enhance wastewater treatment performance. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. v. 20, p. 209–235, 2020.
- UGGETTI, E.; PASSOS, F.; SOLÉ, M.; GARFÍ, M.; FERRER, I. Recent Achievements in the Production of Biogas from Microalgae. *Waste Biomass Valor*. v. 8, p. 129–139, 2017.
- UGGETTI, E.; SIALVE, B.; TRABLY, E.; STEYER, J.-P. Integrating microalgae production with anaerobic digestion: a biorefinery approach. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. v. 8, p. 516–529, 2014.
- UNEP – United Nations Environment Programme. *Food Waste Index Report 2021*. Nairobi, 2021.
- VEEKEN, A.; HAMELERS, B. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresource Technology*. v. 69, p. 249–254, 1999.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017b, 452 p.
- VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. 3 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017a. 196p.
- VU, C. H. T.; LEE, H.-G.; CHANG, Y. K.; OH, H.-M. Axenic cultures for microalgal biotechnology: establishment, assessment, maintenance, and applications. *Biotechnology Advances*. v. 36, n. 2, p. 380–396, 2018.
- WALKER, M.; IYER, K.; HEAVEN, S.; BANKS, C.J. Ammonia removal in anaerobic digestion by biogas stripping: An evaluation of process alternatives using a first order rate model based on experimental findings. *Chemical Engineering Journal*. v. 178, p. 138–145, 2011.
- WANG, J.; WESTERHOLM, M.; QIAO, W.; MAHDY, A.; WANDERA, S. M.; YIN, D.; BI, S.; FAN, R.; DONG, R. Enhancing anaerobic digestion of dairy and swine wastewater by adding trace elements: evaluation in batch and continuous experiments. *Water Science & Technology*. v. 80, p. 1662-1672, 2019.
- WANG, M.; SAHU, A. K.; RUSTEN, B.; PARK, C. Anaerobic co-digestion of microalgae *Chlorella sp.* and waste activated sludge. *Bioresource Technology*. v. 142, p. 585–590, 2013.
- WARD, A. J.; LEWIS, D. M.; GREEN, F. B. Anaerobic digestion of algae biomass: A review. *Algae Research*. v. 5, p. 204–214, 2014.
- XIAO, B.; QIN, Y.; WU, J.; CHEN, H.; YU, P.; LIU, J.; LI, Y.Y. Comparison of single-stage and two-stage thermophilic anaerobic digestion of food waste: Performance, energy balance and reaction process. *Energy Conversion and Management*. v. 156, p. 215–223, 2018.

- XIAO, B.; ZHANG, W.; YI, H.; QIN, Y.; WU, J.; LIU, J.; LI, Y. Biogas production by two-stage thermophilic anaerobic co-digestion of food waste and paper waste: Effect of paper waste ratio. *Renewable Energy*. v. 132, p. 1301–1309, 2019.
- XIAO, C.; LIAO, Q.; FU, Q.; HUANG, Y.; CHEN, H.; ZHANG, H.; XIA, A.; ZHU, X.; REUNGSANG, A.; LIU, Z. A solar-driven continuous hydrothermal pretreatment system for biomethane production from microalgae biomass. *Applied Energy*. v. 236, p. 1011–1018, 2019.
- XU, F.; LI, Y.; GE, X.; YANG, L.; LI, Y. Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*. v. 247, p. 1047–1058, 2018.
- XU, Z.; ZHAO, M.; MIAO, H.; HUANG, Z.; GAO, S.; RUAN, W. In situ volatile fatty acids influence biogas generation from kitchen wastes by anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. v. 163, p. 186–192, 2014.
- YE, J.; LI, D.; SUN, Y.; WANG, G.; YUAN, Z.; ZHEN, F.; WANG, Y. Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure. *Waste Management*. v. 33, p. 2653–2658, 2013.
- YEN, H.; BRUNE, D. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresource Technology*. v. 98, n. 1, p. 130–134, 2007.
- YENIGÜN, O.; DAMIREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*. v. 48, p. 901–911. 2013.
- YONG, Z.; DONG, Y.; ZHANG, X.; TAN, T. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy*. v. 78, p. 527–530, 2015.
- ZAMALLOA, C.; VULSTEKE, E.; ALBRECHT J.; VERSTRAETE, W. The techno-economic potential of renewable energy through the anaerobic digestion of microalgae. *Bioresource Technology*. v. 102, p. 1149–1158, 2011.
- ZHAI, N.; ZHANG, T.; YIN, D.; YANG, G.; WANG, X.; REN, G.; FENG, Y. Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. *Waste Management*. v. 38, p. 126–131, 2015.
- ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 38, p. 383–392, 2014.
- ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system. *Bioresource Technology*. v. 145, p. 10–16, 2013a.
- 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, 2013b.
- ZHANG, L.; LEE, Y.W.; JAHNG, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. *Bioresource Technology*. v. 102, p. 5048–5059, 2011.
- ZHANG, L.; LI, F.; KUROKI, A.; LOH, K.-C.; WANG, C.-H.; DAI, Y.; TONG, Y. W. Methane yield enhancement of mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of algal biomass and food waste using algal biochar: Semi-continuous operation and microbial community analysis. *Bioresource Technology*. v. 302, n. 122892, 2020.
- ZHANG, R. H.; EL-MASHAD, H.M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C.; GAMBLE, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. v. 98, p. 929–935, 2007.

ZHANG, W.; XING, W.; LI, R. Real-time recovery strategies for volatile fatty acid-inhibited anaerobic digestion of food waste for methane production. *Bioresource Technology*. v. 265, p. 82–92, 2018.

ZHANG, W.; ZHANG, L.; LI, A. Anaerobic co-digestion of food waste with MSW incineration plant fresh leachate: process performance and synergistic effects. *Chemical Engineering Journal*. v. 259, p. 795–805, 2015.

ZHAO, M.-X.; RUAN, W.-Q. Biogas performance from co-digestion of Taihu algae and kitchen wastes. *Energy Conversion and Management*. v. 75, p. 21–24, 2013.

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