



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS FLORIANÓPOLIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Augusto Francisco Medeiros

Estudo da Produção de Metano a partir da Co-digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos com
Macrófitas Aquáticas

Florianópolis

2020

Augusto Francisco Medeiros

Estudo da Produção de Metano a partir da Co-digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos com
Macrófitas Aquáticas

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do título de mestre em Engenharia
Ambiental

Orientador: Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Coorientador: Tales Abreu Tavares de Sousa, Dr.

Florianópolis

2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Medeiros, Augusto

Estudo da Produção de Metano a partir da Co-digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos com Macrófitas Aquáticas / Augusto Medeiros ; orientador, Paulo Belli, coorientador, Tales Sousa, 2020.

78 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Co-digestão. 3. Resíduos Sólidos Orgânicos. 4. Macrófitas Aquáticas. I. Belli, Paulo. II. Sousa, Tales. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Augusto Francisco Medeiros

Estudo da Produção de Metano a partir da Co-digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos com
Macrófitas Aquáticas

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora
composta pelos seguintes membros:

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Wanderli Rogério Leite Dr.
Universidade Federal de Pernambuco

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi
julgado adequado para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2020.

Esse trabalho eu dedico a todos que um dia acordaram e perceberam que a vida não é uma onda que te leva, é a que você surfa.

AGRADECIMENTOS

Muito bom chegar ao final da dissertação e ter um momento destinado a praticar a gratidão.

Agradeço primeiramente a minha família. No último ano estava em um momento difícil, tendo que decidir o rumo da minha vida... Estabilidade e rotina de um emprego público ou iniciar uma caminhada rumo aos meus sonhos? Sabia que os únicos que realmente poderiam influenciar nessa decisão tão pessoal, era a minha família. O apoio foi imediato e aqui estou na primeira etapa, finalizando o mestrado.

Agradecimento especial também a minha namorada, Jakeline, que sempre me apoiou nas minhas decisões e que compartilha comigo momentos de entusiasmo com a minha pesquisa “Nego, olha lá!! Está cheio das tuas plantinhas (MA) naquele rio!” haha, valeu Pequena.

Gostaria de agradecer a família Labeflu, que desde a graduação me acolheram tão bem. As pessoas do laboratório vão mudando, é um ciclo natural da vida, porém a atmosfera continua muito boa. A pesquisa muitas vezes pode ser maçante, problemas e indecisões parecem ser uma constante nesse ramo, por isso é importante estar rodeado de boas pessoas.

Ao meu orientador Paulo Belli Filho, a quem chamo pelas costas de Pai Belli Filho, pessoa serena que sempre me apoiou. Palavras reconfortantes e puxões de orelha sempre no momento certo.

Ao professor Rodrigo Mohedano, meu coorientador de vida, cada vez que conversamos é como se fosse uma explanação da arte de viver.

Um grande agradecimento a Marina, que sempre foi empolgada com a pesquisa, que me ensinou muito também. Transformamos momentos de análise e limpeza de vidraria em reflexões sobre a vida e risadas.

Ao Tales, meu coorientador oficial, chegou faz pouco tempo no laboratório, mas é uma pessoa sensacional.

Um grande salve ao pessoal do NUMA, que passou duas semanas comigo só mexendo nos equipamentos, buscando soluções técnicas, simples e inteligentes para os equipamentos. Obrigado mesmo.

A Maria Fernanda do Labnutri, que me ajudou muito na caracterização das minhas macrófitas. Simplesmente a definição de querida.

A CASAN, que por mais de uma, duas, três vezes nos doou bilhões de microorganismos para a produção do metano. Sempre nos receberam muito bem, as coletas que eram para durar 20 minutos sempre se estendiam numa boa conversa. Muito obrigado mesmo.

As moças do RU, Marcia e Melina. Muito queridas. Sem o sagrado substrato a pesquisa nem começaria.

Agradeço a toda sociedade brasileira, que por intermédio da CAPES, possibilitou a realização da pesquisa. Afinal, esse é o dever da ciência, servir a sociedade.

Estendo meu sentimento de gratidão a todos que estiveram nessa intensa jornada, muito obrigado. Mesmo!

“Se duas cabeças pensam igual,
uma delas é dispensável”
(Medeiros, 2019)

RESUMO

Como parte da universalização do saneamento, a gestão inadequada de resíduos sólidos orgânicos (RSOs) onera instituições públicas e privadas em diversos setores da sociedade. Essa realidade implica em elevados custos desde seu manejo, transporte e destinação final, o que gera um problema de saúde pública, além da poluição atmosférica devido a produção irrestrita de gases, como os de efeito estufa (CH_4 ; CO_2). Nesse contexto, a digestão anaeróbia (DA) tem sido amplamente utilizada, tanto para reduzir o volume final desses resíduos, como para a produção de gás metano, que pode ser utilizado na geração de energia ou como gás de cozinha. Recentes pesquisas indicam que a co-digestão de dois ou mais resíduos tem um potencial capaz de elevar o volume de gás metano produzido. Com essa proposta, o presente estudo visa a co-digestão de dois resíduos, macrófitas aquáticas (MAs) (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratiotes* e *Salvinia molesta*) e RSO de um restaurante universitário (RU). A metodologia de pesquisa foi desenvolvida em três etapas: coleta e caracterização dos resíduos (MAs e RSOs), cálculo teórico de produção de metano da co-digestão e etapa experimental. Cálculos teóricos evidenciaram que, entre as MAs estudadas, a *Landoltia punctata* (LP) possui o maior potencial para a co-digestão com RSO. Com base nesse resultado, a etapa experimental foi desenvolvida com a LP. As condições experimentais nos ensaios de bancada tiveram duas relações de LP/RSO, de 10% e 50%, ambas as taxas aumentaram a produção de metano em aproximadamente 17%. A redução de sólidos voláteis (SV) foi aproximadamente 28% superior nos processos de co-digestão frente a DA unicamente de RSO, o que, em escala real, pode apresentar grandes benefícios econômicos e ambientais de manejo e transporte.

Palavras-Chave: Co-digestão, Macrófitas aquáticas, *Landoltia punctata*, Resíduo sólido orgânico, metano.

ABSTRACT

Been a part of the universalization of sanitation, the economics of inadequate organic waste management (OWM) generates impacts in public and private institutions in different sectors of society. This reality implies in high costs for handling, transporting and final destination, which creates a public health problem, in addition to atmospheric pollution, due to the unrestricted production of greenhouse gases as CH₄ and CO₂. In this context, an anaerobic digestion (AD) was used to reduce the final volume of these residues, as for production of methane gas, which can be used in the generation of energy or as cooking gas. Recent research reviews that a co-digestion of two or more residues has the potential of elevate the volume of methane gas produced. Therefore the present study aims to co-digest two residues, aquatic macrophytes (AM) (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratiotes* and *Salvinia molesta*) and organic waste (OW) from a university restaurant (UR). A research methodology was developed in three stages: collection and characterization of residues (AM and OW), theoretical calculation of methane production from co-digestion and an experimental stage. Theoretical calculations showed that, among the AM studied, a *Landoltia punctata* (LP) has the greatest potential for co-digestion with OW. Based on this result, an experimental stage was developed with an LP. The experimental conditions had two ratios of LP/OW 10% and 50%, both mixing rates have increased methane production by approximately 17%. The reduction in volatile solids (VS) was approximately 28% higher in co-digestion when compared with the digestion of OW. On a real scale this reduction can represent a great economic and environmental benefits of handling and transportation.

Keywords: Co-digestion, aquatic macrophytes, *Landoltia punctata*, organic solid waste, methane.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – 1- anfíbia, 2 - emergente, 3 - flutuante fixa, 4 - flutuante livre, 5 - submersa fixa, 6 - submersa livre, 7 - epífita e 8 - embalsada (planta enraizada em histossolo de ilha flutuante).....	21
Figura 2 - Etapas da degradação anaeróbica de compostos orgânicos presentes nos efluentes.	27
Figura 3 - Etapas da pesquisa	35
Figura 4 - Lagoa de <i>Landoltia Punctata</i>	36
Figura 5 - <i>Landoltia punctata</i>	37
Figura 6 - <i>Salvinia molesta</i> coletadas	38
Figura 7 - Lemnoideae entre as <i>Pistias stratiotes</i> a esquerda, extensão do Rio do Braz à direita	38
Figura 8 - Componentes do AMPTS II - A= Reatores; B=Unidade de Fixação de CO ₂ ; C= Unidade de Leitura de Produção de Metano	42
Figura 9 - Reator com as proporções de Inóculo e Substrato (MA + RSO).....	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais macrófitas aquáticas	20
Tabela 2 - Características dos resíduos.....	21
Tabela 3 - Composição das macrófitas aquáticas	22
Tabela 4 - Potencial de biodegradação metanogênica de alguns substratos	29
Tabela 5 - Composição Biogás	32
Tabela 6 - Reação de metanização	32
Tabela 7 - Composição de macronutrientes	34
Tabela 8 - Parâmetros de análise e metodologias	40
Tabela 9 - Caracterização	50
Tabela 10 - Relação C:H:N:O na co-digestão.....	52
Tabela 11 - PBMT MA/RSO	52
Tabela 12 - SV do Inóculo, substrato e co-substrato da etapa experimental.	53
Tabela 13 - Massas adicionadas aos reatores.....	53
Tabela 14 - Produção de metano por SV adicionado	55
Tabela 15 - Encerramento, reduções de ST e SV.....	56
Tabela 16 - Modelos matemáticos aplicados aos dados de BMP.....	57
Tabela 17 - Diferença entre PBMT e BMP	58

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Produção teórica de metano a partir da taxa de MA (%) na co-digestão	51
Gráfico 2 - Produção acumulada de metano BMP LP/RSO	54
Gráfico 3 – Produção acumulada de metano por SV de substrato (BMP LP/RSO).....	55

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AMPTS II	Automatic Methane Potential Test System II
BMP	<i>Bio-Methane Potential</i>
C	Carbono
C/N	Carbono/Nitrogênio
CA	Co-digestão Anaeróbia
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DA	Digestão Anaeróbia
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MA	Macrófita Aquática
N	Nitrogênio
P	Fósforo
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSO	Resíduos Sólidos Orgânico
RSU	Resíduos Sólidos Urbano
S	Enxofre
TBMP	<i>Theoretical Biochemical Methane Potential</i>
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1	MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	19
3.1.1	<i>Landoltia punctata</i>	22
3.1.2	<i>Pistia stratiotes</i>	23
3.1.3	<i>Salvinia molesta</i>	24
3.2	RESÍDUOS SÓLIDOS	25
3.2.1	Resíduos Sólidos Urbanos	25
3.2.2	Resíduos Sólidos Orgânicos	26
3.3	DIGESTÃO ANAERÓBIA	26
3.3.1	Do Processo	27
3.3.2	Co-digestão.....	28
3.3.3	Relação Carbono e Nitrogênio	29
3.3.4	Relação Inóculo e Substrato	30
3.4	BIOGÁS.....	31
3.5	Potencial Bioquímico de Metano Teórico (PBMT).....	33
4	METODOLOGIA.....	35
4.1	Coleta.....	35
4.2	Macrófitas Aquáticas	36
4.2.2	Inóculo	39
4.2.3	Resíduos Sólidos Orgânicos	39
4.3	Caracterização.....	39
4.4	Composição elementar na co-digestão.....	40
4.5	Potencial Bioquímico de Metano Teórico (PBMT).....	41
4.6	Experimento.....	41

4.6.1	Equipamento.....	41
4.6.2	Etapa experimental	43
4.7	PBMT e erro relativo	47
4.8	Modelos matemáticos	48
4.8.1	Modelo cinético de primeira ordem.....	48
4.8.2	Modelo Gompertz modificado	49
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1	Caracterização.....	49
5.2	Potencial Bioquímico de Metano Teórico (PBMT).....	51
5.3	Ensaio em escala de bancada de BMP (<i>Landoltia punctata</i> /RSO)	53
5.4	Aplicação de modelos	56
5.5	PBMT e erro relativo	58
5.6	Potencial do restaurante universitário.....	58
6	CONCLUSÕES.....	60
7	RECOMENDAÇÕES.....	61
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62
9	APÊNDICE	72
9.1	Apêndice I.....	72
10	ANEXOS.....	73
10.1	Anexo I.....	73
10.2	Anexo II.....	79

1 INTRODUÇÃO

Devido aos problemas relacionados à geração de resíduos e a falta de conhecimento sobre alternativas para o destino final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), em diversos lugares do mundo o poder público recorre à criação de diretrizes gerais aplicáveis ao gerenciamento de resíduos sólidos. Dentro deste propósito, no Brasil, a partir do ano de 2004, o Ministério do Meio Ambiente concentrou esforços na elaboração de uma Política Nacional para gerenciar os RSU.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), implementada pela lei N° 12.305/10, passa a não considerar mais os resíduos orgânicos como rejeitos, orientando outras destinações mais apropriadas que sua mera disposição nos aterros sanitários (BRASIL, 2010). A compostagem e a biodigestão são os principais processos de tratamento atualmente empregados no mundo para a reciclagem dos resíduos sólidos orgânicos (RSOs) (ESA, 2014). A biodigestão dos RSOs é ainda mais interessante quando a fração orgânica já é encontrada separada do restante do RSU, como ocorre em grandes restaurantes universitários.

A fração orgânica dos RSU é uma fonte potencial de energia quando tratada através da digestão anaeróbia (DA), se tornando uma importante fonte de energia verde. Neste sentido, vem-se buscando formas de otimizar a produção do metano a partir do processo de DA, dentre elas a co-digestão, na qual há adição de um co-substrato a outro substrato, o que promove o equilíbrio principalmente nos teores de nutrientes necessários para a biodigestão.

Estudos demonstram que materiais orgânicos provindos de diferentes processos, como casca de coco, resíduos de poda e jardinagem, palha de milho e macrófitas aquáticas (MAs) usadas enquanto co-substrato, aumentam a capacidade de biodegradação anaeróbia de materiais orgânicos como restos de comida, esterco bovino e efluentes domésticos enquanto substratos (MAGNUS, 2015; RABELO, 2018; AMORIM *et al.*, 2017).

As MAs são organismos que estão presentes em todos os tipos de massas de água, mesmo em baixa riqueza ou biomassa e são fundamentais para o metabolismo dos ecossistemas e para a ciclagem de nutrientes. Sua proliferação exacerbada está intimamente relacionada com a eutrofização, problema ocasionado sobretudo, pela ação antrópica. Neste caso, as MAs rapidamente podem colonizar extensas áreas e de fato trazerem prejuízos aos múltiplos usos dos reservatórios e corpos hídricos (POMPÊO, 2017).

A Comissão Mundial de Barragens (2000) comprovou que os reservatórios fornecem serviços significativos para o desenvolvimento em mais de 140 países. Em escala global, as barragens hidrelétricas respondem por 19% da eletricidade gerada, e por até 16% da produção

global de alimentos, pois metade dessas grandes contenções foram construídas exclusiva ou primordialmente para fins de irrigação. Outros 12% das grandes barragens provêm água para uso doméstico e industrial, e em mais de 70 países, as grandes barragens prestam serviços de controle do fluxo de inundações. Nesse contexto, a presença de MAs podem trazer impactos que ultrapassam a esfera econômica.

Se de um lado as MAs assimilam satisfatoriamente os nutrientes presentes no corpo hídrico, do outro há uma cadeia de adversidades proveniente de sua presença quando em grande quantidade: Redução do oxigênio dissolvido, mortandade de peixes, redução de pH do meio, perda de biodiversidade e problemas relacionados a sua onerosa remoção e disposição final.

As mesmas características que fazem das MAs uma praga, podem ser utilizadas com o objetivo de tratar efluentes. Essas já são utilizadas no pós-tratamentos de efluentes, principalmente para remoção de nutrientes, como em lagoas de polimento, wetlands e no tratamento direto das águas na piscicultura. A alta taxa de crescimento implica na produção de rica biomassa passível de biodegradação, e quando feita em ambiente anaeróbico combinado a um inóculo, ocorre a produção de metano.

O gás metano é detentor de elevado poder calorífico, cerca de 50 MJ/kg (PCI), ligeiramente superior ao poder calorífico do Diesel e Gasolina, 44 MJ/kg e 42,5 MJ/kg, respectivamente (AZEVEDO, 2000 apud PEREIRA, 2016). A produção de metano derivada de RSOs e/ou MAs é uma forma sustentável de se obter biocombustíveis, diferentemente do gás metano de uso veicular extraído de fontes não renováveis como os depósitos geológicos. Biodigestores podem ser dispostos nas proximidades de fontes geradoras de resíduos e/ou circunvizinhos a unidades consumidoras de gás metano, de forma a evitar grandes empecilhos no seu transporte rodoviário ou construção de faraônicos gasodutos.

O presente trabalho visa a avaliação da co-digestão de RSOs do RU da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e três diferentes tipos de MAs (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratiotes* e *Salvinia molesta*). O trabalho foi realizado em três etapas correlacionadas: caracterização dos RSOs e MAs de acordo com a análise de composição centesimal; cálculo de teórico de produção bioquímica de metano (PBMT - *Theoretical Biochemical Methane Potential*) a partir dos resultados da caracterização e fórmula adaptada de Boyle (1976); teste de bancada de co-digestão de produção bioquímica de metano (BMP - *Biochemical Methane Potential*), que foi realizado com a MA de melhor desempenho na etapa 2, a *Landoltia punctata*.

2 OBJETIVOS

Avaliar a co-digestão anaeróbia de MAs com RSOs visando aumentar a produção de metanização.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar a caracterização do RSO e das MAs, com vistas ao cálculo teórico da produção de metano;
- Identificar matematicamente a espécie de MA que melhor co-digere com o RSO do restaurante universitário para a produção de metano;
- Quantificar a produção de metano a partir da co-digestão anaeróbia da MA do tipo *Landoltia punctata* por meio de experimento de bancada.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A universalização nacional do saneamento é uma meta brasileira que tem despertado foco para as inúmeras problemáticas do saneamento básico e conseqüentemente de saúde pública. Estima-se que no Brasil 9,1 mil toneladas de DBO são geradas diariamente, no entanto somente 43% da população é atendida por algum tipo de tratamento de esgoto, conforme indica o atlas de esgotos (BRASIL, 2017). Ainda segundo o atlas, no ano de 2017 foi constatado que 110 mil km de trechos de rios brasileiros estavam com qualidade da água comprometida pelo excesso de carga orgânica, uma consequência da emissão irrestrita dos resíduos urbanos, sejam líquidos ou sólidos. A resolução CONAMA 430 de 2011 norteia os parâmetros e os níveis de tratamento a serem alcançados para a disposição final no meio ambiente. A exemplo, a resolução estipula condições de lançamento para DBO e compostos nitrogenados, o que estando fora da carga limite do corpo receptor pode ocasionar o decaimento do oxigênio dissolvido e a eutrofização, respectivamente. A legislação exige a remoção de 60% da DBO do efluente e lançamento de no máximo de 20 mg/L de nitrogênio amoniacal total, entretanto não há exigências federais quanto a emissão de fósforo.

Apesar do fósforo ser um nutriente essencial a vida de animais e plantas, esse apresenta grande potencial poluidor. O enriquecimento excessivo de corpos hídricos por fósforo é um fator em potencial que ocasiona o fenômeno conhecido como eutrofização, no qual altas concentrações de nutrientes fomentam o crescimento de algas e plantas; essas podem vir a consumir o oxigênio disponível do meio conforme a biomassa gerada se degrada, o que causa a mortandade de peixes e compromete como um todo a qualidade de um corpo hídrico (KLEIN; AGNE, 2013). O processo de eutrofização tem como um forte indicador de sua ocorrência a presença de MA, que em alta densidade ocasiona prejuízos ambientais e financeiros como: A limitação dos usos múltiplos da água, custos com retirada, transporte e disposição final da biomassa e até perdas na geração de energia hidrelétrica (PITELLI *et al.*, 2014).

Segundo Carvalho, Velini e Martins (2005), na represa de Bariri, no rio Tietê, dos 5.318 hectares da área da represa, aproximadamente 8% eram ocupados pelas MA. No complexo de barragens de Itaipú, foram identificados mais de 62 táxons de MA no reservatório e próximo a foz de seus rios tributários (THOMAZ *et al.*, 1999).

A produção de RSU é outra dificuldade da universalização do saneamento. No ano de 2018, 216.629 toneladas de RSU foram coletadas diariamente, sendo que aproximadamente metade desse montante são resíduos sólidos orgânicos (RSOs) (ABRELPE, 2018). Em um contexto mais pontual, o RU da UFSC é um grande produtor de RSOs, sendo que esse resíduo

não passa por nenhum processo de valorização e tem o aterro sanitário como destino final (MEIRELES, 2016). Em seu processo de decomposição gera o lixiviado, além da emissão do biogás, que é composto majoritariamente de gás metano e dióxido de carbono, considerados os principais gases responsáveis pelo agravamento do efeito estufa (SIQUEIRA;SEMENSATO, 1996).

A digestão anaeróbia (DA), projetada para co-digerir os RSOs e as MAs, é uma perspectiva de tratamento cada vez mais investigada, pois além da potencial geração de energia renovável intrínseco à DA, a anaerobiose realiza a estabilização dos resíduos, bem como uma considerável redução de seu volume final (IEA, 2015). A co-digestão foi reportada por ORRICO *et al.* (2016) como uma metodologia capaz de melhorar a atuação microbiológica na DA, o que ocorre a partir da disponibilidade de macro e micronutrientes, e o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio (C/N). Dessa forma, reduz custos com a destinação dessas matérias a aterros sanitários concomitantemente com a geração de metano, um produto passível de valorização.

3.1 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As MAs são plantas encontradas em ambientes naturais, com adaptações aquáticas e possuem característica cosmopolita (MITCHELL, 1974). Ocupam corpos hídricos, sejam submersos ou na superfície da água, em solos permanentemente ou intermitentemente inundados das matas; são encontradas nos mais diferentes ambientes, inclusive o marinho. Desempenham importante papel na manutenção da vida, pois oxigenam a água, são refúgio e fonte de alimento para muitas espécies, funcionam como filtro e podem proteger as margens dos corpos d'água contra a erosão (THOMAZ; CUNHA, 2010).

Com um ciclo de vida relativamente curto, o crescimento das MAs depende das condições climáticas, das concentrações de nutrientes, do espaço livre entre as plantas entre outros fatores. Elas estão presentes em grande variedade nas regiões tropicais e subtropicais de todo o planeta, sobretudo onde há grande disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. A presença de bancos de MAs crescendo sobre as margens ou imediatamente sobre ou sob os primeiros metros da massa de água é natural e revela um ambiente saudável (POMPÊO, 2017).

O problema existe quando há sobressaltos no crescimento de sua biomassa ou na área de colonização, especialmente se ocorrer em reservatórios. Esse crescimento exacerbado de MAs acontece devido ao descontrole no aporte de nutrientes, sobretudo decorrente do

lançamento in natura dos esgotos domésticos e industriais (POMPÊO, 2017).

De acordo com a Agência Nacional de Águas, apenas 55% do esgoto do Brasil recebe algum tipo de tratamento (BRASIL, 2017), o que leva a um grande aporte de nutrientes aos corpos hídricos brasileiros. Em escala mundial, as MAs são encontradas em diversos ambientes lênticos. Na Tabela 1, as principais MAs encontradas no mundo:

Tabela 1 - Principais macrófitas aquáticas

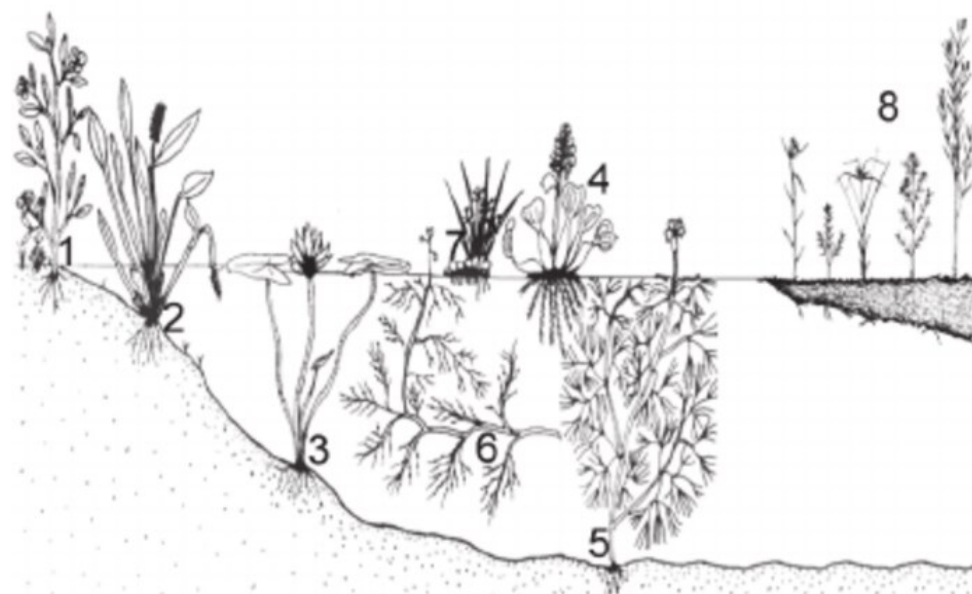
Condição	Espécie	Habitat
Flutuantes	<i>Eichhornia crassipes</i>	Próximo dos trópicos e zonas subtropicais
	<i>Pistia stratiotes</i>	Próximo dos trópicos e zonas subtropicais
	<i>Salvinia molesta</i>	Austrália, Ásia, Reino Unido, Nova Zelândia e partes da América
	<i>Azolla</i> spp.	Próximo dos trópicos e zonas subtropicais
	<i>Lemna</i> spp.	África, Ásia, Europa e Estados Unidos
	<i>Ipomoea aquatica</i>	Próximo dos trópicos e zonas subtropicais
Submersas	<i>Hydrilla verticillata</i>	Ásia, Europa, Reino Unido, África e Austrália
	<i>Vallisneria spirallis</i>	Islândia, Nova Zelândia, Ásia, África e Europa
	<i>Potamogeton</i> sp.	Ásia, África, Oriente Médio, Austrália e Europa
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Todos os continentes, exceto Austrália e Antártica
	<i>Eloдея canadensis</i>	Austrália, Ásia, África, Europa, Nova Zelândia e partes da América
Emersas	<i>Typha</i> sp.	Tropical, Subtropical, Temperados e zonas costeiras
	<i>Phragmites australis</i>	Todos os continentes, exceto Antártica
	<i>Ipomea carnea</i>	Ásia, África e Estados Unidos
	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Austrália, China, Nova Zelândia, Sri Lanka, Tailândia e Estados Unidos

Fonte: Kaur *et al.* (2018)

As MAs (Figura 1) são basicamente divididas em Flutuantes, Submersas e Emersas. Porém, alguns autores ainda as subdividem de acordo com a sua fixação no substrato.

MAs como bioindicadores podem sinalizar a qualidade da água no ambiente que estão inseridas. De acordo com Hegel e Melo (2016), os macros e micronutrientes presentes em ambientes lóticos ou lênticos são essenciais a vida, mas podem prejudicá-la estando em excesso ou baixas concentrações. Assim, as MAs são de grande importância na absorção de nutrientes e poluentes quando esses são encontrados em altas concentrações no meio. Os fatores que mais contribuem para a proliferação das MAs são os de origem antrópica, como disposição de efluentes domésticos ricos em nutrientes (MITCHELL, 1974).

Figura 1 – 1- anfíbia, 2 - emergente, 3 - flutuante fixa, 4 - flutuante livre, 5 - submersa fixa, 6 - submersa livre, 7 - epífita e 8 - embalsada (planta enraizada em histossolo de ilha flutuante).



Fonte: Adaptado de Pott & Pott (2000)

No que tange a produção de metano, MA aparecem como interessante fonte de substrato, pois possuem alta taxa de crescimento e são de fácil manuseio. Quando se trata de resíduos com alto índice de carboidratos, a co-digestão pode ser alternativa interessante, pois sem quantidades significativas de proteínas e aminoácidos, não há produção necessária de bicarbonato de amônia que é necessário para manter o pH no reator (METCALF & EDDY, 2016).

A alta capacidade de retenção de nutrientes por parte das MAs é benéfica no campo da co-digestão, principalmente quando o interesse é a biodegradação de resíduos da indústria alimentícia (Tabela 2).

Tabela 2 - Características dos resíduos

Descrição do despejo	Comentários
Resíduos Vegetais (flores e outros vegetais)	Requer a adição de alcalinidade e nutrientes
Resíduos da atividade de processamento de carnes	Alta concentração de nitrogênio
Resíduos da indústria de alimentos	Requer a adição de alcalinidade e nutrientes
Resíduos da produção de açúcar	Requer a adição de alcalinidade e nutrientes

Fonte: Adaptado de (Muller *et al.* 2009)

Assim como diversas regiões tropicais e subtropicais, no estado de Santa Catarina são

encontradas diversas MAs, tanto em ambientes naturais, quanto em lagos artificiais. Frequentemente estão presentes em corpos hídricos onde há o aporte de nutrientes, sejam esses provenientes de atividades antrópicas ou não. No presente trabalho serão utilizadas três espécies de MAs:

- *Salvinia molesta*, conhecida popularmente apenas como Salvinia;
- *Pistia stratiotes*, também chamada de Alface d'água, Repolho d'água;
- *Landoltia punctata*, ou Duckweed, lentilha d'água.

Na Tabela 3, são apresentadas as características provindas da análise centesimal das MAs em relação a biomassa seca.

Tabela 3 - Composição das macrófitas aquáticas

	<i>Landoltia punctata</i>	<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Salvinia molesta</i>
Referência	Chen <i>et al.</i> (2012)	Henry-silva e Camargo (2006)	Kawaroe <i>et al.</i> (2019)
Fibra Bruta	não informado	não informado	45,85
Cinzas	3,48	18,95	não informado
Carboidratos	24,59	12,39	37,32
Proteína bruta	16,27	15,02	18,34
Lipídios (extrato etéreo)	13,04	4,44	4,61

3.1.1 *Landoltia punctata*

A *Landoltia punctata*, conhecida popularmente como Lentilha d'água, duckweed, são plantas superiores com adaptações aquáticas. Essas são as menores plantas vasculares do mundo, são monocotiledôneas e apresentam floração. Porém, mesmo assim são frequentemente confundidas com microalgas. Dentro da família Aracae, a *Landoltia punctata* é composta por um único gênero inserido na sub-família Lemnoideae.

A *Landoltia punctata* é uma planta aquática de fácil adaptação. Detêm elevada taxa de crescimento, a maior entre as Angiospermas, geralmente dobra sua massa entre 16 horas a dois dias, sendo que o crescimento exponencial é limitado pela área ou disponibilidade de nutrientes. Se mantidas as condições ideais (temperatura, nutrientes, pH, remoção frequente), a elevada taxa de multiplicação permanece, o que aumenta sua atratividade para utilização no tratamento de efluentes.

Mohedano (2010) utilizou as *Landoltia punctata* em lagoas de polimento da suinocultura. Remoções expressivas de nitrogênio, fósforo e DQO foram observadas em seus

experimentos, 98, 94 e 97% respectivamente. Ainda foi verificado que com a introdução das MAs no tratamento identificou-se a elevação do oxigênio dissolvido no meio, partindo da condição anaeróbica para OD de 3 mg/L.

Tonon (2016) utilizou a *Landoltia punctata* como substrato para a produção de metano. Utilizando como inóculo o lodo anaeróbico de uma ETE do município de Florianópolis, na proporção inóculo/substrato de 1,4. Tonon (2016) observou a produção específica de metano de 0,25 Nm³/kg.SV e 0,32 Nm³/kg.SV para substrato úmido e seco, respectivamente. Seus resultados corroboram com outros autores da área: Kesaano (2011) 0,36 m³/kg.SV para substrato úmido.

De acordo com Magnus (2015), a DA de Lemnáceas pode apresentar valores superiores quando o substrato passar por um pré-tratamento. Sua pesquisa obteve a produção de metano de 0,15 Nm³/Kg.SV para substratos sem pré-tratamento e 0,23 Nm³/Kg.SV para pré-tratamento fermentativo.

No tocante a co-digestão, Triscari *et al.* (2009) utilizou *Landoltia punctata* como co-substrato em um biodigestor de resíduos rurais. Foram estipuladas taxas de aplicação de *Landoltia punctata* de 0,5, 1, 2 e 3% aplicadas ao resíduo rural. O melhor beneficiamento foi encontrado para a substituição de 2%. Triscari *et al.* (2009) sugere que as associações de biodigestores a lagoas de MAs tornam o tratamento mais interessante, pois eleva a produção de metano e reduz a área requerida para os sistemas de tratamento de resíduos e efluentes.

3.1.2 *Pistia stratiotes*

Conhecida popularmente como alface d'água, a *Pistia stratiotes* é encontrada na maioria dos países nas regiões tropicais e subtropicais do planeta, entretanto com menor frequência nos países banhados pelo oceano Pacífico. É uma MA monocotiledônea, cosmopolita, que pode dobrar de população em poucas semanas. O primeiro registro fóssil da *Pistia stratiotes* data de 85 milhões de anos atrás, e foi encontrado na África. Entretanto, o primeiro registro da Era moderna sobre a MA foi realizado em 1765, por John and William Bartram, que documentaram sua presença no Rio St. Johns na Florida (JACOB; BANERJEE, 2016).

De acordo com USDA - *United States Department of Agriculture* (Departamento de Agricultura do Estados Unidos), a presença de MA *Pistia stratiotes* é verificada atualmente em 19 Estados dos EUA. Apesar de invasiva no meio ambiente, a USDA a considera nativa do Estados Unidos.

Jacob e Barnerjee (2016) investigaram através de modelos matemáticos a elevação da

produção de metano a partir de resíduos de batatas com *Pistia stratiotes*, que demonstrou ser aproximadamente 76 % superior a DA de somente os resíduos de batata. A principal diferença consiste na concentração de ácidos graxos voláteis (AGVs) no primeiro caso, pois resíduos de frutas e vegetais são rapidamente degradados, o que ocasiona a redução do pH na segunda fase da digestão anaeróbia e conseqüentemente a inibição da metanogênese, que pode vir a ser irreversível (BOUALLAGUI *et al.*, 2005).

Foi verificado que a utilização de *Pistia stratiotes* na co-digestão de resíduos de batata pode reduzir em até 75% a relação AGVs/alcalinidade, o que aumenta consideravelmente a estabilidade do reator e diminui a possibilidade de acidificação do meio (JACOB; BANERJEE, 2016).

3.1.3 *Salvinia molesta*

A *Salvinia molesta*, também é conhecida como *Salvinia gigante*, *Samambaia-da-água*, ou mesmo apenas como *Salvinia*. É uma MA flutuante livre (Figura 1), que já se estabeleceu em mais de 20 países e até o momento há doze espécies reconhecidas no planeta, sendo que sete dessas são originárias de regiões tropicais da América (GETTYS; HALLER; BELLAUD, 2014).

As *Salvinias*, assim como a maioria das MAs flutuantes, são encontradas em corpos hídricos lânticos como, lagos, represas, pântanos, ou mesmo rios de baixa velocidade. São adaptadas a ampla margem de temperatura (5°C a 35°C) e têm preferência por pH próximo da neutralidade (6-7,5), porém são pouco tolerantes a salinidade, não sendo encontradas em ambientes salobros ou marinhos (GETTYS; HALLER; BELLAUD, 2014). As condições ideais para sua proliferação têm como fatores limitantes a disponibilidade de nutrientes e temperaturas adequadas (25°C a 20°C).

Mathew *et al.* (2014) realizaram pesquisas acerca da biodegradação de MAs (*Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta*) por intermédio de inóculo bovino. Foi verificado que a produção de metano obtida pela *Erchhonia crassipes* era 136% superior as da *Salvinia molesta*, porém foram descontadas as raízes das *Erchhonia crassipes* nesse experimento, região onde se localiza a maior parte dos sedimentos não degradáveis (GETTYS; HALLER; BELLAUD, 2014).

3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS

De acordo com a NBR 10004:2004, resíduos sólidos são aqueles resíduos que, no estado sólido ou semi-sólido, resultam de atividades como: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola e de serviços e de varrição pública. A norma ainda engloba os lodos de estações de tratamento da água e líquidos distintos, cuja característica não permita seu lançamento na rede pública de esgotos.

Os resíduos sólidos são classificados primordialmente entre Classe I e Classe II; perigosos e não perigosos respectivamente. Sendo que a Classe II ainda é subdividida de acordo com sua inerticidade:

- Classe II A – Não inertes;
- Classe II B – Inertes (De acordo com o estabelecido na norma ABNT NBR 10007 e ABNT NBR 10006);

A NBR 10004:2004 ainda traz em seu Anexo H, o rol de resíduos sólidos classificados como não perigosos, no qual estão inseridos os resíduos de restaurante (restos de alimentos).

3.2.1 Resíduos Sólidos Urbanos

Os RSU são os resíduos sólidos gerados dentro do perímetro urbano, que compreende resíduos de diversas atividades como: comércio, indústria, limpeza urbana, residencial, etc. A problemática dos RSUs representa um desafio na gestão das cidades, tanto pela diversificação de resíduos gerados, quanto pela sua quantidade.

De acordo com o 15º relatório da ABRELPE, Panorama Sobre Resíduos Sólidos no Brasil de 2017, nesse ano foram produzidos no país 78,4 milhões de toneladas de RSU, o que representa um aumento de 1% em relação ano anterior, ao passo que a população brasileira cresceu apenas 0,75% no mesmo período. Desse montante, aproximadamente metade são RSOs, que são passíveis de valorização.

A separação da fração orgânica do RSU é uma questão de preservação do meio ambiente e de saúde pública. A decomposição da fração orgânica do RSU, leva a formação do chorume, que pode acarretar na contaminação de águas superficiais ou subterrâneas, bem como há produção de gases de efeito estufa, principalmente metano. Dessa maneira, os impactos causados ultrapassam as barreiras do local para onde os RSU são destinados (GOUVEIA, 2012).

3.2.2 Resíduos Sólidos Orgânicos

No relatório da ABRELPE foi verificado que 70,4% dos municípios possuem alguma iniciativa em relação à coleta seletiva, porém o maior empecilho é encontrado na forma em que o Resíduo Sólido é tratado com a população, que em grande parte realiza o descarte de forma inadvertida, sem conhecimento do potencial ambiental, econômico e social que os resíduos sólidos representam. Uma pesquisa realizada no ano de 2018 foi revelado que apesar de 94% da população considerar coleta seletiva importante para o futuro do país, 60 % reconhecem saber pouco ou nada acerca do assunto (ABRELPE, 2018). A correta segregação dos resíduos é crucial para o sucesso da logística reversa, reciclagem e gestão de resíduos orgânicos.

Segundo Massukado (2008), a coleta seletiva eficiente já é uma realidade em muitos países da Europa, mas apresenta certas discrepâncias dentro do próprio continente. Enquanto a coleta seletiva é aplicada a mais de 75% dos resíduos orgânicos na Alemanha e Áustria, em países como Grécia, Inglaterra e Irlanda ainda era inferior a 10% no ano de 2008.

No Brasil, segundo a caracterização nacional de resíduos publicada na versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2001), os RSOs correspondem a pouco mais de 50% do total dos RSU gerados. Contudo, somados aos resíduos orgânicos provenientes de atividades agrossilvopastoris e industriais, há uma geração anual de 800 milhões de toneladas de RSOs no país. Dessa forma, a gestão de RSU preconiza a valorização dos RSOs tanto quanto a de resíduos já reconhecidos pelo mercado como plásticos, metais, papéis e vidros.

A aplicação da coleta seletiva de sucesso ainda não é realidade em muitos dos municípios brasileiros (IPEA, 2012), estima-se que até o ano de 2012 apenas 1,6% da fração orgânica dos RSU tinha destinação adequada como a compostagem, o restante é disposto em lixões e aterros controlados ou aterros sanitários. Dessa forma, o cenário atual demonstrasse mais interessante à geração de metano a partir de RSOs quando se busca grandes produtores de resíduos, como empresas no ramo da produção de alimentos e grandes restaurantes universitários.

3.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

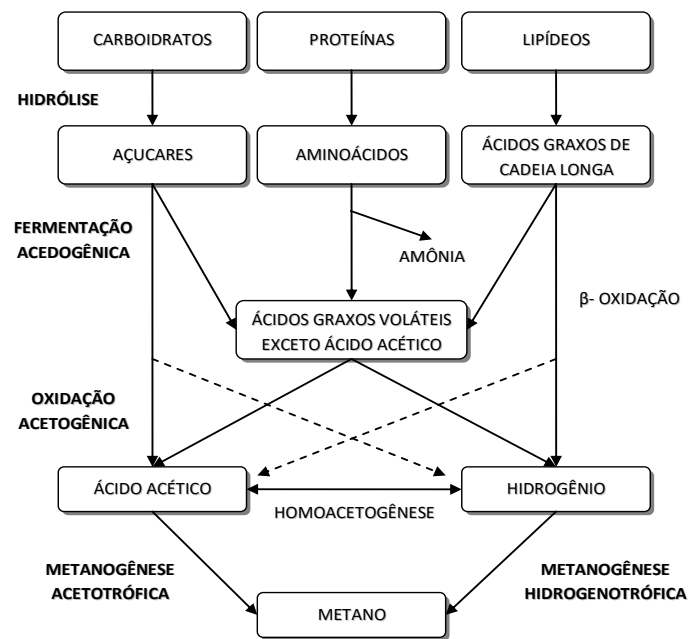
A tecnologia de DA trata os resíduos orgânicos em um ambiente em que o oxigênio está substancialmente ausente e, ao fazer isso, permite a criação de um gás útil com alto teor de energia. No Reino Unido, por exemplo, o resíduo orgânico foi reconhecido como um recurso constituinte das fontes renováveis na política energética do governo, usado inclusive para

mitigar as mudanças climáticas (ESA, 2014).

3.3.1 Do Processo

De acordo com Metcalf & Eddy (2016), a DA da matéria orgânica carbonácea ocorre em três principais fases: Hidrólise; Acidogênese e Metanogênese. Ainda há uma etapa intermediária, Acetogênese, que ocorre logo antes da Metanogênese (Figura 2).

Figura 2 - Etapas da degradação anaeróbica de compostos orgânicos presentes nos efluentes.



Fonte: adaptado de Mendes et al. (2005)

Na primeira etapa, hidrólise, a partir da atuação da pro-enzimas hidrolases, grandes polímeros insolúveis são convertidos em seus respectivos monômeros. Carboidratos, proteínas transformam-se em açúcares solúveis e aminoácidos respectivamente. Já os Lipídios são quebrados em glicerol e longas cadeias de ácidos graxos (APPELS *et al.*, 2008).

A etapa da Acidogênese ocorre por intermédio de um consórcio de bactérias fermentativas como: Clostridium, Bacteroides, Ruminococcus, Butyribacterium, Propionibacterium, Eubacterium e Escherichia. Essas são responsáveis pela conversão dos produtos da hidrólise em ácido acético, íons de hidrogênio e ácidos graxos voláteis (ácido butírico, ácido propiônico) (CHERNICHARO, 2001).

De acordo com Chernicharo (2001), o controle do pH é imprescindível para que o processo ocorra satisfatoriamente. As bactérias acidogênicas operam em pH ligeiramente ácido

entre 5,0 e 6,0, o que pode comprometer as etapas posteriores, que ocorrem próximo da neutralidade, entre pH 6,6 e 7,4.

Segundo Parkin e Owen (1986), a estabilização do processo ocorre após a conversão dos produtos intermediários no biogás, que possui baixo coeficiente de solubilidade, característica que facilita sua retirada do sistema. Nesse processo, 72% do metano provem do ácido acético, que é intermediado pelas bactérias acetoclásticas; 28% derivam do hidrogênio e dióxido de carbono, que por meio das bactérias hidrogenotróficas, o último é reduzido a metano. Porém para Aquino (2007), 70 % do metano é derivado dos microrganismos metanogênicos acetoclásticos e os 30% restantes provêm de microrganismos hidrogenotróficos.

Os microrganismos acidogênicos e metanogênicos tem uma relação de mútuo benefício, pois são os metanogênicos que convertem os subprodutos como hidrogênio e acetato em compostos como metano e dióxido de carbono, mantendo assim, o equilíbrio do sistema. Contudo, qualquer distúrbio nessa interação pode ocasionar o colapso do sistema através do acúmulo de acetato, hidrogênio e ácidos graxos voláteis e conseqüentemente a redução do pH no meio (METCALF; EDDY, 2016).

Muitos tipos de resíduos são de difícil biodegradação, tanto por aspectos físicos/químicos, quanto pela atividade microbiológica. Sendo assim, faz-se necessário estudos para se verificar o real potencial de produção de metano das MAs como co-substrato em processos de co-digestão. As carências nutritivas do substrato podem tornar a produção de metano impeditiva, porém a associação fundamentada de dois ou mais substratos, em um processo de co-digestão, pode vir a solucionar o problema.

3.3.2 Co-digestão

A co-digestão tem o objetivo de equilibrar o reator, tornando o processo mais eficiente, o que implica em menor carga orgânica final e maior produção de metano (METCALF; EDDY, 2016). Diversas pesquisas estão sendo aplicadas no âmbito da co-digestão, sendo que as mais atuais buscam a biodegradação simultânea de diferentes substratos. Na Tabela 4, alguns estudos com o *Bio-Methane Potencial* (BMP) de diferentes substratos:

Tabela 4 - Potencial de biodegradação metanogênica de alguns substratos

Referência	Substrato	Produção de metano (m ³ /kg SV adicionado)
Fernandez <i>et al.</i> (2005)	Fração orgânica de resíduo sólido municipal	0,3
Forster-Carneiro <i>et al.</i> (2007)	Resíduo de Alimentos	0,18
Tonon (2016)	<i>Landoltia punctata</i>	0,19
Magnus (2015)	<i>Landoltia punctata</i>	0,23
Mathew <i>et al.</i> (2014)	<i>Salvinia molesta</i>	0,22
Gaur e Suthar (2017)	Lemnas + lodo de reator aeróbio	0,31 (SV removido)
Jacob et Barnerjee (2016)	Pistia Stratiotes + Resíduo de Batata	0,421

De acordo com Orrico *et al.* (2015), que estudou a co-digestão entre resíduos lipídicos e dejetos de suínos, há dois principais fatores a serem apontados: Os dejetos de suínos possuem baixa carga orgânica e elevado concentração de nitrogênio, situação invertida para os resíduos lipídicos; logo essa complementação vem a adequar o poder tampão do sistema e equilibrar as concentrações de nitrogênio amoniacal, de forma a suprir as demandas do crescimento microbiano.

Em contrapartida, resíduos de fábricas de celulose possuem alto teor de carbono, com relações superiores carbono/nitrogênio (C/N) superiores a 173/1 (ZHANG *et al.*, 2008). Tal característica vem a evitar possíveis situações inconvenientes descritas por Chen, Cheng e Creamer (2008), quando digestores são alimentados com substratos ricos em proteínas, cuja fermentação eleva significativamente a concentração de amônia no meio.

Ainda, segundo Esposito *et al.* (2012), outro benefício encontrado na co-digestão está na diluição de compostos tóxicos eventualmente presentes em algum dos co-substratos utilizados no processo. Esposito também frisa que entre os principais benefícios da co-digestão está a possibilidade de se equilibrar a relação C/N que será introduzida ao reator.

3.3.3 Relação Carbono e Nitrogênio

A partir da fórmula molecular do metano (CH₄), é notável que maiores concentrações de matéria orgânica carbonácea dentro de biodigestores favorecem a produção de metano. Porém, de acordo com Gaur e Suthar (2017), o nitrogênio possui papel importante, pois beneficia o crescimento bacteriológico durante a biodigestão. Bouallagui *et al.* (2009) indica que diversos autores concordam que relações C/N entre 25 e 30 são as mais favoráveis para

biodigestão de resíduos orgânicos. Nasir *et al.* (2012), sugerem que a relação C/N é um dos parâmetros a serem controlados para garantir a performance de biodigestores anaeróbios.

O aporte de nutrientes é importante para o desenvolvimento de microorganismos, principalmente na fase inicial de operação de biodigestores. Efluentes provenientes de cervejarias, indústria de refrigerantes, indústrias de processamento de alimentos podem requerer acréscimo de nutrientes. É interessante que seja mantida uma relação de DQO:nitrogênio:fósforo de 300:5:1 no início da operação. Posteriormente, após a estabilização do processo, a relação pode ser reduzida para 600:5:1 (METCALF & EDDY, 2016). Nesse contexto, o uso de MAs é interessante para a elevação do nitrogênio na co-digestão.

As MAs possuem elevadas porcentagens de nitrogênio que advém da sua alta concentração de proteína, que variam de acordo com a espécie, temperatura e meio nutritivo a qual estão inseridas. Ge *et al.* (2012) identificaram em seus estudos concentrações de proteínas de aproximadamente 32% para MA da espécie *Lemna minor* que foram utilizadas em lagoas de estabilização de dejetos suínos.

Segundo Mohedano (2010), a porcentagem de proteína bruta é dada em relação ao peso da biomassa seca e é igual 6,25 vezes o nitrogênio total da amostra. O valor de proteína bruta nas Lemnas pode alcançar os 45% (Landolt e Kandeler (1987) apud Mohedano, 2010).

3.3.4 Relação Inóculo e Substrato

Nges (2012) sugere em seus estudos que o melhor beneficiamento encontrado tanto para biodigestão, quanto para a co-digestão, foi a relação inóculo/substrato (I/S) de 2/1. Entretanto, Gaur e Suthar (2017) identificaram que a melhor proporção de Lemnas/lodo/Inóculo para a produção de metano é de 50/10/40 (I/S=2/3), a qual produziu 312 ml CH_4/g de SV removido.

De acordo com Aquino (2007), o conhecimento dos sólidos voláteis (SV) dos substratos e inóculos estudados é o primeiro passo a ser dado na pesquisa sobre seus potenciais de biodegradação. Afinal, apenas a fração correspondente aos SV é passível de biodegradação anaeróbia e seu conhecimento é a base de cálculo dos ensaios pretendidos na área da DA.

Em 2006, a Associação de Engenheiros Alemães padronizou os ensaios de BMP através da norma VDI4630. A norma estabelece regras para avaliar a biodegradação de materiais orgânicos e os equipamentos necessários para as configurações de teste correspondentes. Assim, esta norma fornece informações sobre a caracterização dos substratos e especifica os requisitos de como determinadas variáveis que caracterizam os substratos devem ser avaliadas

para garantir a comparabilidade. Em suma, os seguintes aspectos da norma são considerados no presente trabalho a fim de determinar a quantidade de substrato e inóculo utilizado no teste:

- a) Para prever inibições no ensaio em batelada, a quantidade de substrato não deve superar a quantidade de inóculo ($SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}} \leq 0,5$);
- b) A produção de metano a partir do substrato deve ser, no mínimo, 80% maior do que a contribuição do inóculo; e
- c) A concentração de sólidos no teste de bancada não deve exceder 10%, assegurando transferência de massa adequada durante o teste.

Realizado os experimentos de bancada, é sugerido que o cálculo de produção de metano seja referente aos SV do substrato adicionados no reator (Bioprocess, 2011), de acordo com a Equação 1. Essa padronização permite comparar facilmente trabalhos da mesma linha de pesquisa.

$$BMP = \frac{V_S - V_b * \frac{m_{IS}}{m_{IB}}}{m_{V_{S,SS}}} \quad (1)$$

Sendo:

BMP - É o volume normalizado de metano produzido por grama de SV adicionado (Nml/gVS).

V_S - É o volume acumulado de metano produzido no frasco de amostra (substrato + inóculo).

V_b - É o volume de metano produzido no frasco do branco (inóculo)

m_{IS} - É a quantidade total de inóculo adicionada no frasco da amostra

m_{IB} - É a quantidade total de inóculo adicionada no frasco do branco

$m_{V_{S,SS}}$ - É a quantidade total de SV de substrato adicionados ao frasco da amostra.

3.4 BIOGÁS

A produção de metano é uma realidade em diversos países, o que demonstra ser uma prática economicamente atrativa. Em países como Alemanha e Áustria, onde não há grande disponibilidade de gás metano, é produzido a partir de plantações de milho e beterraba, respectivamente. Apesar de ser uma prática considerada sustentável, a produção de metano se demonstra mais atrativa quando utiliza resíduos de outras atividades como fonte de matéria orgânica. Dessa maneira, a produção não estará vinculada a utilização de terras agricultáveis,

ou seja, não apresentará conflitos com a segurança alimentar.

De acordo com Mendes *et al.* (2005) a produção de biogás é obtida primordialmente das concentrações de moléculas complexas de carboidratos, lipídios e proteínas dos substratos a serem utilizados como substrato (Tabela 6), que em processos intermediários são formados ácidos graxos voláteis, hidrogênio, ácido acético e posteriormente o produto majoritário é o metano. Entretanto o processo biodegradação anaeróbia leva a formação de inevitáveis subprodutos como Amônia e Ácido Sulfúrico (Tabela 5).

Tabela 5 - Composição Biogás

Gases	Faixa (%)
Metano	40-75
Dióxido de Carbono	25-40
Hidrogênio	01/mar
Nitrogênio	0,5-2,5
Oxigênio	0,1-1
Ácido Sulfúrico	0,1-0,5
Amônia	0,1-0,5

Fonte: Adaptado de Castanón (2002)

Li *et al.* (2002), conduziu experimentos na co-digestão de resíduos com grande concentração de lipídios, em condições mesofílicas e termofílicas. Evidenciaram que apesar da biodegradação de lipídios ser menos célere, apresenta maior potencial de biometanização (Tabela 6). Nesse estudo, utilizou-se formas moleculares aproximadas de lipídios, carboidratos e proteínas de acordo com a Tabela 6.

Tabela 6 - Reação de metanização

Macronutriente	Reação de Metanização	Produção de gás (L/g)	% metano
Lipídios	$C_{15}H_{90}O_6 + 24,5H_2O \rightarrow 34,75CH_4 + 15,25 CO_2$	1,425	69,5
Carboidratos	$C_6H_{10}O_5 + H_2O \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2$	0,830	50,0
Proteínas	$C_{11}H_{24}O_5N_4 + 14,5H_2O \rightarrow 8,25CH_4 + 3,75CO_2 + 4NH_4^+ + 4HCO_3^-$	0,921	68,8

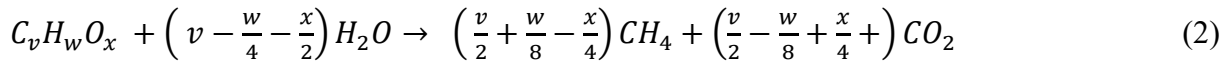
Fonte: Adaptado de Li *et al.* (2002)

Modelos matemáticos podem indicar com precisão a performance de digestores anaeróbios. Atualmente o modelo IWA ADMI desenvolvido IWA Task Group é o que engloba a maior parte das reações envolvidas na DA, entretanto muitos problemas do modelo

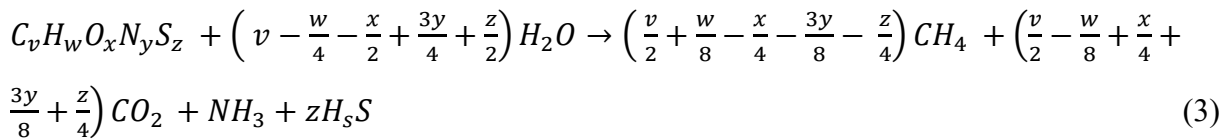
permanecem sem solução e simplificações foram adotadas (ACHINAS; UVERINK, 2016). Em contrapartida, outros modelos mais simples e robustos podem fornecer uma estimativa inicial da produção de metano a partir das características dos substratos em termos de lipídios, carboidratos e proteínas.

3.5 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO TEÓRICO (PBMT)

Buswell e Mueller (1952), estudou estequiometricamente a composição de um biogás genérico obtido de um substrato representado por $(C_vH_wO_xN_y)$, que pode apresentar uma concentração teórica máxima metano de acordo com a Equação 2.



O cálculo desenvolvido por Buswell e Mueller (1952) evidencia que moléculas ricas em carbono e hidrogênio favorecem a produção de metano. De acordo Siegert e Banks (2005), em 1976 Boyle modificou a fórmula de Buswell e Mueller para incluir o enxofre no balanço, Equação 3.



Segundo Achinas e Euverink (2016), a equação de Boyle pode ser aplicada para qualquer substrato que se tenha conhecimento da relação de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre (C:H:O:N:S). A constante de cada elemento (v,w,x,y e z) são obtidas a partir da massa final de análise dividida pela respectiva massa molar (Equações 4, 5, 6, 7 e 8).

$$v = \frac{\text{massa final C}}{\text{massa molar C}} = \frac{\text{massa final C}}{12,0107} \quad (4)$$

$$w = \frac{\text{massa final H}}{\text{massa molar H}} = \frac{\text{massa final H}}{1,0079} \quad (5)$$

$$x = \frac{\text{massa final O}}{\text{massa molar O}} = \frac{\text{massa final O}}{15,999} \quad (6)$$

$$y = \frac{\text{massa final N}}{\text{massa molar N}} = \frac{\text{massa final N}}{14,0067} \quad (6)$$

$$z = \frac{\text{massa final S}}{\text{massa molar S}} = \frac{\text{massa final S}}{32,065} \quad (7)$$

O modelo de Boyle incluiu o cálculo do Potencial Bioquímico de Metano Teórico (PBMT) (Equação 8), que é obtido a partir do volume molar (22,4) na CNTP frente a composição do substrato (CHONS) e suas respectivas massas molares (SIEGERT; BANKS, 2005):

$$TBMP \left(\frac{mlCH_4}{g} \cdot SV \right) = \frac{22,4 \left(\frac{v}{2} + \frac{w}{8} - \frac{x}{4} - \frac{3y}{8} - \frac{z}{4} \right)}{12,017 * v + 1,0079 * w + 15,999 * x + 14,0067 + 32,065 * z} \quad (8)$$

Siegert e Banks (2005) fazem considerações acerca das condições assumidas para o cálculo de PBMT:

- Temperatura constante e perfeita homogeneização;
- Condições bacteriológicas ideais, digestão completa;
- Os resíduos de entrada são constituídos apenas por C, H, O, N e S;
- Os produtos da reação incluem apenas CH_4 , CO_2 , NH_3 e H_2S ;
- Não há acúmulo de cinzas.

A composição de um substrato pode ser definida basicamente em termos de seus elementos principais (Tabela 7): Carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio (CHON), que são obtidos a partir de fórmulas moleculares simplificadas de lipídios, carboidratos e proteínas (METCALF & EDDY, 2016):

Tabela 7 - Composição de macronutrientes

Macronutriente	Carboidratos	Lipídios	Proteínas
Molécula aproximada	$C_6H_{10}O_5$	$C_{18}H_{33}O_2$	$C_{11}H_{24}O_5N_4$
Peso molecular (g/mol)	162	281	292
% metano	70	50	66

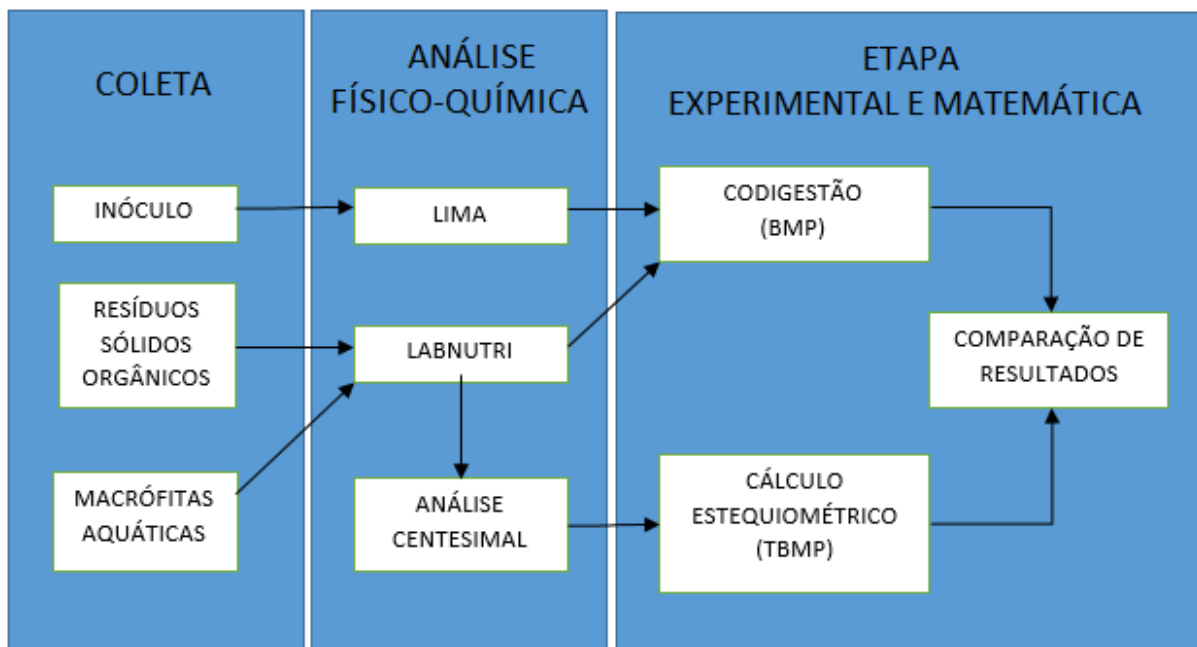
Fonte: adaptado de (Metcalf & Eddy, 2016)

4 METODOLOGIA

O presente trabalho objetivou estudar a co-digestão de RSOs do RU da própria universidade da UFSC e MAs. Utilizou-se como critério de escolha das MAs, aquelas que representassem uma problemática ou desafio na sua gestão, seja por estar presente em um ambiente eutrofizado, seja pela expressiva quantidade de biomassa gerada quando utilizada em sistemas de pós-tratamento de efluentes.

Para melhor explicar o desenvolvimento da pesquisa e suas etapas um esquema é apresentado na Figura 3. Nesse esquema é possível identificar três distintas etapas: A coleta dos substratos (RSOs e MAs) e do inóculo; a análise físico-química para caracterização do material coletado; etapa experimental e matemática.

Figura 3 - Etapas da pesquisa



Fonte: O autor

4.1 COLETA

A primeira etapa foi definida conforme a necessidade de coleta, tendo em vista que eram quatro distintos resíduos orgânicos. O RSO gerado no RU foi o foco do trabalho, sendo o substrato principal que fez parte de todo o estudo, no entanto esse resíduo foi co-digerido com três distintas MAs de corpos eutrofizados; *Landoltia punctata*, *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*. Assim, as MAs foram coletadas *in loco* para preservar suas reais características e, devido a especificidade de cada resíduo, as coletas foram realizadas em diferentes pontos do Estado de Santa Catarina.

4.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Todas as MAs foram coletadas no Estado de Santa Catarina, sendo duas na capital Florianópolis e uma no município de Braço do Norte (Sul do Estado). Os pontos de coleta são identificados pelas seguintes coordenadas: *Landoltia punctata* (Braço do Norte: Latitude: 28°13'58"; Longitude: 49°06'15"), *Salvinia molesta* (Florianópolis: Latitude: 27°25'36"; Longitude: 48°26'20") e *Pistia stratiotes* (Florianópolis: Latitude: 27°39'33"; Longitude: 48°28'44").

Foram coletadas uma média de três quilogramas de biomassa úmida de cada espécie de MA em cada um dos pontos identificados. Em laboratório, as MAs foram trituradas separadamente em um processador de alimentos e submetida à secagem em estufa a 55 °C por 48 horas. Só então foram congeladas para sua preservação até o momento dos experimentos.

4.2.1.1 *Landoltia Punctata*

A *Landoltia punctata*, é proveniente de uma lagoa de pós-tratamento de efluentes de um biodigestor operado para tratar dejetos de produção de suínos, localizado no município de Braço do Norte em Santa Catarina (Figura 4). A lagoa de *Landoltia punctata* era em área aberta, exposta à incidência solar pós-tratando o efluente de um biodigestor anaeróbico ligado em série a uma lagoa de armazenamento. A lagoa foi projetada para operar aerobiamente, com profundidade de 0,8 metros, área aproximada de 150 m² e tempo de detenção hidráulica de 150 dias.

Figura 4 - Lagoa de *Landoltia Punctata*



Fonte: O autor

Devido as *Landoltia punctata* serem MAs flutuantes de pequeno diâmetro a coleta foi realizada com o auxílio de uma peneira. Logo após a coleta, a biomassa foi armazenada em uma caixa de isolamento térmico acondicionado com gelo para garantir sua preservação.

Figura 5 - *Landoltia punctata*



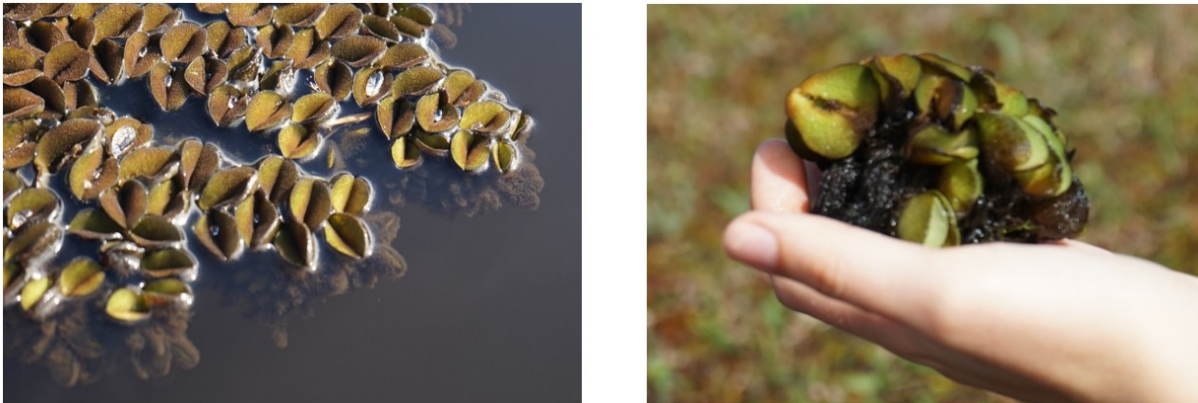
Fonte: O autor

4.2.1.2 *Salvinia molesta*

A *Salvinia molesta* é proveniente da Lagoa Pequena, que fica localizada na região leste do município de Florianópolis. A lagoa é derivada do afloramento do lençol freático da região e é considerada como de água doce, no entanto, em períodos de elevada intensidade pluviométrica a lagoa é conectada ao mar através de um canal. Oficialmente, a Lagoa Pequena não é corpo receptor de efluentes, porém existe uma elevada ocupação da área em seu entorno e devido a não existência de rede coletora as soluções de tratamento são individuais. Assim, as características de corpo eutrofizado da lagoa são evidenciadas com a constante presença das MAs, que no verão, quando as temperaturas e a densidade populacional são mais elevadas, ocorre um aumento representativo da área da lagoa dominada pelas MAs.

No local ainda foram encontradas outras MAs como Aguapé (*Eichhornia crassipes*) e macrófitas do gênero *Nymphaea*. Entretanto a *Salvinia molesta* (Figura 6) era dominante no local. A *Salvinia molesta* é uma MA flutuante, assim estava presente tanto nas margens da lagoa quanto no seu interior. A coleta foi realizada manualmente, no interior da lagoa, onde havia maior concentração de MAs. Após a coleta, o material foi acondicionado em caixa com isolamento térmico e gelo e então transportada ao laboratório.

Figura 6 - *Salvinia molesta* coletadas



Fonte: O autor

4.2.1.3 *Pistia Stratiotes*

As *Pistia stratiotes* utilizadas foram coletadas no Rio do Braz, que fica localizado no bairro de Canasvieiras da cidade de Florianópolis. Esse rio está situado em uma região urbanizada e antigamente recebia o efluente final de uma estação de tratamento de esgotos. Atualmente a presença de MAs é constante no local, um indicador de elevadas concentrações de nutrientes no meio, o que o caracteriza como um corpo eutrofizado.

A predominância das MAs no rio está apresentada na Figura 7, cobrindo toda a extensão do corpo hídrico. Apesar da variedade de tipos de MAs no local, as *Pistias stratiotes* eram predominantes e a coleta foi realizada manualmente para melhor segregação. No entanto, muitas Lemnoideae estavam entre as *Pistias stratiotes* e não foi possível sua remoção completa, que foi triturada conjuntamente.

Figura 7 - Lemnoideaes entre as *Pistias stratiotes* a esquerda, extensão do Rio do Braz à direita



Fonte: O autor

4.2.2 Inóculo

O lodo anaeróbio utilizado como inóculo dos biorreatores foi fornecido pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). O lodo foi proveniente de um biorreator anaeróbio de fluxo ascendente do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) que é operado na estação de tratamento de esgotos (ETE) de Canasvieiras, no município de Florianópolis. De acordo com a Agência Reguladora de Serviços Públicos de Santa Catarina (ARESC), no ano de 2017 a ETE de Canasvieiras atendia as seguintes regiões: Canasvieiras, Cachoeira do Bom Jesus, Ponta das Canas, Lagoinha, Canto do Lamim, Praia Brava e Ingleses, com uma capacidade de vazão média de $193 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$.

Após o tratamento preliminar, o esgoto afluyente é direcionado a três reatores UASB que funcionam em paralelo. O inóculo foi coletado no descarte do lodo de excesso de um dos reatores, que ocorre em uma caixa de passagem anterior à centrífuga. O inóculo foi mantido por um mês em refrigeração a $4 \text{ }^\circ\text{C}$, e seu processo de readaptação foi de uma semana a temperatura ambiente, com agitação manual três vezes por dia para homogeneização e consumo do substrato residual proveniente do reator UASB. Antes da etapa experimental foram analisados os SV para o cálculo de proporções I/S para o ensaio de biodegradação.

4.2.3 Resíduos Sólidos Orgânicos

Os RSOs foram fornecidos pelo RU da UFSC, campus Florianópolis. Conforme administração do restaurante, são servidas uma média diária de 10 mil refeições, na proporção de 70:30 entre almoço e jantar (Anexo I). A geração de resíduos sólidos orgânicos chega a 570 Kg/dia nos meses de maior demanda. No entanto, aproximadamente 39% são provenientes de cascas e ossos e o restante é considerado como comestível (Anexo II). Os RSOs foram coletados nas dependências do RU, aproximadamente às 14 horas, logo após a finalização das refeições. Esses foram triturados por um processador de alimentos e congelados em freezer à $-17 \text{ }^\circ\text{C}$ até a semana dos ensaios, momento que foram realizadas as análises de sólidos e em seguida os testes de bancadas.

4.3 CARACTERIZAÇÃO

Todas as análises de laboratório seguiram métodos estabelecidos e padronizados conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros de análise e metodologias

Parâmetro	Método
Sólidos Voláteis	Método 950.01 (AOAC,1999)
Sólidos Totais	Método 942.01 (AOAC,1999)
DQO	Standard Methods 21 ^a ed. 3500 B, 3-58.
Carboidratos	ENN (%) ^a
Proteínas	Método 945.01 (NTK, fator de conversão 6,25)
Fibras	FDN ^b (VAN SOEST, 1967)
Lipídios	Extrato etéreo por Soxhlet pelo método 920.69C
Cinzas	Método 942.05 (AOAC,1999)
Fósforo Total	Método 965.17 (AOAC,1999)

^a Extrativo Não Nitrogenado, representa a quantidade aproximada de carboidratos não estruturais dos resíduos; ENN%* = [100 – (Umidade + Proteína bruta + Extrato etéreo + Matéria mineral + Fibra em detergente neutro)]

^b Fibra em Detergente Neutro

4.4 COMPOSIÇÃO ELEMENTAR NA CO-DIGESTÃO

A composição elementar na co-digestão foi calculada com a média ponderada a porcentagem de carboidratos, lipídios e proteínas em relação a proporção aplicada de RSOs e MAs (Apêndice I). Somente então a composição elementar foi obtida a partir da molécula padronizada para cada um dos três macronutrientes estudados (Tabela 7) e as respectivas massas molares (Equações 9, 10, 11 e 12) :

$$C(\%) = mmC * \left(\frac{6*Carb(\%)}{mmCarb} + \frac{11*Prot(\%)}{mmProt} + \frac{18*Lip(\%)}{mmLip} \right) \quad (9)$$

$$H(\%) = mmH * \left(\frac{10*Carb(\%)}{mmCarb} + \frac{24*Prot(\%)}{mmProt} + \frac{33*Lip(\%)}{mmLip} \right) \quad (10)$$

$$N(\%) = mmN * \left(\frac{4*Prot(\%)}{mmProt} \right) \quad (11)$$

$$O(\%) = mmO * \left(\frac{5*Carb(\%)}{mmCarb} + \frac{5*Prot(\%)}{mmProt} + \frac{2*Lip(\%)}{mmLip} \right) \quad (12)$$

Sendo:

mmC = Massa molar do carbono;

mmH = Massa molar do hidrogênio;

mmN = Massa molar do nitrogênio;

mmO = Massa molar do oxigênio;

mmCarb = Massa molar do carboidrato;

mmProt = Massa molar da proteína;

mmLip = Massa molar do lipídio.

4.5 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO TEÓRICO (PBMT)

O cálculo de PBMT foi realizado de acordo com a fórmula de Boyle, desconsiderando o elemento enxofre, conforme Equação 13. Para carboidratos, lipídios e proteínas, as concentrações de C:H:O:N foram obtidas com base nos resultados da caracterização. A relação RSO/MA foi calculada para diferentes taxas, alternando em 5 % dentro dos limites de 0 a 100 %, conforme Anexo III.

$$mlCH_4/gSV = \frac{22,4 \left(\frac{v}{2} + \frac{w}{8} - \frac{x}{4} - \frac{3y}{8} \right)}{12,017 * v + 1,0079 * w + 15,999 * x + 14,0067} \quad (13)$$

Nesse estudo foram assumidas as seguintes condições para o cálculo de PBMT:

- Temperatura constante e perfeita homogeneização;
- Condições bacteriológicas ideais, digestão completa;
- Os resíduos de entrada são constituídos apenas por C, H, O e N;
- Os produtos da reação incluem apenas CH_4 , CO_2 e NH_3 ;
- Não há acúmulo de cinzas.

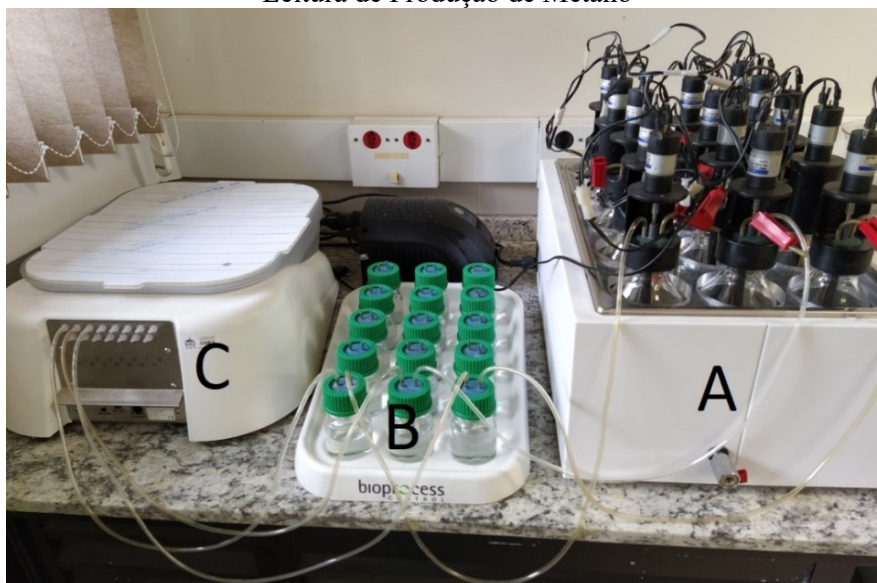
4.6 EXPERIMENTO

A parte experimental foi desenvolvida em escala de bancada utilizando um equipamento o Sistema de Teste de Produção de Metano Automático II (AMPTS – Automatic Methane Potential Test System), da Bioprocess Control (Figura 8).

4.6.1 Equipamento

O equipamento é composto por quinze reatores e quantifica a produção de metano biológica. Essa etapa foi realizada toda em triplicata o que só permitiu cinco amostras por batelada de teste. Conforme Figura 8, o AMPTS II é composto por três unidades principais: (A) um sistema de banho maria para o posicionamento dos quinze reatores em temperatura controlada a 35 °C; (B) uma unidade para posicionamento de reatores de remoção de CO_2 para cada reator do banho maria; (C) uma unidade de quantificação de produção de gás onde se encontra o hardware e o software do equipamento, que são responsáveis pelo armazenamento dos dados.

Figura 8 - Componentes do AMPTS II - A= Reatores; B=Unidade de Fixação de CO₂; C= Unidade de Leitura de Produção de Metano



Fonte: O autor

4.6.1.1 Reatores

Os ensaios são realizados em reatores fechados, fabricados em vidro com capacidade de 500 ml cada. Eles são projetados para não permitir o vazamento de gás. Assim, os reatores são vedados quando o teste inicia e são abertos somente no final o experimento. Na parte superior de cada reator há uma borracha de vedação na qual é fixada um motor de rotação. Esse motor é responsável por garantir homogeneização da amostra interna e pode ter seu tempo e velocidade de funcionamento programados pelo Software. A borracha de vedação do reator contem duas passagens (Figura 9), uma para que na partida do experimento seja inserido nitrogênio para expurgar todo o oxigênio do substrato, e na outra passagem é conduzido o biogás produzido até a unidade de fixação de CO₂.

4.6.1.2 Unidade de Fixação de Dióxido de Carbono

A remoção de CO₂ é realizada utilizando uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 3N. A reação do dióxido de carbono com a água resulta na formação de ácido carbônico (H₂CO₃), o que reduz a alcalinidade do meio conforme reage com a solução de NaOH. A redução da alcalinidade é identificada através do demonstrador colorimétrico Timolftaleína contida na solução. A fixação do CO₂ ocorre de acordo com a seguinte com a Equação 14.



A Timolftaleína apresenta-se com aspecto azulado para pH entre 9,3 a 10,5. Abaixo de

PH 9,3, a solução torna-se incolor e deve ser trocada, pois já apresentará menor efetividade para fixação do CO₂.

4.6.1.3 Unidade de Leitura de metano

Essa unidade é um sistema mecânico que registra a produção de metano a cada 10 ml de gás produzido, aproximadamente. Ele é composto por quinze pás articuladas que ficam imersas em água destilada, sendo uma pá para cada reator. Quando o volume de gás acumulado atinge os 10 ml nas pás, o empuxo torna-se maior que o peso da pá e essa se desloca para cima liberando o gás retido para dar início a uma nova contagem de mais 10 ml. Cada oscilação da pá gera um pulso elétrico que é computado pelo software do AMPTS II e calcula o fluxo de gás que passa pelo sistema, bem como a produção acumulada.

A produção acumulada de gás metano é dada em Nml no software do AMPTS II. Entretanto, sugere-se que os dados sejam trabalhados e convertidos para Nml/gSV, dessa maneira é possível a comparação dos valores com outros trabalhos da mesma linha de pesquisa. Apesar da sugerida padronização, alguns trabalhos apresentam produções de metano relativas a SV removido no lugar de SV adicionado.

4.6.2 Etapa experimental

O teste de produção de metano quantifica o potencial metanogênico de um determinado substrato, quantificando a fração do substrato que atinge a forma mais reduzida (CH₄). Seguindo padrão estabelecido (ANGELIDAKI *et al.*, 2009), o teste BMP foi realizado através do equipamento AMPTS II. Para o processo de incubação do teste, a massa total (Equação 14) de líquido adequado ao reator foi previamente determinado ($m_{total}=400g$), e a relação aplicada entre o Inóculo/Substrato (I/S) foi de 2/1 (com base no SV) (Equação 15). Obtidos os dados de sólidos voláteis do inóculo ($SV_{inóculo}$) e do substrato ($SV_{substrato}$) suas massas requeridas (Equações 19 e 20) são calculadas a partir da massa de SV total do reator (Equações 16 e 17).

$$m_{inóculo} + m_{substratos} = m_{total} = 400g \quad (14)$$

$$\frac{m_{inóculo} * SV_{inóculo}}{m_{substratos} * SV_{substratos}} = 2 \quad (15)$$

$$SV_{reator} = \frac{I + S}{\frac{I}{SV_{inóculo}} + \frac{S}{SV_{substratos}}} \quad (16)$$

$$g \cdot SV_{reator} = SV_{reator} * 400 \quad (17)$$

Sendo:

$m_{inóculo}$ = Massa de inóculo adicionada ao reator (g);

$m_{substratos}$ = Massa de substratos adicionada ao reator (g);

m_{total} = Massa total adicionada ao reator (g);

$SV_{inóculo}$ = Sólidos Voláteis do inóculo (g/g);

$SV_{substratos}$ = Sólidos Voláteis dos substratos (g/g);

I = Proporção de Inóculo em relação ao substrato (I/S);

S = Proporção de substrato (I/S);

SV_{reator} = Sólidos Voláteis da mistura do reator (inóculo+substrato+co-substrato) (g/g);

gSV_{reator} = Quantidade de Sólidos Voláteis no reator (g);

No entanto, a co-digestão foi composta por dois substratos, o RSO e a MA que apresentou melhor resultado teórico no PBMT. Além do mais, diferentes relações de MA/RSO foram investigadas experimentalmente (0, 10 e 50%). Assim, foram quatro condições submetidas ao teste de bancada, sendo a prova em branco composta somente pelo inóculo (Inóculo), o segundo foi o inóculo com o RSO como substrato (100RSO), o terceiro foi o inóculo com 10 % das MA e 90 % do RSO (10LP/90RSO), e a quarta condição foi o inóculo com 50 % MA e 50 % RSO (50LP/50RSO). Para essa etapa, a relação co-substrato/substrato foram calculadas a partir do cálculo de SV (Equação 18), para cada proporção de mistura proposta:

$$SV_{substratos} = \frac{100}{\frac{X}{SV_{MA}} + \frac{100 - X}{SV_{RSO}}} \quad (18)$$

Sendo:

$SV_{substratos}$ = Sólidos Voláteis da mistura de substrato e co-substrato (g/g);

SV_{MA} = Sólidos Voláteis da mistura das MA (g/g);

SV_{RSO} = Proporção de Sólidos Voláteis de RSO a ser adicionado no reator (g/g);

X = Proporção de Sólidos Voláteis Totais de MA a ser adicionado no reator;

100-X= Porcentagem de RSO na mistura;

Por fim, calcula-se a massa de cada inóculo (Equação 19) e substrato (Equação 20) aplicada aos reatores:

$$gSV_{Inóculo} = gSV_{reator} * \frac{I}{(I + S)} \rightarrow m_{Inóculo} = \frac{gSV_{inóculo}}{SV_{Inóculo}} \quad (19)$$

$$gSV_{Substrato} = gSV_{reator} * \frac{S}{(I + S)} \rightarrow m_{Substrato} = \frac{gSV_{Substrato}}{SV_{Substrato}} \quad (20)$$

Sendo:

$gSV_{inóculo}$ = Massa Sólidos Voláteis de inóculo na mistura (g);

$gSV_{substrato}$ = Massa Sólidos Voláteis do substrato na mistura (g);

Somente com as com as massas de inóculo e substrato determinadas que é possível calcular as massas de MA e RSO para as relações estabelecidas (0, 10 e 50%). As massas foram obtidas com base nas Equações 21 e 22:

$$gSV_{RSO} = gSV_{Substratos} * \frac{(100 - X)}{100} \rightarrow M_{RSO} = \frac{gSV_{RSO}}{SV_{RSO}} \quad (21)$$

$$gSV_{MA} = gSV_{Substratos} * \frac{X}{100} \rightarrow M_{MA} = \frac{gSV_{MA}}{SV_{MA}} \quad (22)$$

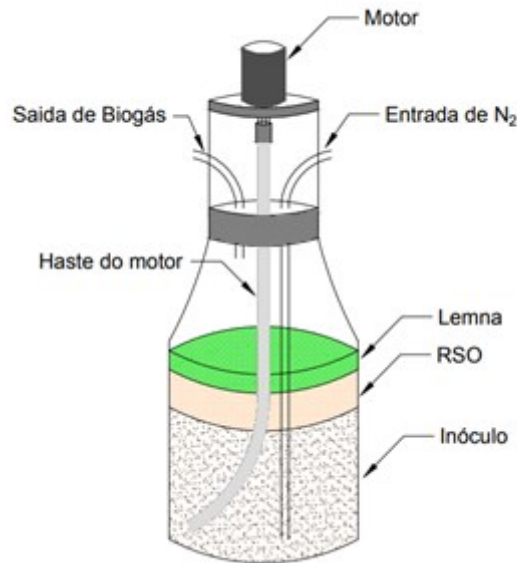
Sendo:

gSV_{MA} = Quantidade Sólidos Voláteis de MA adicionados no reator (g);

gSV_{RSO} = Quantidade Sólidos Voláteis do RSO adicionados no reator (g);

As proporções dos substratos (RSO e MA) e do inóculo foram pesadas separadamente e então adicionadas ao reator, esse procedimento foi realizado individualmente para cada reator das triplicatas (Figura 9).

Figura 9 - Reator com as proporções de Inóculo e Substrato (MA + RSO)



Fonte: O autor

De acordo com o manual do AMPTS II, o ensaio deve ser encerrado somente quando a produção diária de metano for inferior a 5 mlCH₄/dia. Após esse momento, foi realizada a análise de sólidos finais das triplicatas e coletados os dados de produção acumulada de metano. A plotagem dos perfis de produção de metano foi calculada em função das concentrações SV do substrato. Assim, a produção de gás metano foi subtraída proporcionalmente a produção inóculo, prova em branco (Equação 23).

$$BMP = \frac{VM_{reator} - VM_{branco} * \frac{gSV_{isr}}{gSV_{isb}}}{gSV_{substrato}} \quad (23)$$

Sendo:

BMP = Volume normalizado de metano produzido por grama de SV de substrato adicionado (NmlCH₄/gSV);

VM_{reator} = Volume de metano produzido no reator (NmlCH₄);

VM_{branco} = Volume de metano produzido pelo branco (NmlCH₄);

gSV_{isr} = Quantidade de SV de inóculo no reator (g);

gSV_{isb} = Quantidade de SV de inóculo no reator do “branco” (g);

$gSV_{substratos}$ = Sólidos Voláteis de substratos adicionados no reator (g).

4.7 PBMT E ERRO RELATIVO

A equação de Boyler utilizada para cálculo do PBMT condiciona que toda a matéria orgânica dos substratos seria degradada, o que não acontece na prática. Assim, os valores da produção teórica foram ajustados de acordo com a biodegradabilidade (BE_{sv}) de cada uma das proporções de MA e RSO estudadas. BE_{sv} foi calculado a partir da média das concentrações iniciais e finais de SV dos reatores (Equação 24).

$$BE_{sv} = \frac{SV_{inicial} - SV_{final}}{SV_{inicial}} \quad (24)$$

Sendo:

BE_{sv} = Biodegradabilidade da média das triplicatas;

$SV_{inicial}$ = Sólidos voláteis inicial da triplicata (g/g);

SV_{final} = Sólidos voláteis médio final da triplicata (g/g).

Então, os resultados de BE_{sv} foram aplicados aos correspondentes PBMT para a verificação do potencial teórico ajustado ao experimento ($BMP_{teórico}$) (Equação 25).

$$BMP_{teórico} = PBMT * BE_{sv} \quad (25)$$

Sendo:

$BMP_{teórico}$ = Potencial Bioquímico de Metano Teórico ajustado ($NmlCH_4/gSV$);

$PBMT$ = Potencial Bioquímico de Metano Teórico ($NmlCH_4/gSV$).

Por fim, verificou-se a efetividade do cálculo do $BMP_{teórico}$ a partir da diferença entre $BMP_{teórico}$ e BMP da etapa experimental (BMP_{exp}) (Equação 26).

$$Erro(\%) = \frac{BMP_{exp} - BMP_{teórico}}{BMP_{exp}} * 100 \quad (26)$$

Sendo:

$Erro(\%)$ = Diferença percentual entre o Potencial Bioquímico de Metano teórico ajustado e o experimental (%);

BMP_{exp} = Potencial Bioquímico de Metano obtido na etapa experimental ($NmlCH_4/gSV$).

4.8 MODELOS MATEMÁTICOS

O conhecimento de parâmetros cinéticos de biodegradação de substratos e de produção de metano são aplicáveis à elaboração de modelos preditivos de BMP. Dessa maneira, foram aplicados dois modelos matemáticos aos dados experimentais de BMP: modelo cinético de primeira ordem e modelo Gompertz modificado. Regressões não-lineares foram utilizadas para ambos modelos através do software IBM SPSS Statistics.

4.8.1 Modelo cinético de primeira ordem

O modelo é utilizado para calcular a produção de metano acumulada em um determinado tempo e a respectiva taxa de produção de metano. Nesse modelo, admiti-se que a reação de biodegradação respeita uma cinética de primeira ordem (Equação 27).

$$p(t) = p_{max} * (1 - \exp(-\mu * t)) \quad (27)$$

Sendo:

$p(t)$ = Produção de metano acumulada em determinado tempo ($NmlCH_4/gSV$);

p_{max} = Produção de metano acumulada final ($NmlCH_4/gSV$);

μ = taxa de produção de metano (constante de primeira ordem) (1/dia);

t = tempo (dias).

Segundo Raposo *et al.* (2011), para a validação do modelo é necessário a avaliação do erro entre a produção metano final e a obtida na etapa experimental. A diferença não deve ser superior a 10%, do contrário o modelo cinético de primeira ordem não poderá ser utilizado como modelo preditivo de produção de metano e a constante de primeira ordem (μ) não será válida.

4.8.2 Modelo Gompertz modificado

Segundo Lay, Li e Noike (1997), o modelo modificado de Gompertz tem sido utilizado amplamente utilizado para descrever a curva de produção acumulada de metano em sistemas de batelada (Equação 28).

$$p(t) = p_{max} * \exp \left\{ -\exp \left[\frac{R * e}{p_{max}} * (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (28)$$

Sendo:

$p(t)$ = Produção de metano acumulada em determinado tempo (Nml CH_4 /gSV);

p_{max} = Produção de metano acumulada final (Nml CH_4 /gSV);

R = Taxa máxima de produção de metano (Nml CH_4 /gSV/dia);

λ = Fase lag (dias);

e = Número de Euler (2,7182);

t = Tempo (dias).

No modelo de Gompertz modificado, p_{max} , R e λ , são calculados a partir do ajuste da equação aos dados obtidos na etapa experimental.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO

As análises centesimais realizadas no LABNUTRI/UFSC forneceram o percentual de macronutrientes dos RSOs e MAs, utilizados nos cálculos da relação C:H:O:N a partir das moléculas aproximadas de carboidratos, lipídios e proteínas (Tabela 7). Na Tabela 9, está apresentada a sintetização da caracterização do RSO e MAs estudados.

Tabela 9 - Caracterização

Porcentagem em relação a matéria seca (com exceção de RSO)				
Parâmetros	RSO	<i>Landoltia punctata</i>	<i>Salvinia molesta</i>	<i>Pistia stratiotes</i>
Sólidos totais (%)	22,91	100	100	100
Sólidos Voláteis (%)	20,8	90,6	89,1	72,69
SV/ST	0,91	0,9	0,89	0,73
DQO (mgO ₂ /g)	152,41	1027,67	843,53	607,28
Cinzas (%)	2,11	9,40	10,90	26,31
Fibras	8,55	29,85	23,13	29,93
Carboidratos (%)	49,07	30,65	51,6	44,78
Proteína bruta (%)	26,71	29,15	8,9	20,94
Lipídios (%)	13,52	9,57	4,98	3,76
Carbono (%)	44,27	34,16	30,78	32,26
Hidrogênio (%)	6,81	5,41	4,50	4,93
Nitrogênio (%)	5,12	5,59	1,71	4,02
Oxigênio (%)	33,08	24,21	28,49	28,28
Fósforo (%)	0,44	0,78	0,08	0,59
C/N	8,65	6,11	18,0	8,02

Fonte: O autor

De acordo com a Tabela 9, é notável que nenhum dos substratos ou co-substratos analisados alcançam a relação C/N de 25 a 30, que é preconizada por referências. Dessa maneira, nenhuma combinação entre os substratos obteria a relação desejada. As MAs da espécie *Landoltia punctata* apresentaram a menor relação C/N (6,11) entre os resíduos analisados, o que pode estar relacionado elevado teor de proteína bruta (29,15%), a maior porcentagem entre os co-substratos. Há de se observar que as *Landoltia punctata* foram as únicas MAs da pesquisa que foram coletadas uma lagoa de pós-tratamento de efluentes e, conseqüentemente, com maiores concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo), 5,59 e 0,78% respectivamente.

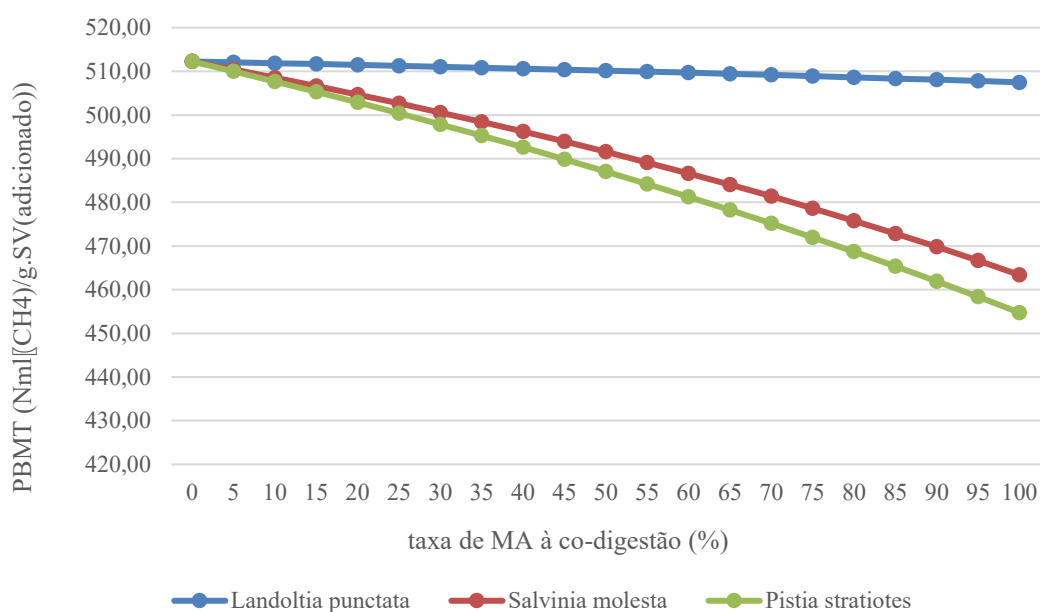
Com exceção da MA *Pistia stratiotes*, todos resíduos apresentados possuem SV próximo ou acima de 90%, característica que beneficia a co-digestão, pois é um indicativo de maior concentração de biomassa passível de biodegradação anaeróbia.

Em relação aos nutrientes, nitrogênio e fósforo, observa-se que as MAs *Landoltia punctata* e *Pistia stratiotes* apresentaram valores superiores aos RSO para ambos nutrientes, característica advinda das suas capacidades de assimilação de nutrientes conjunta com seus respectivos locais de coleta.

5.2 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO TEÓRICO (PBMT)

A partir das relações C:H:O:N de cada um dos substratos estudados calcula-se a porcentagem representativa para cada cenário da co-digestão com aplicação gradativa de MAs ao RSO, bem como os respectivos PBMTs (Gráfico 1).

Gráfico 1 – Produção teórica de metano a partir da taxa de MA (%) na co-digestão



Fonte: O autor

Evidencia-se que todas as MAs diminuem a produção de metano na co-digestão. A maior redução de metano deriva da adição de *Pistia Stratiotes*, seguida da *Salvinia molesta*. De acordo com suas características (Tabela 9), as duas MAs possuem as menores porcentagens de carbono e nitrogênio entre os substratos analisados, que são os elementos formadores do gás metano. A Tabela 10 apresenta a composição elementar para as proporções de MA/RSO propostas para a etapa experimental.

Tabela 10 - Relação C:H:N:O na co-digestão

	<i>Landoltia punctata</i>				<i>Salvinia molesta</i>				<i>Pistia stratiotes</i>			
	C(%)	H(%)	N(%)	O(%)	C(%)	H(%)	N(%)	O(%)	C(%)	H(%)	N(%)	O(%)
100% RSO	44,27	6,81	5,12	33,08	44,27	6,81	5,12	33,08	44,27	6,81	5,12	33,08
10%MA/ 90%RSO	43,26	6,67	5,17	32,20	42,92	6,58	4,78	32,62	43,07	6,62	5,01	32,60
50% MA/ 50%RSO	49,41	7,71	6,90	35,98	37,53	5,66	3,41	30,79	38,26	5,87	4,57	30,68

Fonte: O autor

A *Landoltia punctata* foi a que menos diminuiu a produção metano. Essa MA foi obtida de ambiente eutrofizado e possui concentrações de nutrientes, nitrogênio e fósforo, muito superiores aos demais substratos, sendo importante especialmente no início do processo de biodigestão (METCALF; EDDY, 2016).

Na Tabela 11, o PBMT das três MAs estudadas para os três cenários propostos de co-digestão da etapa experimental é apresentado.

Tabela 11 - PBMT MA/RSO

	PBMT (NmlCH ₄ /gSV)		
	<i>Landoltia punctata</i>	<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Salvinia molesta</i>
100% RSO	512,3	512,3	512,3
10%MA/90%RSO	511,8	507,7	508,6
50% MA/50%RSO	510,7	487,1	491,5

Fonte: O autor

De acordo Li *et al.* (2002), os lipídios são os macronutrientes que possuem o maior potencial de produção de biogás, 1,425 L/g com percentual de metano de 69,55 (Tabela 7), Assim, a maior produção de metano dos RSO pode estar relacionada com seu alto teor lipídios (13,52%), o maior entre os resíduos analisados.

Evidencia-se que o cálculo de PBMT fornece uma estimativa ideal de produção de metano, na qual todos os SV são convertidos em gases constituintes do biogás. No cálculo teórico, a MA *Landoltia punctata* apresentou o melhor desempenho entre as MAs estudadas (**Error! Reference source not found.**), sendo até 5% superior para a relação 50%MA 50%RSO. No entanto, faz-se interessante realizar o teste de bancada de BMP para obter dados acerca da redução de SV final e confirmar a produção de metano.

5.3 ENSAIO EM ESCALA DE BANCADA DE BMP (*LANDOLTIA PUNCTATA*/RSO)

Inicialmente foi realizada a amostragem dos SV do inóculo, RSO e da MA com melhor desempenho no cálculo de PBMT, a *Landoltia punctata* (LP). Os substratos demonstraram grandes variações na proporção de SV em relação ao inóculo (Tabela 12).

Tabela 12 - SV do Inóculo, substrato e co-substrato da etapa experimental.

Item	Decimal	Unidade	%
Inóculo	0,011	SV g/ml	1,1%
RSO	0,208	SV(g/g)	20,8%
LP	0,778	SV (g/g)	77,8%

Fonte: O autor

Foram determinadas as quantidades de cada resíduo para a realização das proporções propostas (RSO, 10 LP /90RSO, 50 LP /50RSO e Branco) de forma a obter massa final de 400g em cada reator (Tabela 13).

Tabela 13 - Massas adicionadas aos reatores.

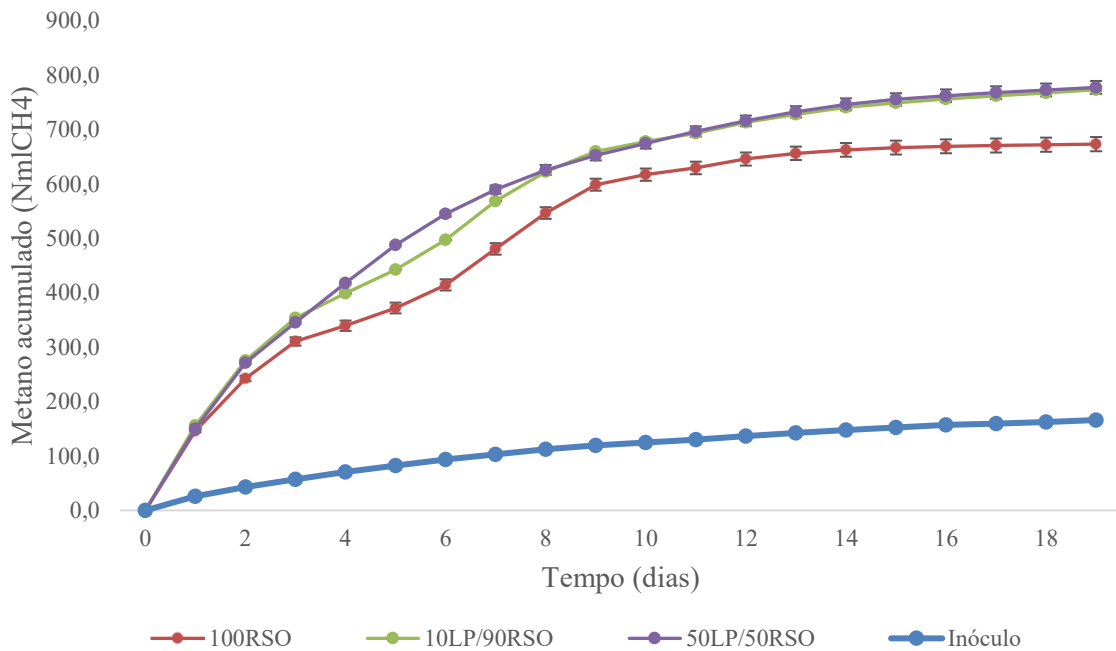
Triplicata	Subs, (%)	co-subs (%)	gSV reator (g)	gSV inóculo (g)	gSV subs/co-subs (g)	gSV subs, (g)	gSV co-subs, (g)	Massa inóculo (g)	Massa subs, (g)	Massa co-subs, (g)	Massa total (g)
Branco	0	0	4,32	4,32	Ñ	Ñ	Ñ	400	0	0	400
100RSO	100	0	6,32	4,21	2,11	2,11	0	389,97	10,03	0	400
10 LP/90RSO	90	10	6,33	4,22	2,11	1,9	0,21	390,69	9,04	0,27	400
50 LP/50RSO	50	50	6,38	4,25	2,13	1,06	1,06	393,58	5,06	1,36	400

Fonte: O autor

Evidencia-se que o SV do inóculo é muito baixo (1,08%), logo para se manter I/S igual a 2/1, as adições de substrato e co-substrato foram muito pequenas. A massa da mistura foi calculada para cada triplicata considerando a massa total (substratos + inóculo) de 400 gramas.

O ensaio BMP ocorreu no período de 19 dias, até a estabilização da produção acumulada de metano (Gráfico 2). Foi verificado que a adição de LP, nas taxas de 10 e 50% ao substrato de RSO incrementaram a produção de gás..

Gráfico 2 - Produção acumulada de metano BMP LP/RSO



Fonte: O autor

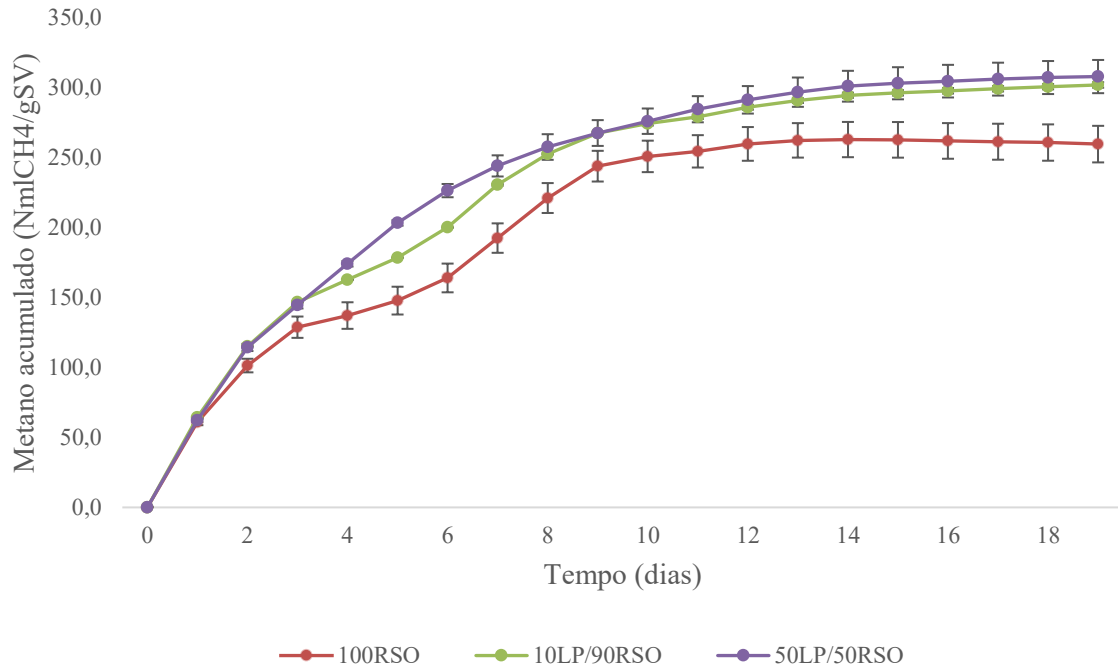
A adição de *Landoltia punctata*, mesmo em pequenas proporções, aumentou produção acumulada de metano no experimento de bancada. Esse aumento pode estar relacionado com a maior conversão da matéria orgânica carbonácea em biogás (metano e dióxido de carbono) (GAUR e SUTHAR, 2017).

O resultado demonstra que apesar da adição de LP elevar a produção de metano, esse enriquecimento não cresce com o aumento da proporção adicionado de LP.

Válido considerar que o inóculo contém substrato proveniente do efluente do reator UASB, do qual foi subtraído posteriormente. Assim avaliou-se o potencial de biodegradação do inóculo, que foi observado como sendo 170 Nml de gás metano acumulado para o período avaliado para 4,32 de SV do inóculo.

Dessa maneira, a produção correspondente às misturas de substratos são inferiores aos valores observados no Gráfico 2, e devem ser calculados de acordo com a Equação 23. O Gráfico 3 apresenta os valores de BMP correspondentes aos substratos analisados.

Gráfico 3 – Produção acumulada de metano por SV de substrato (BMP LP/RSO)



Fonte: O autor

A Tabela 14 mostra a produção de metano acumulado ao final do experimento para co-digestão de RSO e LP.

Proporção	gSV(g)	Produção acumulada (NmlCH ₄ /gSV)
RSO	2,11	262,90±11,04
10LP/90RSO	2,11	302,20±2,06
50LP/50RSO	2,13	308,30±11,41

Fonte: O autor

A produção de metano em relação aos substratos das amostras está condizente com valores encontrados na literatura. Tonon (2016) obteve valores de 190 NmlCH₄//gSV em experimentos de biodegradação de *Landoltia punctata* secas. Porém, Gaur e Suthar (2017) obtiveram produções de 311 ml/g,SV para a co-digestão de *Spirodela polyrhiza* (MA da mesma família das *Landoltia punctata*) e lodos provenientes do tratamento aeróbio de uma ETE.

O mais notável é que a adição de uma pequena fração de biomassa de *Landoltia punctata* altera de forma significativa a produção de metano. A substituição de apenas 10% de SV de RSO por *Landoltia punctata* incrementou a produção de metano em até 17%,

De acordo com Pena *et al.* (2017), que avaliou a adição de *Lemna minor* na co-digestão dejetos de suínos pré-tratados, a adição de 20% da MA ao processo elevou a produção de metano em 41% em seus experimentos.

Visando o ajuste do PBMT aos dados experimentais, fez-se necessário o cálculo da remoção de ST e SV. Na Tabela 15 apresenta-se a remoção de ST e SV para cada uma das triplicatas do ensaio e remoção de SV apenas do LP/RSO.

Tabela 15 - Encerramento, reduções de ST e SV

Estágio	Reator (Inóculo + LP + RSO)						LP + RSO		
	Inicial		Final		Redução		Inicial	Final	BE_{sv}
Parâmetro	ST (g/L)	SV (g/L)	ST (g/L)	SV (g/L)	ST (%)	SV (%)	SV (g/L)	SV (g/L)	SV (%)
RSO	21,99	15,80	17,44	12,13	20,72	23,20	5,28	2,81	46,67
10LP/90RSO	22,07	15,83	16,84	11,50	23,67	27,30	5,28	2,16	59,05
50LP/50RSO	22,35	15,93	17,14	11,60	23,31	27,18	5,30	2,19	58,74

Fonte: O autor

Foi satisfatória a remoção de SV observada para a DA anaeróbia do RSO, aproximadamente 46%. No entanto, nos processos de co-digestão é que foram verificadas taxas de remoção de SV mais expressivas, de 59,05% e 58,74% para 10LP/90RSO e 50LP/50RSO, respectivamente.

As remoções de SV do ensaio de bancada corroboram com outros trabalhos na linha de pesquisa da co-digestão. Gaur e Suthar (2017) obtiveram reduções de SV entre 43 e 70,9% para ensaios de co-digestão de *Lemna gibba* (MA da mesma família das *Landoltia punctata*) com resíduos de lodos ativados, sendo que a maior taxa de redução foi verificada para aplicações de *Lemna gibba* de 50% ao reator (a maior relação do estudo).

5.4 APLICAÇÃO DE MODELOS

Os dois modelos matemáticos foram aplicados aos mesmos pontos dos resultados experimentais do teste de BMP (3, 7, 11, 15 e 19 dias). Foram estimadas as produções finais de metano em cada tempo para os dois modelos; verificados os ajustes dos modelos às curvas experimentais através do coeficiente de determinação; e estimados os parâmetros K, Rmax e λ (Tabela 16).

Tabela 16 - Modelos matemáticos aplicados aos dados de BMP

Modelo cinético de primeira ordem					Modelo de Gompertz modificado				
Tempo (dias)	Y (mlCH4/gSV)	erro (%)	r ²	k(1/d)	Y (mlCH4/gSV)	erro (%)	r ²	R _{max} (mlCH4/gSV/d)	λ(d)
BMP 262,9					BMP 262,9				
RSO	(mlCH4/gSV)				(mlCH4/gSV)				
3	184,29	29,90	1.000	0,40	133,26	49,31	0.992	66,40	0,14
7	196,05	25,43	0.980	0,34	172,68	34,32	0.953	47,75	0,00
11	315,31	-19,94	0.970	0,15	267,37	-1,70	0.946	33,63	0,00
15	295,69	-12,47	0.978	0,17	269,57	-2,54	0.961	33,48	0,00
19	279,05	-6,14	0.977	0,19	265,76	-1,09	0.967	33,91	0,00
BMP 302,2					BMP 302,2				
10LP/ 90RSO	(mlCH4/gSV)				(mlCH4/gSV)				
3	236,58	21,71	0.999	0,33	154,97	48,72	0.995	73,89	0,18
7	254,57	15,76	0.988	0,27	215,89	28,56	0.965	51,64	0,00
11	320,87	-6,18	0.988	0,19	280,28	7,25	0.965	42,30	0,00
15	317,71	-5,13	0.992	0,19	293,13	3,00	0.973	40,74	0,00
19	312,88	-3,53	0.993	0,20	296,48	1,89	0.972	41,92	0,00
BMP 308,3					BMP 308,3				
50LP/ 50RSO	(mlCH4/gSV)				(mlCH4/gSV)				
3	237,90	22,83	0.999	0,32	152,92	50,40	0.996	73,72	0,20
7	312,84	-1,47	0.998	0,21	250,42	18,77	0.984	50,51	0,00
11	315,66	-2,39	0.999	0,21	280,15	9,13	0.986	46,90	0,00
15	317,61	-3,02	0.999	0,21	294,80	4,38	0.986	44,80	0,00
19	315,18	-2,23	0.999	0,21	300,90	2,40	0.986	43,83	0,00

Fonte: O autor

A partir da análise do coeficiente de determinação (r^2), que indica o quanto o modelo explica os dados (variando de 0 a 1), verifica-se que o modelo cinético de primeira ordem representa melhor os dados experimentais para todas as relações LP/RSO estudadas e tempos (t) analisados. Nota-se também que r^2 se aproxima a um para os dois modelos à medida que é elevada a proporção de LP, como na curva 50LP/50RSO, que, diferentemente das demais, possui ponto de inflexão bem definido (Gráfico 3) e melhor ajuste aos dois modelos.

Com exceção da curva de 100RSO do modelo cinético de primeira ordem, o cálculo preditivo de produção de metano é considerado satisfatório a partir de 11 dias (erro < 10%). Entretanto, para a curva de 50LP/50RSO, com 7 dias de ensaio, o modelo cinético permite prever a produção de metano com erro relativamente baixo (-1,47%).

A co-digestão favoreceu também a taxa de produção de metano (K), que além de ser elevada conforme se aumenta a taxa de LP, também tendeu a constância frente aos períodos analisados. Os resultados corroboram com El-mashad e Zhang (2010), que em estudos sobre co-digestão entre resíduo orgânico e dejetos de bovinos, evidenciaram que, apesar da

monodigestão de resíduos orgânicos favorecer a taxa de produção de metano (K) em um primeiro momento, K foi mais expressiva para os processos de co-digestão a partir do segundo dia de ensaio. Assim como K, a taxa máxima de produção de metano (R_{max}) obteve representativa elevação nos processos de co-digestão, aumentando até 39% no comparativo entre 100RSO e 50LP/50RSO.

O tempo lag (λ) tendeu a zero em praticamente em todos os momentos e cenários analisados. De acordo com Kim e Kim (2017), os resíduos orgânicos que possuem alto teor de carboidratos são facilmente biodegradados e tendem a diminuir o tempo lag, podendo até mesmo anulá-los. Esse resultado pode explicar a situação verificada nos ensaios, nos quais os RSOs sempre estiveram em porcentagem mínima de 50% e possuem 49% de carboidratos (Tabela 9).

5.5 PBMT E ERRO RELATIVO

A Tabela 17 mostra a comparação entre os resultados experimentais de BMP e o PBMT utilizando o fator de biodegradação de SV (BE_{sv}) obtido na etapa experimental (Tabela 15). Diferenças de no máximo 10% foram observadas entre os dados teóricos e o experimento de bancada.

Tabela 17 - Diferença entre PBMT e BMP

Triplicata	BE_{sv} (%)	PBMT	PBMT* BE_{sv}	BMP	Diferença
		Nml CH_4 /gSV	Nml CH_4 /gSV	Nml CH_4 /gSV	BMP/PBMT * BE_{sv} (%)
RSO	46,67	512,3	239,07	262,90	9,96
10LP/90RSO	59,05	511,8	302,21	302,20	0,01
50LP/50RSO	58,74	510,7	299,49	308,30	2,78

Fonte: O autor

Contudo, com o intuito de quantificar o potencial presente nos RSOs do RU da UFSC, pode-se realizar uma estimativa de produção de metano a partir dos dados de geração diária de RSO e seu respectivo ensaio de BMP.

5.6 POTENCIAL DO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO

Durante o período de aulas, compreendido entre março e dezembro, do primeiro semestre de 2019, o RU do campus Trindade da UFSC, apresentou uma produção média diária de 540 kg/dia de resíduos (Anexo II). Desconsiderando o resíduo gerado de 113 kg/dia referente a cascas de frutas e ossos, que já é segregada in loco, restam aproximadamente 410 kg/dia que

poderiam ser encaminhados a DA. A partir da relação de SV de 20,8% (Tabela 11) e BMP de 262 Nml/g,SV ou 0,26 Nm³ /kg,SV (Tabela 17), extrapola-se a produção diária aproximada de 22m³ de metano, ou até 17% superior se o processo de biodigestão for realizado com *Landoltia punctata*, alcançando até 26m³/dia.

6 CONCLUSÕES

- A adição de pequena fração *Landoltia punctata* na digestão anaeróbia dos RSOs altera de forma positiva a produção de metano. É possível que qualquer adição acima de 10% de SV de LP mantenha a produção de metano constante.;

- A adição dos co-substratos estudados não promove a elevação satisfatória da relação C/N, sendo que a utilização da LP a reduz;

- Apesar do cálculo de PBMT ser robusto, a conversão da matéria orgânica em metano é obtida apenas em termos percentuais de metano, considerando que a reação ocorreu com 100% de conversão dos SV em metano. Dessa maneira, o PBMT não deve substituir o ensaio de BMP, mas apenas fornecer uma estimativa inicial de produção de metano;

- A *Landoltia punctata* não apenas eleva a produção final metano na co-digestão, mas também aumenta a cinética da reação de biodegradação e taxa máxima de produção de metano;

- Os RSOs do RU da UFSC possuem satisfatório potencial para produção de metano a ser explorado.

7 RECOMENDAÇÕES

- Analisar a potencialidade do uso do digestato da codigestão de RSOs com MAs;
- Realizar experimentos com menores proporções de Co-substratos, entre 0 e 10%;
- Estudar a utilização de MAs do lago do Hospital Universitário da UFSC nos ensaios de CA;
- Pesquisar a influência da adição de micronutrientes na co-digestão;
- Realizar ensaios comparando DA de RSOs com adição de micronutrientes como enxofre, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B12.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHINAS, Spyridon; EUVERINK, Gerrit Jan Willem. Theoretical analysis of biogas potential prediction from agricultural waste. **Resource-efficient Technologies**, [s.l.], v. 2, n. 3, p. 143-147, set. 2016. National Research Tomsk Polytechnic University. <http://dx.doi.org/10.1016/j.reffit.2016.08.001>.

AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS PÚBLICOS DE SANTA CATARINA – ARES (2017) **Plano de Emergência e Contingência ETE Canasvieiras**. Santa Catarina: Relatório 2017. Florianópolis: ARES. 22p.

AMORIM, Natalia Barbosa *et al.* **Co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos utilizando a casca do coco como co-substrato visando a produção de biogás**. Abes - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental: AESABESP - Associação dos Engenheiros da Sabesp, Florianópolis, p.1-5, 2017.

ANGELIDAKI, I. *et al.* Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 59, n. 5, p.927-934, mar. 2009. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.040>.

AOAC - ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS INTERNATIONAL. **Official Methods of Analysis**, 16^a ed. Washington DC: AOAC, 1999, 1141p.

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

AQUINO *et al.*, Metodologias para determinação de Atividades Metanogênicas Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA (ABRELPE). (2018) **Panorama da gestão de resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo: ABRELPE.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro-RJ, 2004.

BOUALLAGUI, H., TOUHAMI, Y., BEN CHEIKH, R., HAMDI, M., 2005, **Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes**, Process Biochem, 40, 989– 995.

BOUALLAGUI, H., LAHDHEB, H., ROMDAN, E., RACHDI, B., HAMDI, M., 2009. **Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition**. J. Environ. Manag. 90, 1844–1849.

BRASIL, (2010d). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] Republica Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 02 ago. 2010.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. (Org.). **Atlas esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. 2017. Disponível em: <<http://atlasesgotos.ana.gov.br/>>. Acesso em: 23 jan. 2020.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, completa e altera a Resolução nº 357, de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília. DF. 2011.

BUSWELL, A.M., MUELLER, H, F., 1952, **Mechanism of Methane Fermentation**, Ind, Eng, Chem., 44,3,550-552.

CARVALHO, F.t.; VELINI, E.d.; MARTINS, D.. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Bariri, no Rio Tietê. **Planta Daninha**, [s.l.], v. 23, n. 2, p. 371-374, jun. 2005. FapUNIFESP (SciELO). [http://dx.doi.org/10.1590-s0100-83582005000200027](http://dx.doi.org/10.1590/s0100-83582005000200027).

CASTANÓN, N, J, B, **Biogás, originado a partir dos rejeitos rurais**, São Paulo: Universidade de São Paulo, 2002, 66 p.

CHEN, Qian; JIN, Yanling; ZHANG, Guohua; FANG, Yang; XIAO, Yao; ZHAO, Hai. Improving Production of Bioethanol from Duckweed (*Landoltia punctata*) by Pectinase Pretreatment. **Energies**, [s.l.], v. 5, n. 8, p. 3019-3032, 10 ago. 2012. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/en5083019>.

CHEN, Ye; CHENG, Jay J.; CREAMER, Kurt S.. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. : A review. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 99, n. 10, p. 4044-4064, jul. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>.

CHERNICHARO, C.A. de L. **Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2001.

CMB -COMISSÃO MUNDIAL DE BARRAGENS. **Barragens e desenvolvimento: um novo modelo para tomada de decisões: O relatório da Comissão Mundial de Barragens: sumário**, 2000. Disponível em: <http://www.dams.org/report/wcd_sumario.htm>, Acesso em 15 de Setembro de 2018.

EL-MASHAD, Hamed M.; ZHANG, Ruihong. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 101, n. 11, p. 4021-4028, jun. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.027>.

ENVIRONMENTAL SERVICES ASSOCIATION (ESA), (2014) **Organics Recycling in a Circular Economy: A Biowaste Strategy from ESA**, Londres: ESA. 20 p.; <Disponível em: http://www.esauk.org/application/files/8715/3589/6445/20140916_ESA_Circular_Organics_Biotreatment_Strategy.pdf> Acesso em: 11 dez, 2019.

ESPOSITO, G. *et al.* Anaerobic co-digestion of organic wastes. **Reviews In Environmental Science And Bio/technology**, [s.l.], v. 11, n. 4, p.325-341, 5 abr. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8>.

FERNANDEZ A, SANCHEZ A, FONT X (2005). **Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin.** *J Biochem Eng* 26:22–28.

FORSTER-CARNEIRO T, PEREZ M, ROMERO LI, SAHES D (2007). **Dry thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: focussing on the inoculums sources.** *Biores Technol* 98:3195–3203.

GAUR, Rubia Zahid; SUTHAR, Surindra. Nutrient scaling of duckweed (*Spirodela polyrhiza*) biomass in urban wastewater and its utility in anaerobic co-digestion. **Process Safety And Environmental Protection**, [s.l.], v. 107, p. 138-146, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2017.02.005>.

GE, Xumeng; ZHANG, Ningning; PHILLIPS, Gregory C.; XU, Jianfeng. Growing Lemna minor in agricultural wastewater and converting the duckweed biomass to ethanol. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 124, p. 485-488, nov. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.050>.

GETTYS A. F., HALLER W. T., PETTY D. G. **Biology and Control of Aquatic Plants. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation.** 3º Edição. 2014.

GOUVEIA, Nelson. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s.l.], v. 17, n. 6, p.1503-1510, jun. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-81232012000600014>.

HEGEL, Carla Grasielle Zanin; MELO, Evanisa Fátima Reginato Quevedo. Macrófitas Aquáticas como Bioindicadoras da Qualidade da Água dos Arroios da RPPN Maragato. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, [s.l.], v. 9, n. 3, p. 673-688, 20 set. 2016. Centro Universitario de Maringa. <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2016v9n3p673-693>.

HENRY-SILVA, G.g.; CAMARGO, A.f.m.. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aqüicultura. **Planta Daninha**, [s.l.], v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-83582006000100003>.

IEA, 2015a. Energy and Climate Change. World Energy Outlook Special Report. OECD/IEA Paris.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Diagnóstico de Resíduos Sólidos Urbanos, 2012. Acesso em: 15 mai. 2019.

JACOB, Samuel; BANERJEE, Rintu. Modeling and optimization of anaerobic codigestion of potato waste and aquatic weed by response surface methodology and artificial neural network coupled genetic algorithm. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 214, p.386-395, ago. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.068>.

Kawaroe M. Effendi H. Palupi ZI. Hendra NS. Lestari DF. 2019. **Utilization of aquatic weed (Salvinia molesta) as a raw material for biogas production**, Jurnal Pengolahan Hasil Perikanan Indonesia. 22(2): 209-217.

KESAANO, M. Sustainable management of duckweed biomass grown for nutrient control in municipal wastewaters. Dissertation (Master of Science in Civil and Environmental Engineering) Utah State University, 2011.

KIM, Min Jee; KIM, Sang Hun. Minimization of diauxic growth lag-pHase for high-efficiency biogas production. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 187, p. 456-463, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.002>.

KLEIN, Claudia; AGNE, Sandra Aparecida Antonini. FÓSFORO: de nutriente à poluente!. : DE NUTRIENTE À POLUENTE!. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, [s.l.], v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 11 jan. 2013. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/223611706430>

LAY, Jiunn-jyi; LI, Yu-you; NOIKE, Tatsuya. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. **Water Research**, [s.l.], v. 31, n. 6, p. 1518-1524, jun. 1997. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(96\)00413-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(96)00413-7).

LI, Y.y. *et al.* High-rate methane fermentation of lipid-rich food wastes by a high-solids co-digestion process. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 45, n. 12, p.143-150, jun. 2002. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2002.0420>.

M KAUR, M KUMAR, S SACHDEVA, SK PURI. **Aquatic weeds as the next generation feedstock for sustainable bioenergy production**. Bioresource technology, 2018 – Elsevier.

MAGNUS, B. S. **Avaliação do potencial de produção de biometano a partir de lemnas: efeito do pré-tratamento**. 68 f. TCC (Graduação) – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

MASSUKADO, L.M. Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares.2008.182p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

MATHEW, Anil Kuruvilla *et al.* Biogas production from locally available aquatic weeds of Santiniketan through anaerobic digestion. **Clean Technologies And Environmental Policy**, [s.l.], v. 17, n. 6, p.1681-1688, 19 nov. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-014-0877-6>.

MENDES, Adriano Aguiar *et al.* Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. **Química Nova**, [s.l.], v. 28, n. 2, p.296-305, mar. 2005. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422005000200022>.

METCALF & EDDY, **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa.-5. ed.-Porto Alegre: AMGH, 2016. xxvii, 1980 p. il.; 27,7 cm.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª edição.

Porto Alegre: AMGH, 2016.

MITCHELL, D, S. **Aquatic Vegetation and its use and control**. Unesco, Paris, 1974,135p.

MOHEDANO, R. A. 2010. **Uso de macrófitas Lemnáceas (*Landoltia punctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono**. Tese de Doutorado. Universidade de Santa Catarina.

MULLER, C. D. *et al.* 2009. **Investigating the process constraints of the addition of co-digestion substrates to temperature pHased anaerobic digestion**. In: WEFTEC Proceedings, Orlando, FL, 4810–4825.

NASIR, M. I.; MOHD GHAZI, T. I.; OMAR, R. (2012). **Production of biogas from solid organic wastes through anaerobic digestion: a review**. Applied Microbiology and Biotechnology, 95, 321–329.

NGES, Ivo Achu *et al.* Benefits of supplementing an industrial waste anaerobic digester with energy crops for increased biogas production. **Waste Management**, [s.l.], v. 32, n. 1, p.53-59, jan. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.009>.

ORRICO, Ana C. A.; LOPES, Walter R. T.; MANARELLI, Débora M.; ORRICO JUNIOR, Marco A. P; SUNADA, Natália da S. Codigestão anaeróbia dos dejetos de bovinos leiteiros e óleo de descarte. **Engenharia Agrícola**, [s.l.], v. 36, n. 3, p. 537-545, jun. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v36n3p537-545/2016>.

ORRICO, Ana C. A.; SUNADA, Natália da S; LUCAS JUNIOR, Jorge de; ORRICO JUNIOR, Marco A. P; SCHWINGEL, Alice W.. Codigestão anaeróbia de dejetos de suínos e níveis de inclusão de óleo de descarte. **Engenharia Agrícola**, [s.l.], v. 35, n. 4, p. 657-664, ago. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v35n4p657-664/2015>.

PARKIN, Gene F.; OWEN, William F.. Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. **Journal Of Environmental Engineering**, [s.l.], v. 112, n. 5, p.867-920, out. 1986. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-)

9372(1986)112:5(867).

PENA, Luis; OLIVEIRA, Margarida; FRAGOSO, Rita; DUARTE, Elizabeth. Potential of Duckweed for Swine Wastewater Nutrient removal and Biomass Valorisation through Anaerobic Co-digestion. **Journal Of Sustainable Development Of Energy, Water And Environment Systems**, [s.l.], v. 5, n. 2, p. 127-138, jun. 2017. SDEWES Centre. <http://dx.doi.org/10.13044/j.sdewes.d5.0137>.

PEREIRA, Cezar Augusto Bergoli. **Resíduos sólidos: O bio gás como fonte energética**. [s.i]: Salão do Conhecimento, 2016. 6 p. XXIV Seminário de Iniciação Científica. Disponível em: <file:///C:/Users/User/Downloads/7249-Texto%20do%20artigo-31296-1-10-20160923.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2019.

PITELLI, R.l.c.m.; PITELLI-MERENDA, A.m.c.m.; PITELLI, R.a.; SIQUEIRA, R.c.; BARBOSA, H.o.; JESUS, L.. Composição específica e distribuição da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de aimorés. **Planta Daninha**, [s.l.], v. 32, n. 3, p. 475-482, set. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-83582014000300002>.

POMPÊO, Marcelo. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências da Usp, 2017. 138 p.

RABELO, Enock Alves. **Palhas de milho e de feijão como co-substratos na digestão anaeróbia de esterco bovino leiteiro**. 2018. 57 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

RAPOSO, F.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; LARUBIA, M.a. de; BORJA, R.; BÉLINE, F.; CAVINATO, C.; DEMIRER, G.; FERNÁNDEZ, B.; FERNÁNDEZ-POLANCO, M.; FRIGON, J.c.. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. : evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, [s.l.], v. 86, n. 8, p. 1088-1098, 12 abr. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.2622>.

S SIQUEIRA, A.A. SEMENSATO, L.R. **Resíduos Sólidos: Problemas e Desafios.** DUCKWEED RESEARCH PROJECT (DWRP). Socio-economic validation of duckweed-based fish production as practiced by PRISM joint stock companies. Vol. No. 3. Dhaka, Bangladesh. Pp. 80, 1996.

SARA MEIRELES. PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA UFSC. Florianópolis: PU/PROAD, 2016. Color. Disponível em: https://gestaoderesiduos.ufsc.br/files/2015/11/PGRS_UFSC_final.pdf: Disponível em: Acesso em: 28 mai. 20120.

SIEGERT, Irene; BANKS, Charles. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, [s.l.], v. 40,n.11, p.3412-3418, nov.2005. Elsevier BV.

THOMAZ, Sidinei Magela; BINI, Luis Maurício; SOUZA, Maria Conceição de; KITA, Kazue Kawakita; CAMARGO, Antonio Fernando Monteiro. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. : survey of species and ecological considerations. **Brazilian Archives Of Biology And Technology**, [s.l.], v. 42, n. 1, p. 1-8, 1999. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1516-89131999000100003>.

THOMAZ, Sidinei Magela; CUNHA, Eduardo Ribeiro da. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. : methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 22, n. 02, p. 218-236, 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.4322/actalb.02202011>.

TONON, G. 2016. **Avaliação de lagoas de lemnas para o polimento de esgoto doméstico: emissões de GEE e valorização da biomassa na produção de biogás.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina.

TRISCARI, P.; HENDERSON, S.; REINHOLD, D. **Anaerobic digestion of dairy manure combined with duckweed (Lemnaceae).** ASABE Annual International Meeting, Reno,

Nevada, USA, Paper Number: 095765, 2009.

VAN SOEST, P, J, **Development of a comprehensive system of feed analysis and its application to forage**, Journal of Animal Science, v, 26, n, 1, p, 119-120, 1967,

ZHANG, Panyue *et al.* Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process. **Fuel Processing Technology**, [s.l.], v. 89, n. 4, p.485-489, abr. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuproc.2007.11.013>

1 9 APÊNDICE

2 9.1 APÊNDICE I

<i>Landoltia punctata</i>						<i>Pistia Stratiotes</i>						<i>Salvinia molesta</i>					
RSO (%)	MA (%)	Carboidratos (%)	Proteínas (%)	Lipídios (%)	PBMT	RSO (%)	MA (%)	Carboidratos (%)	Proteínas (%)	Lipídios (%)	PBMT	RSO (%)	MA (%)	Carboidratos (%)	Proteínas (%)	Lipídios (%)	PBMT
100,0	0,0	49,06	26,71	13,52	512,25	100,0	0,0	49,06	26,71	13,52	512,25	100,0	0,0	49,06	26,71	13,52	512,25
95,0	5,0	48,14	26,83	13,32	512,07	95,0	5,0	48,85	26,42	13,03	509,99	95,0	5,0	49,19	25,82	13,09	510,44
90,0	10,0	47,22	26,95	13,13	511,87	90,0	10,0	48,63	26,13	12,54	507,68	90,0	10,0	49,31	24,93	12,67	508,57
85,0	15,0	46,30	27,08	12,93	511,68	85,0	15,0	48,42	25,84	12,06	505,31	85,0	15,0	49,44	24,04	12,24	506,65
80,0	20,0	45,38	27,20	12,73	511,48	80,0	20,0	48,20	25,56	11,57	502,89	80,0	20,0	49,57	23,15	11,81	504,68
75,0	25,0	44,46	27,32	12,53	511,27	75,0	25,0	47,99	25,27	11,08	500,41	75,0	25,0	49,70	22,26	11,39	502,65
70,0	30,0	43,54	27,44	12,34	511,06	70,0	30,0	47,78	24,98	10,59	497,87	70,0	30,0	49,82	21,37	10,96	500,57
65,0	35,0	42,62	27,56	12,14	510,84	65,0	35,0	47,56	24,69	10,10	495,27	65,0	35,0	49,95	20,48	10,53	498,42
60,0	40,0	41,70	27,69	11,94	510,62	60,0	40,0	47,35	24,40	9,62	492,61	60,0	40,0	50,08	19,59	10,10	496,21
55,0	45,0	40,78	27,81	11,74	510,40	55,0	45,0	47,13	24,11	9,13	489,88	55,0	45,0	50,20	18,70	9,68	493,93
50,0	50,0	39,86	27,93	11,55	510,16	50,0	50,0	46,92	23,83	8,64	487,09	50,0	50,0	50,33	17,81	9,25	491,58
45,0	55,0	38,93	28,05	11,35	509,92	45,0	55,0	46,71	23,54	8,15	484,22	45,0	55,0	50,46	16,91	8,82	489,15
40,0	60,0	38,01	28,17	11,15	509,68	40,0	60,0	46,49	23,25	7,66	481,28	40,0	60,0	50,58	16,02	8,40	486,65
35,0	65,0	37,09	28,30	10,95	509,43	35,0	65,0	46,28	22,96	7,18	478,27	35,0	65,0	50,71	15,13	7,97	484,07
30,0	70,0	36,17	28,42	10,76	509,17	30,0	70,0	46,06	22,67	6,69	475,17	30,0	70,0	50,84	14,24	7,54	481,41
25,0	75,0	35,25	28,54	10,56	508,91	25,0	75,0	45,85	22,38	6,20	472,00	25,0	75,0	50,97	13,35	7,12	478,65
20,0	80,0	34,33	28,66	10,36	508,64	20,0	80,0	45,64	22,09	5,71	468,73	20,0	80,0	51,09	12,46	6,69	475,81
15,0	85,0	33,41	28,78	10,16	508,36	15,0	85,0	45,42	21,81	5,22	465,38	15,0	85,0	51,22	11,57	6,26	472,86
10,0	90,0	32,49	28,91	9,97	508,07	10,0	90,0	45,21	21,52	4,74	461,94	10,0	90,0	51,35	10,68	5,83	469,81
5,0	95,0	31,57	29,03	9,77	507,78	5,0	95,0	44,99	21,23	4,25	458,39	5,0	95,0	51,47	9,79	5,41	466,65
0,0	100,0	30,65	29,15	9,57	507,47	0,0	100,0	44,78	20,94	3,76	454,75	0,0	100,0	51,60	8,90	4,98	463,38

3

4 **10 ANEXOS**

5 **10.1 ANEXO I**

Data		Número de refeições servidas		
		Almoço	Jantar	Total
11/fev	seg	2116	880	2996
12/fev	ter	2387	735	3122
13/fev	qua	2792	927	3719
14/fev	qui			
15/fev	sex	2118	625	2743
18/fev	seg			
19/fev	ter	3266	1097	4363
20/fev	qua	2845	907	3752
21/fev	qui	3588	1342	4930
22/fev	sex	2887	883	3770
25/fev	seg	2709	1182	3891
26/fev	ter	3467	1240	4707
27/fev	qua	3039	962	4001
28/fev	qui	3339	1083	4422
01/mar	sex	2819	861	3680
04/mar	seg			
05/mar	ter			
06/mar	qua	1397	898	2295
07/mar	qui	3297	1201	4498
08/mar	sex	3263	1037	4300
11/mar	seg	5727	2322	8049
12/mar	ter	5383	2154	7537
13/mar	qua	5890	2158	8048
14/mar	qui	5569	2208	7777
15/mar	sex	5709	1912	7621
18/mar	seg	7571	3085	10656
19/mar	ter	8285	2919	11204
20/mar	qua	7715	2508	10223
21/mar	qui	7809	3174	10983
22/mar	sex	7126	1366	8492
25/mar	seg	7306	3499	10805
26/mar	ter	7594	3450	11044
27/mar	qua	7847	3364	11211
28/mar	qui	7324	3357	10681

29/mar	sex	7425	3133	10558
01/abr	seg	7398	3012	10410
02/abr	ter	7605	3159	10764
03/abr	qua	6914	2985	9899
04/abr	qui	7268	3097	10365
05/abr	sex	6112	2330	8442
08/abr	seg	7042	3374	10416
09/abr	ter	7357	3562	10919
10/abr	qua	7406	3239	10645
11/abr	qui	7271	3110	10381
12/abr	sex	7042	2614	9656
15/abr	seg	7127	3136	10263
16/abr	ter	7412	3092	10504
17/abr	qua	7541	3194	10735
18/abr	qui	5666	2630	8296
22/abr	seg	6414	3017	9431
23/abr	ter	7214	3193	10407
24/abr	qua	7194	3203	10397
25/abr	qui	6844	3118	9962
26/abr	sex	6637	2303	8940
29/abr	seg	7060	3240	10300
30/abr	ter	7180	2822	10002
02/mai	qui	6858	3239	10097
03/mai	sex	6871	2718	9589
06/mai	seg	6662	2972	9634
07/mai	ter	7797	3307	11104
08/mai	qua	7296	3036	10332
09/mai	qui	7205	2933	10138
10/mai	sex	6460	2290	8750
13/mai	seg	6890	3285	10175
14/mai	ter	7320	2862	10182
15/mai	qua	4803	1226	6029
16/mai	qui	6801	3135	9936
17/mai	sex	7274	2904	10178
20/mai	seg	7006	3216	10222
21/mai	ter	7217	3152	10369
22/mai	qua	7136	3068	10204
23/mai	qui	6997	2916	9913
24/mai	sex	6366	2166	8532
27/mai	seg	7365	3555	10920
28/mai	ter	6792	3200	9992

29/mai	qua	7155	3311	10466
30/mai	qui	4207	1055	5262
31/mai	sex	5516	2119	7635
03/jun	seg	6591	3097	9688
04/jun	ter	7119	3019	10138
05/jun	qua	6741	2901	9642
06/jun	qui	7095	2905	10000
07/jun	sex	7255	2794	10049
10/jun	seg	7034	3206	10240
11/jun	ter	7740	2227	9967
12/jun	qua	7104	2159	9263
13/jun	qui	6712	2935	9647
17/jun	seg	7245	3356	10601
18/jun	ter	7168	2789	9957
19/jun	qua	6027	2335	8362
24/jun	seg	6712	3214	9926
25/jun	ter	9636	2975	12611
26/jun	qua	5541	2466	8007
27/jun	qui	6394	2796	9190
28/jun	sex	6515	2414	8929
01/jul	seg	5496	2549	8045
02/jul	ter	5528	2834	8362
03/jul	qua	6065	2645	8710
04/jul	qui	6115	2420	8535
05/jul	sex	5328	1852	7180
08/jul	seg	4331	1418	5749
09/jul	ter	4584	1802	6386
10/jul	qua	4832	1796	6628
11/jul	qui	4230	1093	5323
12/jul	sex	4217	1342	5559
15/jul	seg	1812	848	2660
16/jul	ter	1968	775	2743
17/jul	qua	2108	861	2969
18/jul	qui	1779	718	2497
01/ago	qui	2358	1024	3382
02/ago	sex	2520	868	3388
05/ago	seg	6828	2886	9714
06/ago	ter	7094	2988	10082
07/ago	qua	7253	3121	10374
08/ago	qui	6907	2716	9623
09/ago	sex	6919	2667	9586

12/ago	seg	7420	3322	10742
13/ago	ter	5803	2168	7971
14/ago	qua	7449	3144	10593
15/ago	qui	7576	3348	10924
16/ago	sex	6353	2251	8604
19/ago	seg	7498	3698	11196
20/ago	ter	7801	3722	11523
21/ago	qua	7171	3498	10669
22/ago	qui	7763	3590	11353
23/ago	sex	7117	2876	9993
26/ago	seg	7467	3575	11042
27/ago	ter	8023	3791	11814
28/ago	qua	7810	3699	11509
29/ago	qui	8075	3996	12071
30/ago	sex	6639	2613	9252
02/set	seg	7223	2953	10176
03/set	ter	6451	3030	9481
04/set	qua	6756	3077	9833
05/set	qui	6820	3071	9891
06/set	sex	6352	3071	9423
09/set	seg	6672	3399	10071
10/set	ter	6860	3250	10110
11/set	qua	6718	3157	9875
12/set	qui	6009	2870	8879
13/set	sex	5347	2106	7453
16/set	seg	6003	2747	8750
17/set	ter	6294	2737	9031
18/set	qua	5684	2447	8131
19/set	qui	6381	2801	9182
20/set	sex	5530	2207	7737
23/set	seg	6156	2838	8994
24/set	ter	6120	2798	8918
25/set	qua	7322	3899	11221
26/set	qui	6369	2810	9179
27/set	sex	5869	2341	8210
30/set	seg	6033	2878	8911
01/out	ter	6389	2798	9187
02/out	qua	4474	2058	6532
03/out	qui	3631	1365	4996
04/out	sex	5937	2094	8031
07/out	seg	6187	2850	9037

08/out	ter	6816	2934	9750
09/out	qua	6181	2498	8679
10/out	qui	6715	2801	9516
11/out	sex	5878	2149	8027
14/out	seg	6411	2655	9066
15/out	ter	5568	2428	7996
16/out	qua	5728	2214	7942
17/out	qui	6031	2409	8440
18/out	sex	6181	2335	8516
21/out	seg	6124	2920	9044
22/out	ter	6841	3006	9847
23/out	qua	6909	3034	9943
24/out	qui	6858	2506	9364
25/out	sex	6414	2227	8641
28/out	seg			
29/out	ter	7316	3088	10404
30/out	qua	7285	3493	10778
31/out	qui	6825	2925	9750
01/nov	sex	6276	2255	8531
04/nov	seg	7007	3210	10217
05/nov	ter	7115	3227	10342
06/nov	qua	6048	2666	8714
07/nov	qui	6726	2733	9459
08/nov	sex	7241	3080	10321
11/nov	seg	6986	3570	10556
12/nov	ter	6749	3019	9768
13/nov	qua	6420	2632	9052
14/nov	qui	6314	2486	8800
18/nov	seg	6370	3001	9371
19/nov	ter	7008	3161	10169
20/nov	qua	6332	2648	8980
21/nov	qui	6645	2777	9422
22/nov	sex	6573	2707	9280
25/nov	seg	6559	3174	9733
26/nov	ter	7366	3319	10685
27/nov	qua	6394	2716	9110
28/nov	qui	5979	2512	8491
29/nov	sex		2199	
02/dez	seg	5977	2922	8899
03/dez	ter	5873	2628	8501
04/dez	qua	5221	2077	7298

05/dez	qui	6323	2713	9036
06/dez	sex	4042	1486	5528
09/dez	seg	3340	1630	4970
10/dez	ter	4190	1693	5883
11/dez	qua	3727	1571	5298
12/dez	qui	4076	1606	5682
13/dez	sex	3215	1177	4392
16/dez	seg	2744	1057	3801
17/dez	ter	2573	896	3469
18/dez	qua	2333	911	3244
19/dez	qui	2274	861	3135
20/dez	sex	1532	537	2069

6
7

MÉDIA DE GERAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS (KG/DIA)											
MÊS/ 2019	RESTOS DOS BUFÊS			ÁREA PRODUÇ ÃO	RESTOS DOS PRATOS						GERAÇÃO TOTAL
					COMESTÍVEIS			CASCAS DE FRUTAS E OSSOS			
	Almoço	Jantar	TO TAL		Almoço	Jantar	TOTAL	Almo ço	Jantar	TOTAL	
Fev	5,2	6,19	11,39		78,3			38,2			
Mar	12,2	9,37	21,57	158,49	187,6	92,8	280,4	92,9	46,3	139,2	599,66
Abr	14,27	10,16	24,43	146,51	184,8	82,6	267,4	102,9	35,9	138,8	577,14
Mai	17,34	13,16	30,5	121,7	161,2	75	236,2	83,9	35,18	119,08	507,48
Jun	15,66	17,12	32,78	94,77	151,1	72,8	223,9	161,1 1	58,91	220,02	571,47
Jul (férias)	11,27	10,41	21,68	70,57	91,2	44,5	135,7	83,42	29,71	113,13	341,08
Ago	11,13	10,47	21,6	107,3	157,9	66,2	224,1	110,6 1	44,9	155,51	508,51
Set	16,12	15,72	31,84	105,28	147,2	57,8	205	102,7 8	55,48	158,26	500,38
Out	13,19	10,86	24,05	94,53	135,44	56,19	191,63	116,8	41,45	158,25	468,46
Nov	15,12	11,91	27,03	81,93	141,28	56,95	198,23	74,09	32,07	106,16	413,35
Dez	11,2	9,5	20,7	60,93	81,47	31,87	113,34	49,21	21,33	70,54	265,51

* Dados coletados em dias de semana (segunda a sexta-feira)