



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

CENTRO TECNOLÓGICO

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E ENGENHARIA DE
ALIMENTOS

CAMILA DE FREITAS TEIXEIRA

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DA CO-
DIGESTÃO DE LODO SECUNDÁRIO E RESÍDUO ALIMENTAR EM
BIODIGESTORES SEMI-CONTÍNUOS**

Florianópolis

2019

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DA CO-
DIGESTÃO DE LODO SECUNDÁRIO DE ESGOTO E RESÍDUO
ALIMENTAR EM BIODIGESTORES SEMI-CONTÍNUOS**

Proposta de Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia de Alimentos, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina apresentado como requisito para a obtenção do Título de Bacharel em Engenharia de Alimentos.

Orientador: Prof.^a. Dr.^a. Camila Michels

Coorientador: Prof.^a. Dr.^a. Janaína dos Santos Ferreira

Florianópolis

2019

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

Teixeira, Camila de Freitas

Avaliação da produção de metano a partir da codigestão de lodo secundário e resíduo alimentar em biorreatores semi contínuos / Camila de Freitas Teixeira ; orientadora, Camila Michels, coorientadora, Janaina dos Santos

Ferreira, 2019.

62 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -

Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia de Alimentos, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia de Alimentos. 2. Codigestão anaeróbia. 3. Lodo secundário. 4. Resíduo alimentar. 5. Biogás. I. Michels, Camila . II. Ferreira, Janaina dos Santos. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia de Alimentos. IV. Título.

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DA CO-
DIGESTÃO DE LODO SECUNDÁRIO E RESÍDUO ALIMENTAR EM
BIODIGESTORES SEMI-CONTÍNUOS**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Engenheiro de Alimentos e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia de Alimentos.

Florianópolis, 03 de dezembro de 2019.

Prof. Dr. João Borges Laurindo

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Camila Michels

Orientadora

Instituição: UFSC

Prof. Dr. Agenor Furigo Jr.

Dr^a. Elisângela Edila Schneider

Este trabalho é dedicado aos amores da minha vida, minha mãe e meu noivo.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, que sempre se dedicaram a me proporcionar bons estudos, em especial à minha mãe, Águida, que sempre me apoiou e incentivou em todas as minhas escolhas e por estar ao meu lado para todos os momentos.

Ao meu noivo e melhor amigo, Michel Andrade, pelo companheirismo, paciência, compreensão e amor, durante todos esses anos e para todos os momentos.

À minha orientadora Prof^a Dr^a Camila Michels pela paciência e comprometimento em ajudar em todas as etapas desse trabalho.

À minha coorientadora Prof^a Dr^a Janaína dos Santos Ferreira por compartilhar seus conhecimentos e experiência comigo, me auxiliando em todos os momentos solicitados e me incentivando a admirar o mundo da sustentabilidade.

Aos parceiros do Laboratório de Tratamento Biológico de Resíduos (LTBR), que sempre foram muito solícitos em ajudar em mais essa etapa importante.

À Universidade Federal de Santa Catarina pelos ensinamentos fornecidos para a minha formação profissional.

Resumo

O presente trabalho apresenta resultados obtidos em ensaios de codigestão anaeróbia com misturas binárias: lodo secundário de esgoto (LS) e resíduo alimentar (RA) com o propósito de otimizar a produção de biogás em biorreatores semi-contínuos (volume total de 2,1L e volume útil 1,8 L) com e sem recirculação mecânica. Para alcançar tais resultados, diferentes proporções (volume LS: volume RA) foram avaliadas: 100%LS: 0%RA (B1), 90%LS:10%RA (B2) sem recirculação do sistema e 90%LS:10%RA (B3) com recirculação do sistema. Os resultados mostram que as misturas binárias tiveram um aumento considerável na produção de biogás em relação ao lodo (controle). A adição de resíduo alimentar (RA) aos biorreatores em regime semi-contínuo contribuiu para o aumento da produção específica de biogás (PEB) de 148,28 mL biogás/g Sólidos Totais Voláteis aplicados (STV aplicados) para B2 e 127,84 mL biogás/g STVaplicados para B3 contra 46,13 mL biogás/g STVaplicados para o controle, e manteve uma maior qualidade de metano em média de 56,00%, considerando B2 e B3, contra 33,50% no caso do lodo (100:0). Apesar de uma maior remoção de sólidos totais voláteis (STV) para o biorreator com recirculação mecânica (B3), 94,40% contra 89,00%, para B2, os valores de produção específica de metano (PEM) foram bem semelhantes, 79,20 mL CH₄/g STVaplicados e 74,80 mL CH₄/g STVaplicados, respectivamente, comprovando a economia energética, pois não houve necessidade de recirculação nesse caso.

Palavras-chave: resíduo alimentar, lodo secundário de esgoto, codigestão anaeróbia, biorreatores semi-contínuos, biogás.

ABSTRACT

The present work presents results obtained in coding and anaerobic assays with binary mixtures: secondary sewage sludge (SS) and food waste (FW) in order to optimize biogas production in semi-continuous bioreactors (total volume 2.1L and useful volume 1.8L) with and without mechanical recirculation. To achieve these results, different ratios (SS volume: FW volume) were evaluated: 100% SS: 0% FW (B1), 90% SS: 10% FW (B2) without system recirculation and 90% SS: 10% FW (B3) with system recirculation. The results show that binary mixtures had a significant increase in biogas production compared to sludge (control). The addition of food residue (FR) to semi-continuous bioreactors contributes to the increase in biogas specific production (BSP) of 148.28 mL biogas / g Volatile Total Solids applied (VTS applied) for B2 and 127.84 mL biogas / g VTS applied to B3 versus 46.13 mL biogas / g VTS applied to control, and maintained a higher methane quality at an average of 56.00%, considering B2 and B3, versus 33.50% for sludge (100:0). Despite the greater removal of volatile solids (R_{vts}) for mechanical recirculating bioreactor (B3), 94.40% vs. 89.00% for B2, methane-specific production (MSP) values are also very common, 79.20 mL CH₄ / g VTS applied and 74.80 mL CH₄ / g VTS applied, respectively, proving economic savings, with no need for recirculation in this case.

Keywords: food waste, secondary sewage sludge, anaerobic codigestion, semi-continuous bioreactors, biogas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Classificação dos resíduos sólidos quanto a sua origem.....	18
Figura 2: Fluxograma das etapas de uma Estação de Tratamento de Esgoto.....	22
Figura 3: Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	29
Figura 4: Teores de metano contido no biogás produzido durante as estações de verão, outono, inverno e primavera, em biodigestores abastecidos com substratos de dejetos de caprinos.....	32
Figura 5: Esquema dos experimentos, operação do biorreator e análises físico-químicas.....	37
Figura 6: Fluxograma de obtenção dos lodos ativados na ETE Canasvieiras.....	39
Figura 7: ETE de Canasvieiras – Florianópolis.....	39
Figura 8: Exemplo de uma bomba peristáltica.....	41
Figura 9: Biorreator semi-contínuo de bancada utilizado no experimento.....	41
Figura 10: Desenho esquemático do sistema experimental dos biorreatores semi-contínuos.....	42
Figura 11: Monitoramento do biorreator B1 (100LS:0RA)	47
Figura 12: Monitoramento do biorreator B2 (90LS:10RA), sem recirculação.....	48
Figura 13: Monitoramento do biorreator B3 (90LS:10RA), com recirculação.....	50
Figura 14: Monitoramento parâmetros biorreator B1 (100LS:0RA)	51
Figura 15: Monitoramento parâmetros biorreator B2 (90LS:10RA), sem recirculação.....	53
Figura 16: Monitoramento parâmetros biorreator B3 (90LS:10RA), com recirculação.....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Relação sólidos voláteis (SV) e sólidos totais (ST) para diferentes tipos de lodo.....	21
Tabela 2 – Análise final do lodo de esgoto e porção orgânica em decomposição (%).....	24
Tabela 3 – Estimativa de perdas no varejo para produtos hortigranjeiros.....	26
Tabela 4: Perdas estimadas para grupos de produtos por etapa da cadeia produtiva na América Latina.....	27
Tabela 5 – Parâmetros que influenciam na digestão anaeróbia.....	30
Tabela 6 – Caracterização de ST e STV dos diferentes lotes de resíduo alimentar.....	44
Tabela 7 – Caracterização de ST e STV dos diferentes lotes de lodo de esgoto.....	45
Tabela 8 – Parâmetros finais dos biorreatores.....	54

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnica
AGV	Ácidos graxos voláteis
AT	Alcalinidade total
AV	Ácidos voláteis
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
DQO	Demanda química de oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária
ETE	Estação de tratamento de esgoto
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
LS	Lodo secundário
MAPA	Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PEB	Produção específica de biogás
PEM	Produção específica de metano
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RA	Resíduo alimentar
Rstv	Remoção de sólidos totais voláteis
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SNIS	Sistema Nacional de Informações e Saneamento
STV	Sólidos totais voláteis
STVaplic	Sólidos totais voláteis aplicados
STVe	Sólidos totais voláteis de entrada
SV	Sólidos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>

SUMÁRIO

1. Introdução	15
2. Objetivos	17
2.1 Objetivo Geral	17
2.1.1 Objetivos Específicos	17
3. Revisão Bibliográfica	18
3.1 Resíduos Sólidos	18
3.1.1 Resíduos Sólidos em Santa Catarina	20
3.1.1.1 Tratamentos	20
3.2 Lodo de Esgoto	21
3.3 Resíduo Alimentar	24
3.4 Digestão Anaeróbia	28
3.4.1 Fatores que Influenciam a Digestão Anaeróbia	29
3.4.1.1 pH	31
3.4.1.2 Temperatura	31
3.4.1.3 Alcalinidade	32
3.4.1.4 Acidez Volátil Total	33
3.4.1.5 Tempo de Detenção Hidráulica	33
3.4.1.6 Características da Biomassa e Carga Orgânica	33
3.4.1.7 Agitação da Biomassa	34
3.4.2 Codigestão Anaeróbia	35
3.5 Biogás	35
4. Material e Métodos	37
4.1 Origem e Caracterização do Resíduos Alimentares	37
4.2 Origem e Caracterização do Lodo de Esgoto	38
4.3 Partida e Operação dos Biorreatores	40
4.3.1 Codigestão da mistura binária (LS:RA) com e sem auxílio recirculação	40
4.4 Alimentação e Monitoramento dos Biorreatores	42
4.5 Cálculos do Principais Parâmetros	43
5. Resultados e Discussão	44
5.1 Caracterização do Resíduos	44

5.1.1	Caracterização dos Resíduos Alimentares e do Lodo de Esgoto	44
5.2	Avaliação de Sólidos Totais Voláteis, pH e produção diária de biogás no Biorreatores	45
5.3	Avaliação da Produção de Biogás nos Biorreatores	50
5.4	Parâmetros Finais	54
6.	Conclusão	55
7.	Referências Bibliográficas	57

1. Introdução

Diversos fatores culminaram no estilo de vida e nos modos de produção e consumo da sociedade em que vivemos, como o desenvolvimento econômico, o crescimento populacional, a urbanização e a revolução tecnológica que acabam, por consequência, aumentando em grande escala a produção de resíduos sólidos, tanto em qualidade quanto em diversidade que podem trazer consigo elementos sintéticos e/ou patogênicos prejudiciais ao ecossistema e à saúde humana (GOUVEIA, 2012).

Com tamanha demanda sendo gerada, a gestão e disposição dos resíduos sólidos depende de uma adequada logística, administração por parte dos governantes responsáveis e recursos econômicos, de forma que todo o resíduo gerado retorne à natureza da maneira menos agressiva possível. Em países mais ricos e desenvolvidos, que geram maiores quantidades de resíduos e de lixo, existem um equacionamento da gestão, por meio de um somatório de fatores que incluem desenvolvimento tecnológico, recursos econômicos e preocupação ambiental (JACOBI e BESEN, 2011). Segundo o *Urban World Forum* (2002), a sustentabilidade urbana pode ser definida a partir de um conjunto de prioridades, como superação da pobreza, equidade social, melhoria das condições ambientais e a prevenção da sua degradação. A falta de gestão e disposição inadequada de resíduos sólidos causam severos impactos socioambientais, tais como degradação do solo, comprometimento dos corpos hídricos e mananciais, intensificação de enchentes, contribuição na poluição do ar e proliferação de vetores de importância sanitária nos centros urbanos.

No Brasil, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) criou a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/10) em relação ao gerenciamento de resíduos sólidos. A lei indica a prevenção e redução na geração de resíduos, a partir da prática de hábitos de consumo sustentável e um conjunto de instrumentos que incentivam o aumento da reciclagem, da reutilização dos resíduos sólidos e da destinação ecologicamente adequada dos rejeitos.

Assim como para os resíduos sólidos, o lodo de esgoto proveniente do processo em Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) também cresceu bastante no decorrer das últimas décadas devido ao rápido processo de urbanização. Para exemplificar, em 2004, o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) estimou que aproximadamente 49,7% da população não tinham acesso à rede de coleta de esgoto. Sendo assim, todos os rejeitos não tratados acabavam nos rios e mares, como receptores finais. Os tratamentos de água e esgoto vieram com a demanda no aumento da sociedade e melhorias nas condições ambientais que

exigiram das autoridades e empresas públicas e privadas que trabalhassem em projetos de saúde pública e saneamento básico das cidades.

O tratamento do esgoto sanitário gera como resíduo o lodo de esgoto, o qual é rico em matéria orgânica e nutrientes e têm como alternativas renováveis o reuso industrial (fabricação de agregado leve, cimento, tijolos e cerâmica), incineração, conversão em óleo combustível e o mais comumente utilizado: como uso agrícola e florestal na forma de biofertilizantes. No Brasil a maior parte é descartada em aterro sanitário. Porém como qualquer outro resíduo precisa ser disposto de maneira adequada. Apesar de possuir compostos benéficos e reutilizáveis, o lodo de esgoto pode conter metais pesados, compostos persistentes e organismos patogênicos e por isso devem cumprir normas para reuso (EMBRAPA, 2008). Devido aos riscos de contaminação, diversos países desenvolveram normas técnicas sobre o reuso de lodo de esgoto como fertilizante. No Brasil, a regulamentação dá-se pelos ministérios do Meio Ambiente (MMA), pela resolução nº 375 de 2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), e pela Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa). A Instrução Normativa nº 23 de 2005, considera o lodo de esgoto um fertilizante orgânico composto proveniente do tratamento de esgotos sanitários, quando for utilizado seguramente na agricultura respeitando os limites estabelecidos para contaminantes; tais limites são estabelecidos pela Instrução Normativa da Secretaria de Defesa Agropecuária (SDA) nº 27 de 2006.

Por consequência de serem resíduos que demandam custo e gestão para serem dispostos, o lodo de esgoto e os resíduos sólidos entram como substratos viáveis e importantes em projetos que desenvolvam alternativas ambientalmente amigáveis desses que seriam descartados. A codigestão anaeróbia é um processo de tratamento de resíduos em que diferentes tipos de substratos fermentáveis são misturados e tratados em conjunto (CAGDAG, 2007). Esta é largamente aplicada para melhorar o rendimento do processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, visando propiciar o equilíbrio de nutrientes e tornar mais biodisponível o material orgânico com maior potencial de biodegradabilidade (LOPES et al., 2004).

A melhor consequência advinda de uma codigestão anaeróbia entre resíduo alimentar e lodo de esgoto dentro de um biorreator em condições favoráveis, é a produção de biogás. O biogás consiste basicamente em metano (55 – 70% por volume), dióxido de carbono e outros gases (30 – 45% por volume). O metano é produzido na biodegradação anaeróbia da matéria orgânica e diversos valores do potencial de aquecimento global do metano (CH₄) são relatados na literatura como sendo de 21 a 27 vezes maiores que o dióxido de carbono (CO₂). Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, em razão das altas concentrações de gás metano no biogás, existe o risco de incêndios e explosões em instalações próximas aos aterros.

O intervalo de inflamabilidade para o metano em condições de pressão atmosférica e temperatura ambiente é de 5 a 15%; e o limite de concentração seguro em ambientes fechados é de 1% (SILVA e MOTA, 2019). O gás CO₂ é também um dos principais gases produzidos em aterro pela biodegradação da matéria orgânica, e apresenta grave risco à saúde quando acima de 5%. O valor limite de CO₂ é 0,5%, com limite de exposição curta de 1% e em 3% torna difícil a respiração podendo desenvolver dores de cabeça e sonolência. Para exemplificar, em aterros sanitários para cada tonelada de resíduos sólidos urbanos depositados são gerados em torno de 160 a 250 m³ de biogás. O biogás tem valor sustentável atrativo para a produção de energias renováveis, tais como biocombustíveis e energia elétrica, pois seu poder calorífico é a cerca de 5.000 kcal/m³ (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2008).

Diante desses fatores, o presente trabalho pretendeu demonstrar que a utilização do lodo secundário do tratamento do esgoto em codigestão anaeróbia com resíduo alimentar compõem uma sinergia benéfica para a produção de biogás com alta quantidade em metano, buscando concluir se outros fatores como recirculação mecânica podem interferir positivamente no processo semi-contínuo em escala de bancada.

2 Objetivos

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho foi a avaliação da produção de biogás na codigestão anaeróbia de misturas binárias, de lodo de esgoto com resíduos alimentares, em biodigestores semi-contínuos, em escala de bancada.

2.1.1 Objetivos específicos

Têm-se como objetivos específicos avaliar os processos de estabilização de conteúdo orgânico e de produção de biogás resultantes da codigestão anaeróbia de misturas binárias em escala de bancada em biodigestores semi-contínuos, com e sem recirculação mecânica (bomba peristáltica).

Para o alcance dos objetivos específicos, primeiramente deve-se:

- Caracterizar o lodo de esgoto e o resíduo alimentar proveniente do restaurante universitário da Universidade Federal de Santa Catarina;

- Avaliar os processos de estabilização do conteúdo orgânico e de produção de biogás (metano), em escala de bancada (semi-contínuo), resultantes da codigestão anaeróbia das misturas binárias;
- Distinguir entre as misturas binárias, com e sem recirculação mecânica, qual o melhor resultado para produção de biogás (metano) da mistura.

3 Revisão Bibliográfica

3.1 Resíduos Sólidos

Ao mencionarmos a terminologia “resíduos sólidos” é tendencioso que se associe com o lixo doméstico, ou também comercial e industrial, pensando no lixo em estado sólido. Porém a definição de “resíduos sólidos” vai além do lixo doméstico, industrial e comercial (BARROS, 2015). Segundo a Norma Brasileira – ABNT NBR 10004/2004 – Resíduos Sólidos são:

Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

A Figura 1 mostra a classificação dos resíduos sólidos quanto à sua origem.

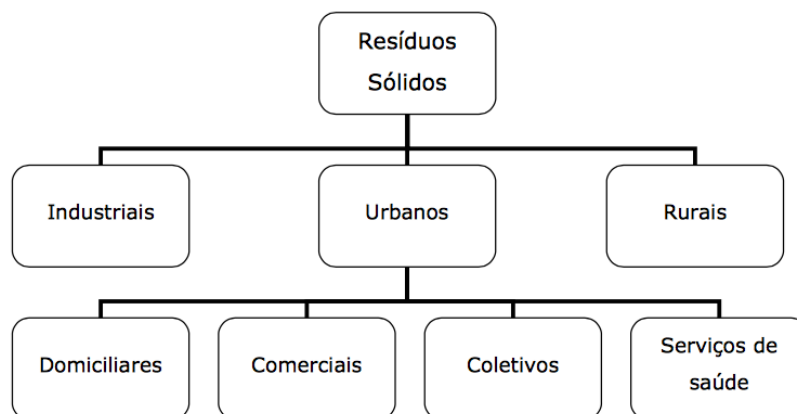


Figura 1 - Classificação dos resíduos sólidos quanto a sua origem.

Fonte: ABNT (2004).

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) a definição de “lixo” é substituída por “rejeito”, ou seja, que não pode mais ser reaproveitado, reutilizado ou reinserido de nenhuma forma no ciclo produtivo, ou no consumo, produção, etc. A partir de então o lixo será considerado resíduo sólido e suas variações.

Os resíduos também podem ser classificados tanto por sua origem quanto suas modalidades físicas (ABREU, 2014), como: resíduos urbanos, os quais são produzidos nas residências, atividades comerciais, varrição de ruas, podas de árvores e similares; resíduos industriais produzidos pelos processos de transformação; resíduos agrícolas: decorrentes da atividade produtiva do setor primário; materiais inertes como vidros, metais, terras e cinzas e restos inertes; e materiais combustíveis como papéis, cartões, plásticos, madeira, gomas, couro, alimentos e outros.

Segundo Souto e Povinelli (2013) além da diversidade, os resíduos gerados mudam ao longo do tempo, tanto em quantidade quanto em qualidade, acompanhando as mudanças tecnológicas, culturais e comportamentais das sociedades humanas. Quanto mais a população aumenta e mais a economia cresce, maiores quantidades de resíduos, cada vez mais diversos, são geradas. Como ilustração, basta lembrar que o descarte em grandes quantidades de computadores e telefones celulares é um fenômeno recente.

Infelizmente, ainda há a problemática dos resíduos sólidos, nos 99,96% dos municípios brasileiros que possuem o serviço de manejo de Resíduos Sólidos, apenas 50,75% dispõe seus resíduos em vazadouros; 22,54% em aterros controlados; 27,68% em aterros sanitários. Nessa mesma pesquisa, os dados apontam que 3,79% dos municípios possuem unidade de compostagem e resíduos orgânicos; 11,56% possuem unidade de triagem de materiais recicláveis; e 0,61% têm unidade de tratamento por incineração (IBGE, 2008). Devido à inapropriada condução do descarte é inerente o aparecimento de doenças sérias e prejudiciais à saúde pública e ao meio ambiente, além da questão socioeconômica de um grande número de famílias, que excluídas socialmente, dependem dos lixões, para sobrevivência, com a retirada de materiais recicláveis para a comercialização.

A maioria das Prefeituras Municipais não dispõem de recursos técnicos e financeiros suficientes para solucionar as questões ligadas aos resíduos sólidos, porém, de modo geral, acabam ignorando o fato de que parcerias podem ser estabelecidas em busca de alternativas e implementação de soluções. Dificilmente os órgãos responsáveis utilizam das possibilidades e vantagens da cooperação com outros entes federativos por meio do estabelecimento de consórcios públicos previstos pela Lei de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007) e Lei de

Consórcios Públicos (Lei nº 11.107/2005) e seus respectivos decretos de regulamentação (Decreto nº 7217/2010 e Decreto nº 6.017/2007).

3.1.1 Resíduos Sólidos em Santa Catarina

No que diz respeito à quantidade de resíduos orgânicos provenientes da limpeza urbana, as prefeituras e empresas terceirizadas transportam esse grupo de resíduos juntamente com os resíduos sólidos urbanos da coleta convencional. Para Santa Catarina, dados fornecidos pelo Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM), apontam que 33,33% do total de resíduos sólidos urbanos gerados (no Brasil, em termos de peso) referem-se aos resíduos provenientes do serviço de limpeza urbana (SDS-SC, 2011).

3.1.1.1 Tratamentos

Os tratamentos dos resíduos sólidos adotados pela administração pública em Santa Catarina são a compostagem de resíduos orgânicos e a reciclagem de material seco reciclável, entretanto a compostagem não tem uma alta significância em termos quantitativos e de baixa adesão dos municípios.

No estado de Santa Catarina, uma pesquisa realizada pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES/SC indicou que os resíduos sólidos urbanos gerados no estado já eram encaminhados somente para aterros sanitários, ainda no ano de 2012, havendo a inexistência de destinação de maneira adequada para aterros controlados ou lixões (SANTA CATARINA, 2017). Segundo o Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Santa Catarina, o estado não possui mais aterros e/ou lixões em operação, sendo o primeiro estado brasileiro a adotar destinação adequada de resíduos sólidos em toda sua extensão territorial.

Os serviços de limpeza urbana são de responsabilidade dos municípios, de forma direta, indireta ou em gestão associada. Em Santa Catarina todos esses modelos estão vigentes, tanto de forma pública quanto privada, através de consórcio público, delegação legal, contratual, convênio e cooperação e execução direta.

A geração de resíduos sólidos urbanos em Santa Catarina aproxima-se de 3.673 ton/dia, considerando a geração *per capita* de 0,70 Kg/hab./dia. Cada região do estado apresenta suas particularidades em relação ao material recebido nos aterros, esse fato deve-se à quantidade de municípios atendidos, aos hábitos e aos costumes da população. O estado possui 24 aterros

que declaram capacidade total de recebimento de 5.470 ton./dia. Esses mesmos recebem materiais de 194 cidades totalizando uma população de 3.329.929 milhões de habitantes, pouco mais do que metade da população total catarinense. Com esses dados pode-se calcular a estimativa populacional que os aterros poderiam atender. Se 5.470 ton./dia é a capacidade e 1,07 Kg/hab./dia é a geração (geração média nacional), é viável que os 24 aterros sejam capazes de atender 5.112.150 milhões de habitantes, praticamente toda a população do estado de Santa Catarina (OLIVO e BELLO, 2018).

3.2. Lodo de Esgoto

O lodo de esgoto, também denominado biossólido, é um material organomineral resultante de inúmeros processos utilizados para tratamento nas ETEs. Atualmente são geradas cerca de 220 mil toneladas de lodo de esgoto nos grandes centros urbanos do Brasil e seu destino final são os aterros sanitários, o que acaba por gerar custos e desperdiça seu potencial como fertilizante (EMBRAPA, 2019).

Na Tabela 1 pode-se observar os tipos de lodo e suas respectivas relações sólidos voláteis e sólidos totais.

Tabela 1– Relação sólidos voláteis (SV) e sólidos totais (ST) para diferentes tipos de lodo proveniente das ETEs.

Tipo de lodo	Relação SV/ST	%ST	Massa Específica(ton.m⁻³)
Primário	0,75 – 0,80	2 – 6	1,02 – 1,03
Secundário Aeróbio	0,75 – 0,80	0,6 – 1,0	1,005 – 1,025
Primário Adensado	0,75 – 0,80	4 – 8	1,023 – 1,03
Secundário Adensado	0,75 – 0,80	2 – 7	1,007 – 1,03
Misto adensado	0,75 – 0,80	3 – 8	1,02 – 1,03
Misto digerido	0,60 – 0,65	3 – 6	1,03
Desidratado	0,60 – 0,65	20 – 40	1,05 – 1,06

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Gonçalves, 2001.

Análise de sólidos totais de uma amostra abrange tanto os sólidos fixos quanto os sólidos voláteis. Os sólidos totais voláteis são representativos da quantidade de matéria orgânica biodegradável presente no lodo para ser utilizada como substrato para microrganismos distintos, produzindo assim, mais produtos como o biogás, por exemplo. Uma relação SV/ST acima de 0,5 indica uma elevada concentração de matéria orgânica biodegradável e, conseqüentemente, uma boa produção de biogás. A figura 2 demonstra as etapas de uma Estação de Tratamento de Esgoto.

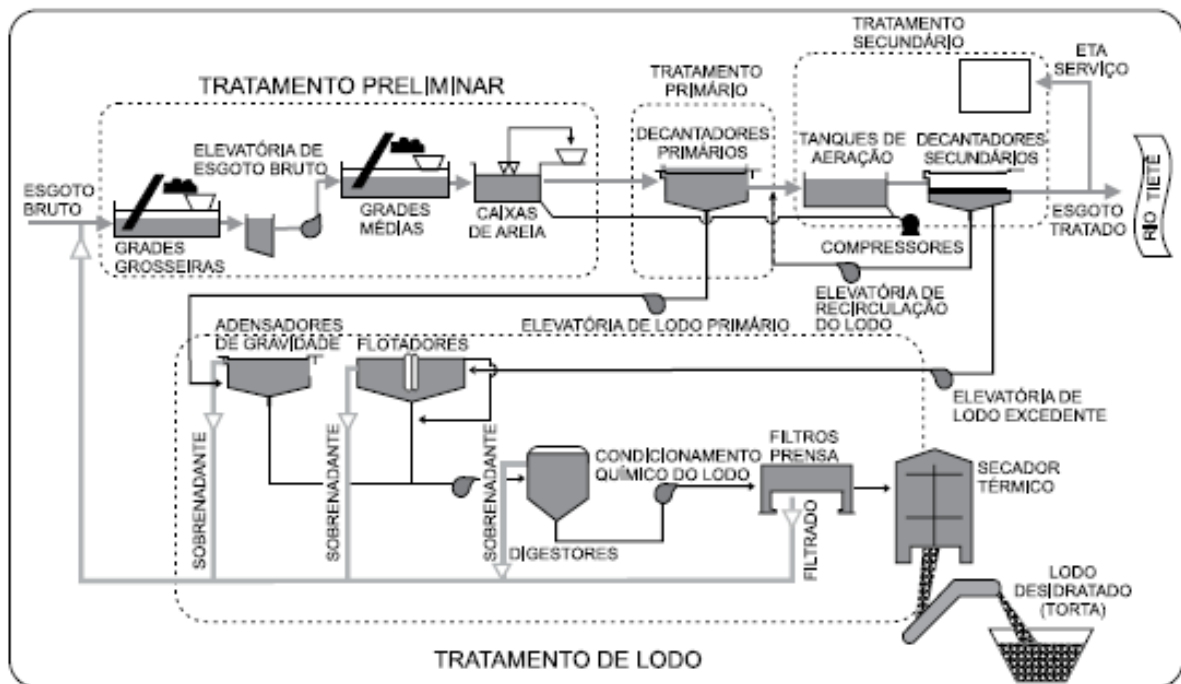


Figura 2: Fluxograma das etapas comumente encontradas em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE).

Fonte: Sabesp

No tanque de aeração ou reator biológico ocorrem as reações e os processos de biodegradação ou depuração da matéria orgânica presente no esgoto. O sistema de aeração é responsável pelo fornecimento de oxigênio necessário para que ocorram as reações e os processos de biodegradação ou depuração da matéria orgânica presente no esgoto. No tanque de decantação ocorre a separação da fase líquida sobrenadante da biomassa formada e que se deposita ao fundo do tanque formando o lodo. E o sistema para recirculação de lodo é responsável pela recirculação do lodo formado para o interior do tanque de aeração ou reator biológico com o objetivo de aumentar a concentração da biomassa, ou seja, aumentar a

concentração dos microrganismos responsáveis pela biodegradação ou depuração da matéria orgânica.

A principais opções de reatores para o tratamento de lodos secundários são os reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), ou seja, reator de fluxo ascendente e manta de lodo e consiste na estabilização da matéria orgânica, anaerobicamente, por microrganismos que crescem dispersos no meio líquido. A parte superior do reator UASB possui um separador trifásico, que apresenta uma forma cônica ou piramidal, permitindo a saída do efluente clarificado, a coleta do biogás gerado no processo e a retenção dos sólidos dentro do sistema. Esses sólidos retidos constituem a biomassa, que permanece no reator por tempo suficientemente elevado para que a matéria orgânica seja degradada. O lodo retirado periodicamente do sistema já se encontra estabilizado, necessitando apenas de secagem e disposição final. E a outra opção são os reatores aeróbios com filmes onde a matéria orgânica é estabilizada por bactérias que crescem aderidas a um meio suporte (usualmente pedras ou material plástico). Há sistemas nos quais a aplicação de esgotos se dá na superfície, sendo o fluxo de esgoto descendente e havendo a necessidade de decantação secundária: há também sistemas submersos com introdução de oxigênio, com fluxo de ar ascendente, e fluxo de esgoto ascendente ou descendente.

O lodo obtido do sistema de lagoas de estabilização deve ser tratado e devolvido ao ambiente de maneira apropriada. Os principais tratamentos utilizados para que o lodo retorne adequadamente são a desidratação e a desinfecção. A desidratação é realizada principalmente por secagem natural (lagos de lodo e leitos de secagem), que são métodos de menor custo. Com a desidratação há uma redução significativa no volume de lodo, nesse caso o lodo desidratado é mais fácil de ser manipulado e seu custo com transporte é reduzido (MENDONÇA e MENDONÇA, 2019).

De acordo com Metcalf e Eddy (1991), os benefícios alcançados com a desidratação do lodo são os custos de transporte do lodo para seu destino final significativamente menor; a facilidade de manipulação; a incineração mais eficiente com redução da água do lodo; a diminuição do custo de compostagem; a redução na geração de maus odores; e a diminuição da produção de chorume, caso o lodo seja destinado a aterro sanitário.

A desinfecção tem como objetivo eliminar os patógenos danosos à saúde, porém não há necessidade de total esterilização do lodo. A presença de patogênicos como vírus, bactérias e ovos de helmintos, reflete diretamente na saúde pública para o contribuinte do sistema de esgoto. O lodo não tratado pode causar doenças por contato direto, por isso o lodo proveniente

dos sistemas de tratamento biológico, quando utilizados na agricultura (MENDONÇA e MENDONÇA, 2019). As características microbiológicas do lodo são diretamente relacionadas as características do esgoto bruto, que se contiver grande quantidade de patógenos conseqüentemente o lodo também terá.

Shen e Zhang (2005) apresentam uma análise final do lodo de esgoto e das porções orgânicas em decomposição. A análise é apresentada a seguir na Tabela 2.

Tabela 2 – Composição do lodo de esgoto e porção orgânica em decomposição (%).

	C	H	N	S	O	Cl
Lodo de Esgoto	54,14	7,43	6,04	0,66	31,60	0,13
Resíduo orgânico em decomposição	52,74	6,76	1,61	0,11	38,50	0,26

Fonte: Shen e Zhang (2005).

Segundo RAPOSO e colaboradores (2011), o lodo primário é mais rico em lipídeos do que o lodo secundário e este, por sua vez, possui mais nitrogênio. Durante o processo de digestão, o lodo perde cerca de 2/3 de matéria orgânica. Após a digestão, os sólidos presentes no lodo têm composição média de 45% de matéria orgânica e 55% de substâncias minerais (BATISTA, 2015).

O lodo de esgoto, por conter alta carga de matéria orgânica, é um ótimo componente para a digestão anaeróbia, onde ocorre a biodegradação da matéria orgânica por ação das bactérias/arqueas, na ausência de oxigênio. Esse composto em processo controlado de biodigestores, tende a produzir biogás, que possui elevado poder calorífico e é muito utilizado como biocombustível, porém sem produzir gases tóxicos durante a queima (CREMASCO, 2018).

3.3 Resíduo Alimentar

A cadeia produtiva de alimentos, de maneira global, inclui materiais, processos e infraestrutura relacionados com agricultura, comércio, venda, transporte e consumo de produtores de alimentos. Esses processos de produção vêm com custos ambientais, aumentando a poluição com gás nitrogênio (N₂) e emissões de CO₂, perda de biodiversidade nas terras

agrícolas e à maior contaminação do solo, dos rios e dos lagos. Segundo a Agência Europeia do Ambiente (2016), estima-se que um terço dos alimentos produzidos na Europa não seja consumido. A Comissão Europeia (2014) avalia que se desperdiçam 90 milhões de toneladas de alimentos, ou seja, uma média de 180 kg/ ano por pessoa, e grande parte dos quais ainda em bom estado para consumo humano.

Um aspecto importante que contribui para agravar a disponibilidade mundial de alimentos é o elevado padrão de perdas, especialmente nas etapas de distribuição alimentar, que subtrai do esforço produtivo parcela considerável da produção alimentar. Estudos técnicos indicam que é expressivo o desperdício em todas as fases da produção até o consumo, podendo atingir a cifra de 25% da produção global de alimentos até 2050 (NELLEMANN *et al.*, 2009).

No Brasil, a questão das perdas pós-colheita tem sido predominantemente avaliada de forma pontual. Apesar da importância dos efeitos sistêmicos transmitidos ao longo da cadeia produtiva, estudos técnicos apontam a dificuldade de medir esses impactos, portanto focando na avaliação da eficiência no estágio de transformação da pós-colheita. Estima-se que produtos de maior durabilidade, como grãos e cereais, têm perdas de 5% a 30%, enquanto produtos agrícolas, apresentam variação de 15% até quase 100% (CHITARRA; CHITARRA, 2005).

Todo alimento desperdiçado, desperdiça também terra, água, energia e todos os fatores envolvidos na sua produção. Se conseguirmos diminuir o desperdício de alimentos, conseqüentemente, implica em potencial ganho para o ambiente. Embora o índice de perdas alimentares seja significativo em escala global, os esforços voltados para o dimensionamento deste fenômeno são ainda pouco difundidos, refletindo-se em indicadores pontuais e assistemáticos em escala nacional. É importante fazermos a distinção entre *perdas alimentares* e *desperdício alimentar*. O primeiro refere-se à diminuição da massa de alimentos durante o processo produtivo, nas etapas de produção, pós-colheita, processamento e distribuição, envolvendo a produção destinada diretamente para o consumo humano ou para a alimentação animal ou outros fins como biocombustíveis. São decorrentes de procedimentos inadequados ou pouco eficientes que causam perdas ou danos aos produtos nos processos de manipulação, transformação, estocagem, transporte e embalagem (GUSTAVSSON; CEDERBERG; SONESSON, 2011). Já o segundo refere-se exclusivamente à redução do volume de alimentos destinados exclusivamente à alimentação humana e que ocorre na etapa final da cadeia alimentar, ou seja, é um fenômeno associado à ineficiência do processo de distribuição – atacado e varejo – e de consumo. Suas causas decorrem da perda de valor comercial do produto

ofertado, mas não necessariamente de seu valor nutricional decorrente do excesso de produção, de danos na aparência dos alimentos ou do consumo não realizado após a compra (IPEA, 2012).

Alguns dados ilustrativos das perdas calculadas na etapa de comercialização durante a fase de venda no varejo nos Estados Unidos podem servir como parâmetro para o caso brasileiro, conforme a Tabela 3

Tabela 3 –Estimativa de perdas no varejo para produtos hortigranjeiros – Estados Unidos (2005).

Produto	Perdas no varejo (%)
Alface	13,9
Couve-flor	21,3
Brócolis	12,0
Batata	6,5
Repolho	14,1
Espinafre	14,4
Abóbora	12,5
Tomate	13,2

Fonte: USDA/Economic Research Service (ERS)/ Food Availability (*per capita*) Data System.

A Tabela 4 apresenta outras variações de alimentos em uma pesquisa simular a feita pela USDA (United States Department of Agriculture), porém com dados referentes à América Latina.

Tabela 4 – Perdas estimadas para grupos de produtos por etapa da cadeia produtiva na América Latina (%).

	Etapas				
	Produto Agrícola	Manejo e Estocagem	Processamento e Embalagem	Distribuição	Consumo Doméstico
Produtos	Perdas Estimadas (%)				
Cereais	6,0	4,0	2,0 a 7,0	4,0	10,0
Raízes e Tubérculos	14,0	14,0	12,0	3,0	4,0
Oleaginosas e Leguminosas	6,0	3,0	8,0	2,0	2,0
Frutas e Vegetais	20,0	10,0	20,0	12,0	10,0
Carne	5,3	1,1	5,0	5,0	6,0
Peixes e Frutos do mar	5,7	5,0	9,0	10,0	4,0
Leite	3,5	6,0	2,0	8,0	4,0

Fonte: Gustavsson, Cederberg e Sonesson (2011).

Em suma, os resíduos alimentares gerados pela atividade humana contribuem para um desequilíbrio dos sistemas naturais, por meios associados à produção e ao descarte. A gestão sustentável de resíduos alimentares exige que as indústrias utilizem esses resíduos como matéria-prima para produção de novos produtos, como compostagem (adubos e fertilizantes) e biodigestão. Esses novos compostos podem ser convertidos em produtos de valor agregado, usando processos termoquímicos e bioquímicos, por exemplo (ELKHALIFA et al., 2019).

3.4 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo fermentativo dos quais resíduos (urbanos, rurais ou industriais) podem ser submetidos, a fim de tratá-los (remoção da matéria orgânica poluente) pois além de possibilitar a redução do potencial poluidor, promove a geração do biogás, que pode ser utilizado como fonte de energia alternativa e permite a reciclagem do efluente, podendo ser usado como biofertilizante (AMARAL et al., 2004).

Souza (1984) divide a digestão anaeróbia em duas etapas. Na primeira delas, a matéria orgânica complexa é transformada em compostos simples como ácidos orgânicos voláteis, CO_2 , H_2 , etc., pela ação das enzimas extracelulares, das bactérias acidogênicas e das bactérias acetogênicas (que transformam os demais ácidos voláteis em ácido, H_2 e CO_2). E na segunda etapa, estes produtos são transformados principalmente em CH_4 e CO_2 , pela ação das arqueas metanogênicas. As arqueas metanogênicas se reproduzem mais lentamente e são mais sensíveis às condições adversas ou às alterações das condições ambientais, em relação às bactérias acidogênicas. Desse modo, o passo limitante do processo é a geração do metano, exceto em alguns casos específicos em que a hidrólise da matéria orgânica complexa é o passo limitante.

Abaixo a Figura 3 exemplifica a sequência metabólica e os grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

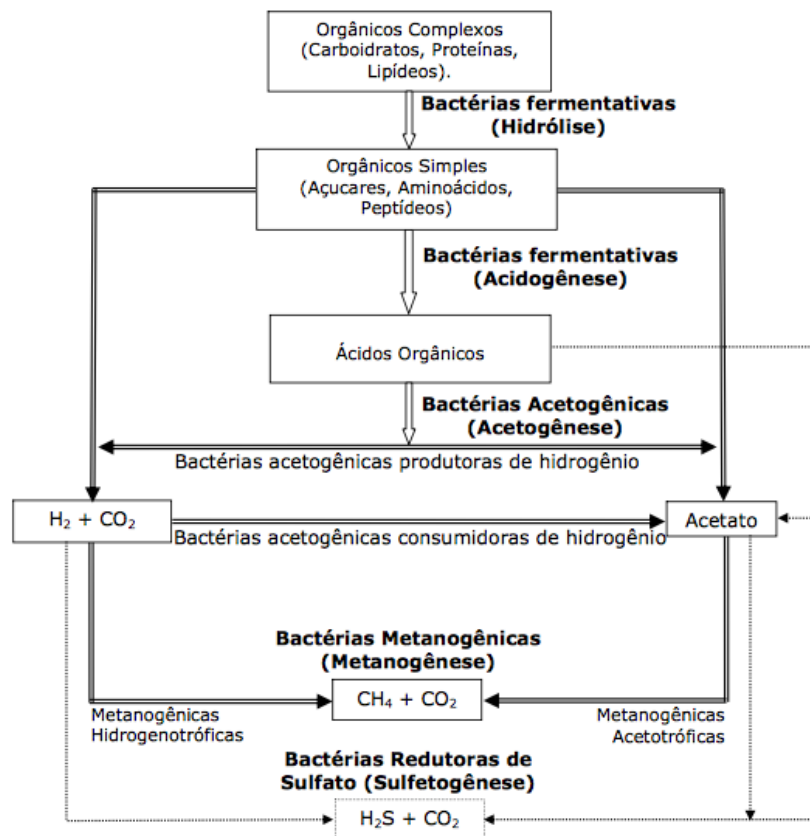


Figura 3 - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de GUIMARÃES e NOUR (2001).

3.4.1 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia pode ser influenciado por alguns parâmetros operacionais, são eles: pH, temperatura, alcalinidade, tempo de retenção hidráulica (TDH), carga orgânica volumétrica, acidez volátil total (AVT) e agitação da biomassa.

Na Tabela 5 estão detalhados os parâmetros envolvidos na digestão anaeróbia.

Tabela 5 – Parâmetros que influenciam na digestão anaeróbia.

Parâmetro	Valor Ideal	Observações
Temperatura (°C)		O limite superior da mesófila é a temperatura ideal para uma ótima produção de biogás.
- Mesofílico	30 - 40	
- Termofílico	40 - 70	
pH	6,3 – 7,9	Fora desses níveis as archeas metanogênicas não se desenvolvem.
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	1000 a 5000	Neutraliza as variações de acidez do resíduo.
Acidez Volátil (mg CH ₃ COOH/L)	500 a 2000	Concentrações mais altas inibirão o acetato e a produção de biogás.
Acidez/Alcalinidade (AV/AT)	0,1 a 0,5	Representa estabilidade para processos anaeróbios, valores superiores representam acúmulo de ácidos nos reatores.
C/N	20 a 30	Relação mais elevadas levam ao consumo de N pelas metanogênicas, reduzindo a produção de metano.
Carga orgânica (KgSV.m ³ .r ⁻¹ .d ⁻¹)		Os microrganismos se inibem se a carga orgânica for muito elevada.
- Mesofílico	0,4 a 6,4	
- Termofílico	1,0 a 7,5	
TRH (dias)	9 a 95	Varia em função do substrato, temperatura e o tipo do sistema de digestão.

Fonte: Adaptado de Pecora (2006), Amari et al. (2010), Perovano & Formigoni (2011) e Cabai et al. (2013).

3.4.1.1 pH

O pH é um fator importante para um bom desempenho da digestão anaeróbia; o pH ótimo varia na faixa de 6,0 a 8,5 de acordo com a matéria - prima, e quando a biodigestão está estabilizada alcança o pH de 8,0. No processo de biodigestão anaeróbia, especificamente na fase ácida (acidogênica), é o acúmulo dos ácidos graxos voláteis (AGVs), onde os baixos valores de pH estão mais associados às altas concentrações de AGVs, que são ácidos passíveis de recuperação por processos de destilação (SCHWANKE, 2013). Um pH abaixo de 4,5 inibe a atividade de todos os microrganismos presentes no processo; o pH além de influenciar a produção de biogás, também influenciam a sua qualidade, pois valores de pH abaixo de 6,0 resultam em biogás pobre em metano (LEMA e MÉNDEZ, 1997).

3.4.1.2 Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros mais importantes da digestão anaeróbia, pois além da sua restrição na atividade enzimática, também influencia na produção e qualidade do metano (APPELS et al., 2011). As bactérias podem se desenvolver em temperaturas mínimas, ótima e máximas, porém é na temperatura ótima que as enzimas encontram-se na forma mais ativa.

A temperatura influencia diretamente na etapa de hidrólise, onde se ocorrer a redução na atividade enzimática, a velocidade global de reação do processo de degradação anaeróbia poderá ser limitada, por ser a hidrólise a etapa inicial e responsável por disponibilizar os substratos para as demais etapas (CHERNICHARO, 2007).

As arqueas metanogênicas são bastante sensíveis à variação de temperatura, e se desenvolvem principalmente em temperaturas mesofílicas (30 - 40°C) e termofílicas (40-70°C). O arranjo termofílico apresenta maiores taxas de conversão dos sólidos em biogás, entretanto, se o efluente é de baixa carga orgânica o sistema tende a ser mais instável, podendo inibir a produção do biogás. O arranjo mesofílico, apesar de ser mais estável e ter maior diversidade microbiana, pode levar à produção de baixos teores de metano devido à maior demanda por nutrientes (MAO et al., 2015).

Um estudo feito por Amorim, Júnior e Resende (2004) mostra a influência das estações do ano, variações de temperatura, na produção de biogás. Os resultados obtidos por eles mostram que as maiores produções de biogás por SV (sólidos voláteis) reduzido, ocorreram durante o verão e outono (média de 0,79 m³ kg⁻¹ de SV reduzido) enquanto no inverno e

primavera ($0,61 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ de SV reduzido). Este fato pode estar relacionado com menores quantidades de SV nos dejetos durante o verão e outono (3,8 e 3,2 kg de SV, respectivamente), enquanto as quantidades nos abastecimentos de inverno e primavera (média de 3,9 e 4,9 kg de SV, respectivamente).

A Figura 4 exemplifica melhor essas diferenças na qualidade do biogás obtido nas diferentes estações do ano.

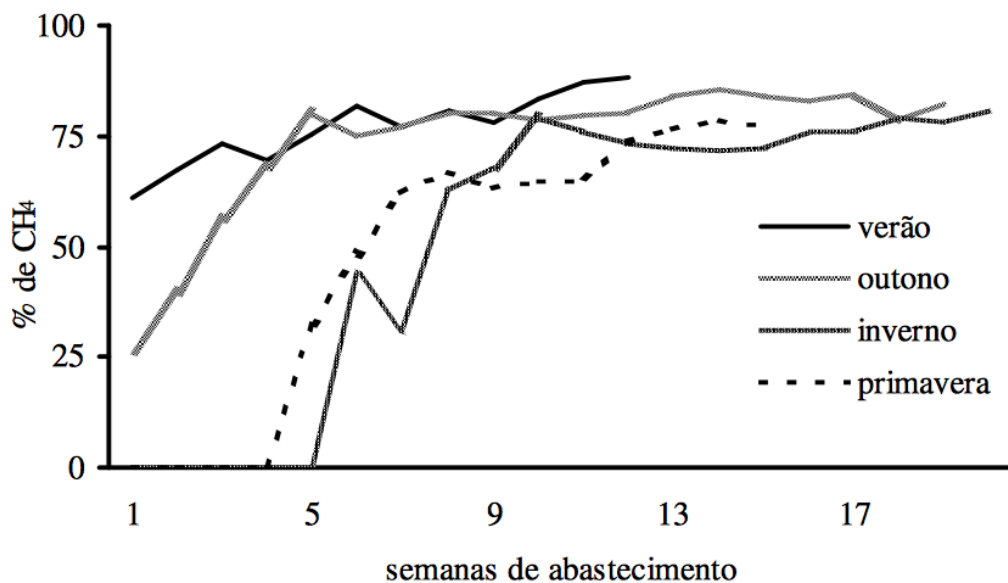


Figura 4 - Teores de metano contido no biogás produzido durante as estações de verão, outono, inverno e primavera, em biodigestores abastecidos com substratos de dejetos de caprinos.

Fonte: Amorim, Júnior e Resende (2004).

3.4.1.3 Alcalinidade

A alcalinidade dos sistemas de digestão anaeróbia é a capacidade de tamponamento de um digestor, que estabiliza o processo. A alcalinidade total é quantificada em miligramas de carbonato de cálcio por litro e indica a concentração de álcalis presentes na fermentação medindo a capacidade do sistema em resistir ao abaixamento do pH quando há produção de ácidos (AMANI et al., 2010). Na digestão anaeróbia os ácidos graxos voláteis (AGVs) devem estar em equilíbrio com a alcalinidade do sistema. A inibição do processo anaeróbio por AGVs está associada ao pH, baixos valores de pH estão, geralmente, relacionados às altas concentrações AGVs e consequente falência do processo (KUS e WIESMANN, 1995). Pequenos decréscimos do pH, em escala logarítmica, envolvem um elevado consumo de alcalinidade, reduzindo a solução tampão do meio. Assim, se o meio estiver alcalino ($\text{pH} > 8$),

ocorrerá diminuição na eficiência do sistema, uma vez que pode influenciar na produção de amônia, componente tóxico para o processo anaeróbio em concentrações acima de 150 mg.L^{-1} (CHERNICHARO, 2007).

3.4.1.4 Acidez Volátil Total

Os ácidos voláteis, produzidos durante a fase acidogênica que inicia o processo de digestão anaeróbia, são diretamente controlados pelo pH. Os ácidos voláteis metabolizados pelas bactérias acidogênicas serão, posteriormente, metabolizados a outros subprodutos do processo (como H_2 e CO_2) ou consumidos pelas arqueas metanogênicas. A maioria dos microrganismos acidogênicos não sobrevivem a ambientes muito ácidos ou muito básicos. Há estudos que sugerem que o pH mais apropriado para bactérias acidogênicas está entre 5,0 e 6,0 (CHERNICHARO, 1997; DEMIRER; CHEN, 2008; BOUALLAGUI et al., 2005).

Os ácidos graxos voláteis (AGV) e a alcalinidade são importantes indicadores de estabilidade em reatores anaeróbios. A acidez volátil, quantificada em miligramas de ácido acético por litro, indica a concentração de ácidos e mede a capacidade do processo fermentativo anaeróbio em resistir à elevação do pH quando uma base é adicionada. Portanto, é fundamental dosar a quantidade de substrato a ser adicionado no reator, para que a referência de valor da relação ácidos voláteis *versus* alcalinidade (AV/AT) (m/m), conforme Sánchez et al. (2005), fique entre 0,1 e 0,5, assim o sistema mantém o equilíbrio nas reações de produção e consumo de compostos.

3.4.1.5 Tempo de Detenção Hidráulica

No processo de digestão anaeróbio a redução do tempo de detenção hidráulica pode ser obtida mantendo-se uma elevada concentração de microrganismos no interior do reator, através da recirculação externa ou retenção interna do microrganismo (BERNI e BAJAY, 2003).

3.4.1.6 Características da Biomassa e Carga Orgânica

O teor de matéria rapidamente biodegradável, como carboidratos, proteínas e lipídios, relaciona-se com o desenvolvimento de microrganismos, por isso, afetam quantidade e qualidade da produção de biogás (MACIEL e JUCÁ, 2011).

Segundo Tchonobaglous e colaboradores (1993), os resíduos alimentares se enquadram na categoria de resíduos rapidamente biodegradáveis. Zhang et al. (2014) mencionam que a concentração de sólidos voláteis (SV) de um substrato também se refere ao seu teor de matéria orgânica biodegradável. O parâmetro de Carbono Orgânico Total (COT) também é capaz de avaliar a matéria orgânica dos substratos (GRIGATTI et al., 2004; FONSECA et al., 2006).

Angelidaki e colaboradores (2009) relatam que materiais com teores de STV acima de 80% apresentam excelentes perfis de biodegradabilidade e podem ser utilizados em sistemas anaeróbios. Foster-Carneiro et al. (2008) mostram que reatores operando com um teor de sólidos totais (ST) entre 20 e 30%, atingem uma produção de biogás mais efetiva e mais rica em metano, devido à presença da umidade que permite maior absorção dos nutrientes por parte dos microrganismos atuantes.

Calcula-se a carga orgânica levando em consideração a quantidade de sólidos voláteis dentro do reator, o tamanho do reator e o tempo de detenção hidráulica. Com o aumento da carga orgânica a produção de biogás tende a aumentar, respeitando o limite máximo de $6,4 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, senão o equilíbrio do processo é gravemente afetado. Alterações repentinas no tipo de substrato adicionado no reator pode levar à inibição da atividade microbiana na fase de fermentação (MAO et al., 2015).

3.4.1.7 Agitação da Biomassa

A agitação da biomassa tem grande efeito no processo de digestão anaeróbia, pois promove a homogeneização da alimentação no reator e aumenta a cinética da velocidade da digestão anaeróbia, acelerando o processo de conversão biológica. Essa questão deve-se ao aquecimento uniforme do substrato dentro do reator, assim como a maior facilidade de transferência de matéria, uma vez que as moléculas do substrato devem ser absorvidas pela superfície dos microrganismos e os produtos intermediários e finais devem ser transportados (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

É aconselhável que somente reatores com volume inferior a 50 m^3 , operem sem agitação, pois para os reatores de tamanho maior é essencial que haja agitação durante o processo de digestão (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008). A agitação pode ser feita de diferentes maneiras, como por dispositivo mecânico, recirculação do conteúdo do biodigestor ou recirculação do próprio biogás gerado. É importante ressaltar que a intensidade e tempo de agitação são cruciais para o processo (KARIM et al., 2005).

3.4.2 Codigestão Anaeróbia

A codigestão anaeróbia é um processo de tratamento de resíduos em que diferentes tipos de resíduos passíveis de fermentação são misturados e tratados conjuntamente. A codigestão anaeróbia pode ser preferencialmente aplicada para melhorar o rendimento do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos visando propiciar o equilíbrio de nutrientes e aumentar o quantitativo de material orgânico com maior potencial de biodegradabilidade, além de incorporar biomassa mais adaptada à bioestabilização dos resíduos (LOPES et al., 2004). Estudos mais recentes como Ferreira (2017) apresentaram que a codigestão anaeróbia de misturas binárias e ternárias, incluindo lodo de esgoto e resíduo sólido, proporcionaram maior remoção de sólidos, devido à alta carga orgânica advinda das misturas. Também que a produção específica de biogás (PEB), que é um parâmetro essencial do processo de produção de biogás aumenta, mostrando que a sinergia entre dois ou mais substratos aumenta os benefícios e eficiência do processo.

Segundo Jingura e Matengaifa (2009), quando mais de um tipo de resíduo é tratado conjuntamente há maior desempenho do processo, favorecendo um expressivo aumento na taxa de produção de biogás e uma melhor qualidade dos biossólidos produzidos.

Os codigestores anaeróbios são biorrefinarias em recuperação de energia, podem ter como substrato resíduos alimentares e águas residuais domésticas, através da produção de metano. Esse processo nem sempre foi satisfatório devido à geração de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), a partir de resíduos alimentares. A suplementação com outros micronutrientes é um artifício eficaz que pode ser aplicado durante a codigestão, a fim de aumentar a eficiência da digestão anaeróbia (CHAN, 2019).

3.5 Biogás

Devido à crescente busca por energias renováveis em todo o mundo, para diminuição da poluição do ar e das mudanças climáticas, o biogás é uma importante opção. O biogás é produzido quando a matéria orgânica é degradada por microrganismos em condições anaeróbias. A composição do biogás é basicamente metano (50 - 70%) e de dióxido de carbono (30 - 50%), e este pode ser utilizado na produção de calor e eletricidade ou como biocombustível, após purificação para biometano (CLODNITCHI e NEDELUCU, 2018).

O biogás descentraliza o setor energético e inclui novos protagonistas nesse cenário. Além da produção de energia renovável, as usinas de biogás em escala agropecuária oferecem benefícios não relacionados ao mercado, como melhorar o manejo de dejetos e o uso de nutrientes em fazendas (RAVEN e GREGERSEN, 2007; YIRIDOE et al., 2009). Além disso, para a sociedade, a produção de biogás fornece tecnologia para tratar resíduos orgânicos, possibilitar a reciclagem de nutrientes e reduzir as emissões de gases de efeito estufa (e metano) de resíduos orgânicos (MOLLER e MULLER, 2012; MARAÑÓN et al., 2011).

As matérias - primas para produção de biogás podem ser cultivadas especificamente para ele, como tem sido na Alemanha, onde grande parte da cultura do milho é cultivada puramente para produzir o biogás (EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION, 2017).

Cada vez mais o biogás é produzido a partir de matérias residuais, tais como lodo de esgoto municipal e resíduos biológicos, resíduos agrícolas e esterco. Na União Europeia, teve um crescente na produção de biogás, encorajada pelas políticas de energia renovável, além de benefícios econômicos, ambientais e climáticos, para atingir 18 milhões de m³ de metano em 2015, representando metade da produção mundial de biogás. A União Europeia é líder mundial na produção de eletricidade a partir do biogás, com mais de 10 GW instalados e 17.400 unidades de biogás, em comparação com a capacidade global de 15 GW em 2015 (SCARLAT, DALLEMAND, FAHL, 2018).

O Brasil, por ser um país do sul global, indica condições socioeconômicas específicas e formas de acesso às redes globais de conhecimento e financiamento que afetam diretamente o desenvolvimento tecnológico. Além disso, o Brasil apresenta experiências bem sucedidas de tecnologias de bioetanol e biodiesel. Essas tecnologias percorreram um longo caminho de experimentação e desenvolvimento no Brasil e alcançam altas participações no nível de matriz e institucionalização do consumo de combustível. Porém, outras tecnologias de bioenergia, como o biogás, não alcançaram o mesmo nível de sucesso até o momento (OLIVEIRA e NEGRO, 2019).

O biogás, no Brasil, tem grande potencial e possibilidades para produção e uso. Estudos mais recentes mostram que o potencial varia de 23 a 40 milhões de m³/dia, a partir de resíduos agrícolas, pecuários, industriais e urbanos. As experiências tecnológicas de biogás datam do final da década de 1970 e compreende processos tecnológicos diferentes para a geração de biocombustível. Apenas alguns estudos abrangem melhor as dificuldades da difusão das tecnologias do biogás no Brasil (OLIVEIRA e NEGRO, 2019). Apesar do alto potencial e implementação bem sucedida em outros países, o Brasil ainda não investe massivamente nessa tecnologia.

4 Material e Métodos

Neste tópico serão descritos o material e os métodos utilizados para atingir os objetivos propostos. Sendo que todos experimentos foram realizados no Laboratório de Tratamento Biológico de Resíduos (LTBR), localizado no Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos (EQA), da UFSC.

A Figura 5 identifica as etapas de como ocorre o processo de codigestão anaeróbia em biorreatores semi-contínuos.

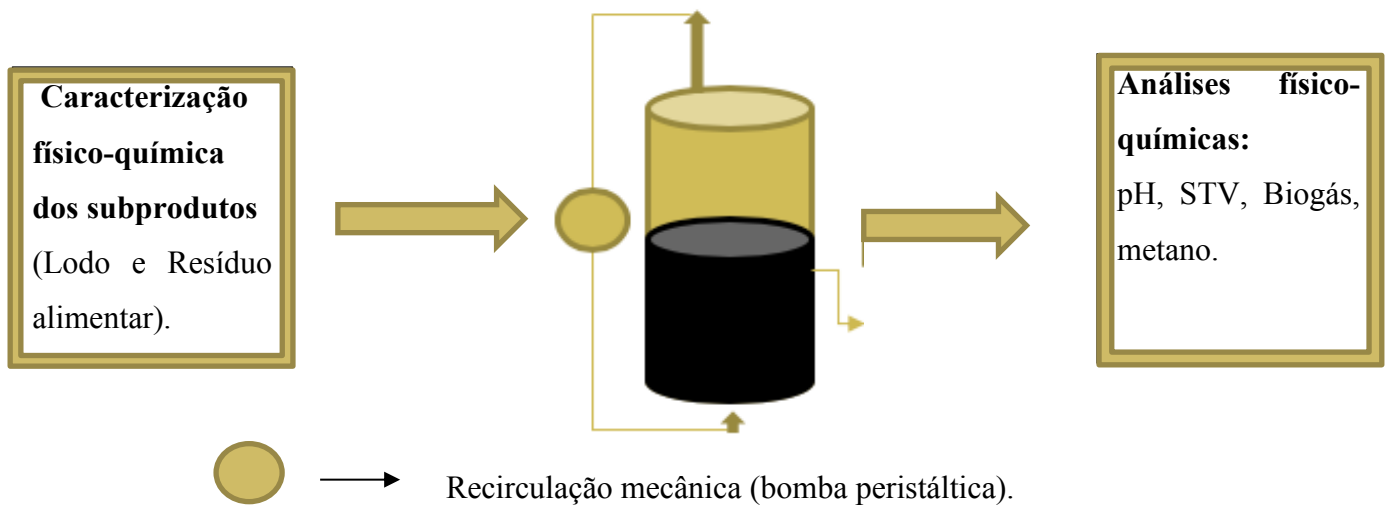


Figura 5: Esquema dos experimentos, operação do biorreator e análises físico-químicas.

Fonte: A autora

4.1 Origem e Caracterização dos Resíduos Alimentares

Os resíduos alimentares provenientes do Restaurante Universitário do Campus Trindade da Universidade Federal de Santa Catarina foram coletados (pós almoço), em sacolas ou potes plásticos, e processados no mesmo dia. Uma porção de 150 gramas de resíduo orgânico sólido era coletado e então adiciona-se água, na proporção (v/v) de 1:3 (resíduo: água) e com o auxílio de um liquidificador era triturado com a finalidade de reduzir e homogeneizar o resíduo, para posterior alimentação do biorreator, de modo que a umidade da mistura (água/resíduo), chamada de resíduo alimentar (RA), fosse a mais próxima possível a do lodo de esgoto (97,8%). Após este processo, a mistura esta era armazenada em um frasco Duran de 500 mL sob refrigeração a 4°C por, no máximo, uma semana, quando seria feita uma nova coleta. Para se fazer a caracterização do resíduo alimentar, era retida uma amostra da mistura de interesse,

colocada em um tubo Falcon de 50 mL. Para quantificação de Sólidos Totais (mg/L), Sólidos Fixos (mg/L), Sólidos Voláteis (mg/L), pH, umidade e DQO, foram determinados com *Standard Methods* (APHA, 2005).

4.2 Origem e Caracterização do Lodo de Esgoto

A coleta do lodo secundário foi realizada no final da linha de recirculação de um sistema de lodos ativados na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Florianópolis unidade Canasvieiras da CASAN. O material foi coletado em galões de plástico e encaminhado ao laboratório permanecendo sob refrigeração a 4 °C até o momento de uso. As coletas de lodo ativado secundário (LS) foram realizadas a cada dois meses para que o lodo não sofresse uma fermentação indesejada. Cada vez que o lodo era coletado realizava-se a caracterização do mesmo para pH, umidade, sólidos totais (voláteis e fixos) e demanda química de oxigênio (DQO). O método aplicado era o mesmo utilizado para o resíduo alimentar, já citado acima. Ambos substratos já foram caracterizados por Ferreira e colaboradores (2019) e têm como principais características para o lodo secundário: pH (7,0), STV/ST (0,70), DQO (293 mg/L) e umidade (97,8%); e para o resíduo alimentar: pH (4,3), STV/ST (0,89), DQO (21.250 mg/L) e umidade (72,5%).

A Figura 6 representa o fluxograma da obtenção dos lodos ativados na ETE Canasvieiras-CASAN.

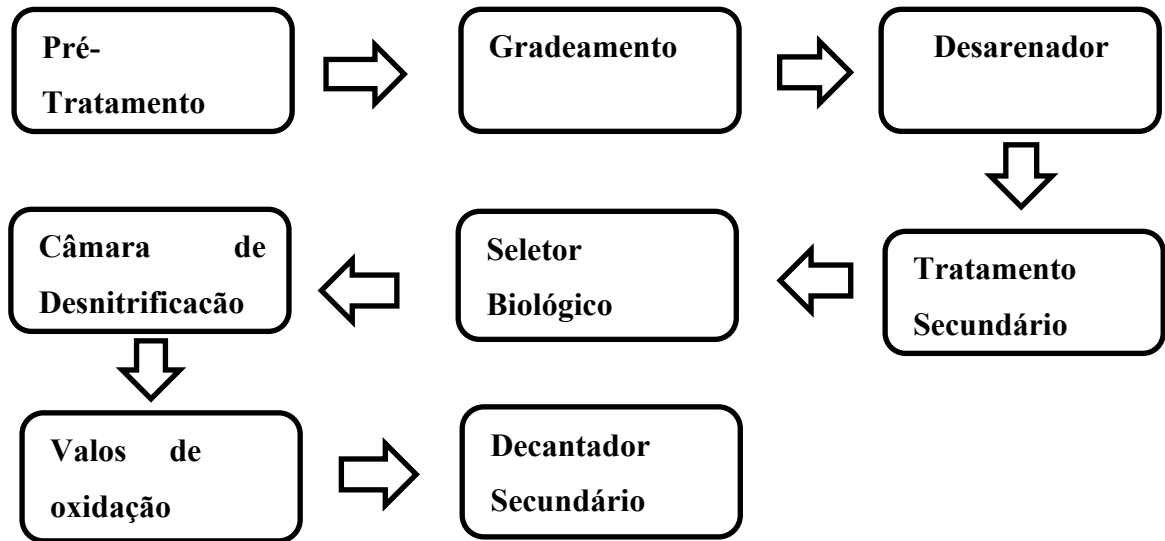


Figura 6 - Fluxograma da obtenção dos lodos ativados na ETE Canasvieiras.

Fonte: Casan 2019.

Na Estação de Tratamento de Esgoto de Canasvieiras da CASAN o efluente é tratado preliminarmente, passando por um gradeamento para retirada de resíduos grossos (folhas, plástico, etc), seguido pelo tratamento primário que utiliza uma caixa de areia para posteriormente seguir para o tratamento secundário, usando o sistema de lodos ativados no tanque de aeração por batelada (remoção da matéria orgânica e decantação do lodo). Para o lodo em excesso, geralmente é terceirizado para que uma empresa colete esse lodo e o conduza para um aterro adequado. A Imagem 1 apresenta a Estação de Tratamento de Canasvieiras em Florianópolis.



Figura 7 - ETE de Canasvieiras – Florianópolis

Fonte: Casan (2015).

4.3 Partida e Operação de Biorreatores

O experimento foi composto por três biorreatores semi-contínuos de capacidade 2,1 L e volume útil de 1,8 L - *headspace* de 300 mL para o biogás. Os reatores eram iguais fisicamente, apenas diferiam nas condições testadas e um deles funcionou como reator controle. A partida dos biorreatores iniciou com os três biorreatores sendo inoculados com apenas lodo de excesso do sistema de lodos ativados, que é um sistema aeróbio por natureza, e para que se estabilizassem como um sistema anaeróbio para crescimento e proliferação de arqueas metanogênicas, levou-se em torno de 3 meses (90 dias) para a completa estabilização do sistema e início da produção de biogás. Era esperado que a fase *lag* do experimento fosse mais demorada devido à adaptação dos micro-organismos ao novo ambiente que estava sendo controlado para que houvesse o crescimento e proliferação de bactérias anaeróbias, principalmente metanogênicas, pois nosso objetivo maior era a produção de biogás com maior qualidade em metano.

Assim que os três biorreatores atingiram a estabilização com o lodo secundário (LS) iniciou-se a adição de resíduo alimentar (RA) em apenas dois deles. Os biorreatores ficaram divididos da seguinte forma: o biorreator de controle denominado B1 permaneceu com alimentação apenas com lodo secundário; o segundo biorreator denominado B2 além do lodo secundário foi adicionado resíduo alimentar na proporção 90% LS e 10% RA; e o terceiro biorreator denominado B3, também além do lodo secundário foi adicionado resíduo alimentar na mesma proporção que o B2: 90% LS e 10% RA, o diferencial do B3 é que este possuía uma bomba peristáltica acoplada que recirculava todo o conteúdo presente no biorreator durante 30 segundos a cada uma hora. Essa vazão foi escolhida de acordo com Jordão e Pessoa (2014), que propõem que para uma melhor digestão anaeróbia os biorreatores devem recircular todo seu volume a cada 8 horas. A bomba ficava programada diariamente para recircular durante o tempo requerido. Os valores estabelecidos para a proporção dentro dos biorreatores foram obtidos de testes de estudos anteriores (SILVA, 2019) feitos em frascos de penicilina (batelada) que obtiveram como melhor condição as proporções 90% LS + 10% RA.

4.3.1 Codigestão da mistura binária (LS:RA) com e sem auxílio recirculação mecânica

Um dos pontos chaves do experimento, além de observar o comportamento na produção de biogás entre os três biorreatores, foi identificar se a utilização de uma bomba para o auxílio da recirculação do conteúdo presente no biorreator traria benefícios nos resultados esperados.

Há estudos que mostram que a utilização de recirculação mecânica pode ser dispensável em biorreatores menores e que na realidade começam a gerar grande diferença em biorreatores de tamanhos maiores (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008). Os resultados quanto aos benefícios ou não necessidade de recirculação no biorreator para melhorar a produção biogás serão discutidos posteriormente com o auxílio de dados obtidos no experimento.

As bombas peristálticas, como a utilizada neste trabalho, podem transferir fluidos com sólidos em suspensão, sensíveis ao cisalhamento, abrasivos, corrosivos e viscosos e nesse caso, com agentes patológicos, pois seu funcionamento permite que somente a mangueira entre em contato com o fluido, evitando contaminação.



Figura 8: Exemplo de uma bomba peristáltica.

Fonte: Milan – Equipamentos Científico.



Figura 9 – Biorreator semi-contínuo de bancada utilizado do experimento.

Fonte: A autora.

4.4 Alimentação e monitoramentos dos Biorreatores

Para compreensão de como foi aplicada a metodologia analítica nos biorreatores, pode-se exemplificar como era o funcionamento deles pela figura abaixo (Figura 8).

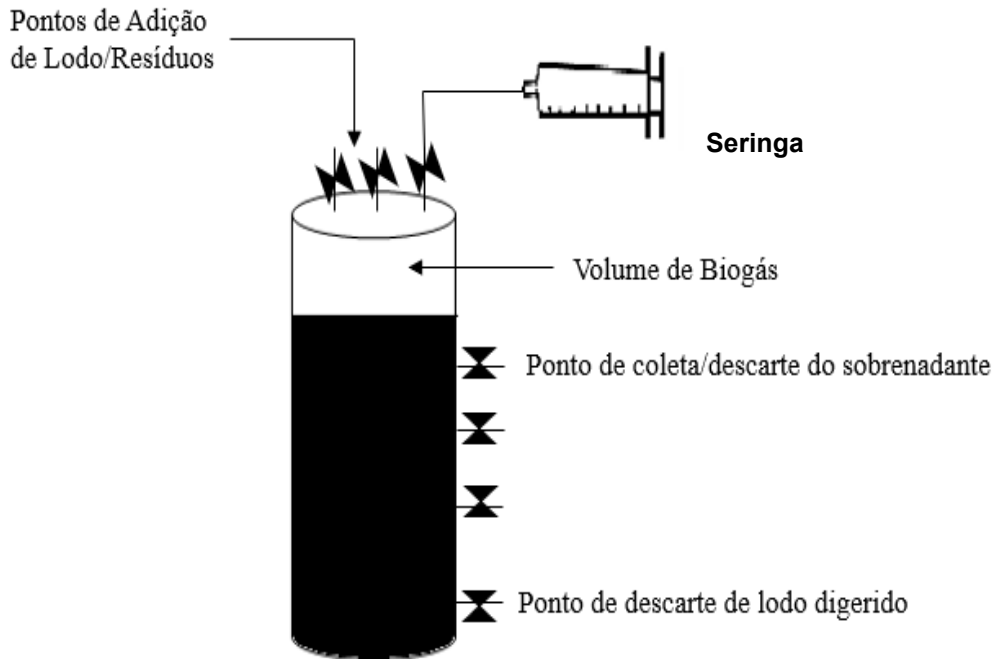


Figura 10 – Desenho esquemático do sistema experimental dos biorreatores semi-contínuos.

Fonte: Adaptado de Ferreira et al.(2018).

Primeiramente, antes da retirada das amostras e da alimentação dos biorreatores, eram feitas as medições de biogás através do deslocamento do êmbolo das seringas de 60 mL que ficavam acopladas na parte superior dos biorreatores – nos pontos de adição lodo/resíduo- essas medições eram feitas diariamente e tabeladas para posteriormente os dados serem analisados. A alimentação foi realizada duas vezes por semana, e nesses momentos, também eram coletadas as amostras do efluente dos biorreatores.

Por se tratarem de biorreatores semi-contínuos, as amostras (LS + RA) eram retiradas duas vezes por semana pelo ponto de coleta/descarte (Figura 10), em cada coleta eram retirados 200 mL de amostra e apenas 50 mL eram acondicionados em tubos Falcon e levados para análise e o restante era descartado. O procedimento era feito para os três biorreatores e então as amostras eram submetidas à análise de sólidos totais, sólidos voláteis e pH determinados conforme as metodologias descritas no *Standard Methods* (APHA, 2005) e a composição de biogás foi analisada por um equipamento portátil (GEM 2000 da marca LANDTEC). O

percentual de metano presente no biogás foi medido uma vez por semana, diretamente pelas mangueiras por onde eram alimentados os reatores e foi tabelado para todos os biorreatores. Primeiramente realizava-se uma purga no equipamento de 1 minuto para garantir que não houvesse outro gás presente e então as medidas eram realizadas em triplicada por 30 segundos até que a quantidade de metano estabilizasse.

Assim como eram retiradas amostras semanalmente, alimentavam-se os biorreatores com também 200 mL de mistura nesses mesmos dias. Depois de medir o biogás e retirar as amostras, eram preparadas as misturas que alimentavam os biorreatores da seguinte forma: para B1 eram 200 ml de lodo secundário (100%), para B2 e B3 eram 180 ml de lodo secundário + 20 ml de resíduo alimentar (90% LS + 10% RA). As quantidades necessárias de lodo e resíduo alimentar para essas misturas eram previamente retiradas do refrigerador e colocadas em temperatura ambiente. Porém antes da alimentação era feita a medição do pH das três misturas para garantir que estivessem próximos a 7, de modo que proporcionasse um ambiente mais adequado para a sobrevivência das arqueas metanogênicas. Se o pH estivesse abaixo da faixa ótima de atuação, deveria ser corrigido com bicarbonato de cálcio.

O sistema utilizado foi um processo semi-contínuo, portanto consistia em entrada e saída de matéria que se renovava dentro do biorreator. O tempo de detenção hidráulica (TDH) do sistema semi-contínuo ficou em trinta dias e foi determinado por estudos prévios (SILVA, 2019).

4.5 Cálculos dos principais parâmetros

a) Produção Específica de Biogás (PEB): pode ser calculada conforme a equação 1:

$$\text{Equação 1:} \quad PEB = \frac{P_{\text{biogás}}}{g \text{ STV}}$$

Onde: produção de biogás (ml biogás/dia)

gramas sólidos totais voláteis (g STV_{aplic} = g STV inseridos no biorreator)

PEB (ml biogás/g STV_{aplic})

b) Produção Específica de Metano (PEM): pode ser calculada conforme a equação 2:

$$\text{Equação 2:} \quad PEM = f_{CH_4} \times PEB$$

Onde: PEM (ml metano/g STVaplic)

PEB (ml biogás/g STV aplic)

f_{CH_4} (%) – porcentagem de metano no biogás

c) Remoção de Sólidos Voláteis: pode ser calculada conforme equação 3:

$$\text{Equação 3:} \quad \text{Remoção STV} = 1 - \frac{STV_r}{STV_e}$$

Onde: STV_r (g) – sólidos voláteis totais removidos

STV_e (g) – sólidos voláteis totais inseridos no biorreator

Remoção STV (g STV_r /g STV_e)

5 Resultados e Discussão

5.1 Caracterização dos Resíduos

5.1.1 Caracterização dos Resíduos Alimentares e Lodo de Esgoto

Tabela 6 - Caracterização de ST e STV dos diferentes lotes de resíduo alimentar.

	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	f STV(%)*
Lote 1	17.580	14.286	81,27
Lote 2	17.106	13.593	79,46
Lote 3	15.086	12.080	80,07
Lote 4	21.193	18.360	86,63
Lote 5	15.246	11.733	76,90

*Porcentagem de STV presente em ST.

Tabela 7 – Caracterização de ST e STV dos diferentes lotes de lodo de esgoto.

	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	f STV (%)*
Lote 1	3.106	2.242	72,19
Lote 2	9.080	7.080	77,97
Lote 3	7.764	5.651	72,77
Lote 4	18.040	13.493	74,80

*Porcentagem de STV presente em ST.

Os distintos lotes de resíduo alimentar e lodo de esgoto apresentaram diferenças na concentração de sólidos, como já era esperado. As diferenças entre os lotes de lodo dão-se pelas diferentes épocas do ano em que foram coletadas, diferentes temperaturas, estações da chuva ou aumento populacional na cidade diferem a concentração de sólidos encontrados no lodo. Quanto ao resíduo alimentar, apesar de terem sido coletados no mesmo restaurante também tinham variações quanto ao cardápio e, conseqüentemente, diferentes quantidades dos nutrientes que compunham esses substratos, variando também as concentrações de sólidos.

Os sólidos totais apresentaram alta porcentagem de sólidos voláteis, representando uma alta carga orgânica presente nos substratos. A relação de STV/ST para o resíduo alimentar ficou igual a 0,81 e o LS apresentou STV/ST de 0,75, valores acima de 0,50 o que representa uma boa característica para produção de biogás – alta carga de matéria orgânica biodegradável (FERREIRA et al, 2019).

O valor de pH para o lodo apresentou-se em torno de 7,0, que já é o esperado para esse tipo de substrato, devido às matérias orgânicas que o compõem. Para o resíduo alimentar o pH era em torno de 5,0, também característico desse tipo de substrato. Porém quando a mistura de lodo e resíduo era feita para alimentação dos biorreatores, o pH ficou em torno de 6,0/6,5, de modo a permanecer dentro da faixa ótima da codigestão anaeróbia, sem prejudicar a produção de biogás.

5.2 Avaliação de Sólidos Totais Voláteis, pH e produção diária de biogás nos Biorreatores

Com os dados coletados ao longo do projeto foi possível obter resultados importantes advindos dos gráficos plotados. Nas figuras 11, 12 e 13 mostram os Sólidos Totais Voláteis, o pH e a produção de biogás em função do tempo para cada um dos biorreatores durante 8 meses de operação.

Em relação à remoção de sólidos totais voláteis o primeiro bimestre (30,67%) onde ocorreu a fase lag do sistema, a remoção ainda era baixa devido à adaptação do lodo e dos microrganismos para um ambiente anaeróbio. A partir do segundo bimestre o lodo já melhor adaptado e promoveu uma remoção de sólidos 2,7 vezes maior que o bimestre anterior (83,15%). Aos bimestres que se sucederam ocorreu um decréscimo nas porcentagens de remoção decorrente às temperaturas mais baixas do ano naqueles dados períodos, o que influencia na proliferação dos microrganismos e, conseqüentemente, na biodegradação da matéria orgânica. A remoção final de sólidos voláteis ficou em 64,3% (no 4º Bimestre). No estudo de Siddoqui, Horan e Kofi (2011) foi determinada uma porcentagem de sólidos voláteis do lodo secundário de 65,2 %. Portanto o experimento aqui descrito aproximasse do esperado em relação à remoção de sólidos somente com lodo de esgoto secundário, significando uma boa adaptação e evolução do sistema.

A produção diária de biogás teve um crescente gradativo, após passado o período de adaptação do sistema, demonstrando que o lodo secundário naturalmente aeróbio adequou-se bem às novas condições anaeróbias impostas e conseguiu aumentar mais do que duas vezes a produção de biogás do terceiro para o quarto bimestre – de 8,73 ml biogás/dia para 20,06 ml biogás/dia, estabilizando então neste último. Para a produção de biogás observa-se que nem mesmo as variações de temperatura ao longo do ano afetaram este parâmetro.

Por ser alimentado somente com lodo de esgoto secundário, o biorreator B1 não apresentou variações de pH, pois o substrato era coletado sempre na mesma unidade de estação de tratamento de esgoto e também não teve influência de outro substrato naturalmente ácido como o resíduo alimentar, por exemplo, para reduzir o potencial hidrogeniônico. Portanto, o pH do biorreator controle manteve-se neutro (pH 7,0) e constante ao longo de todo o experimento.

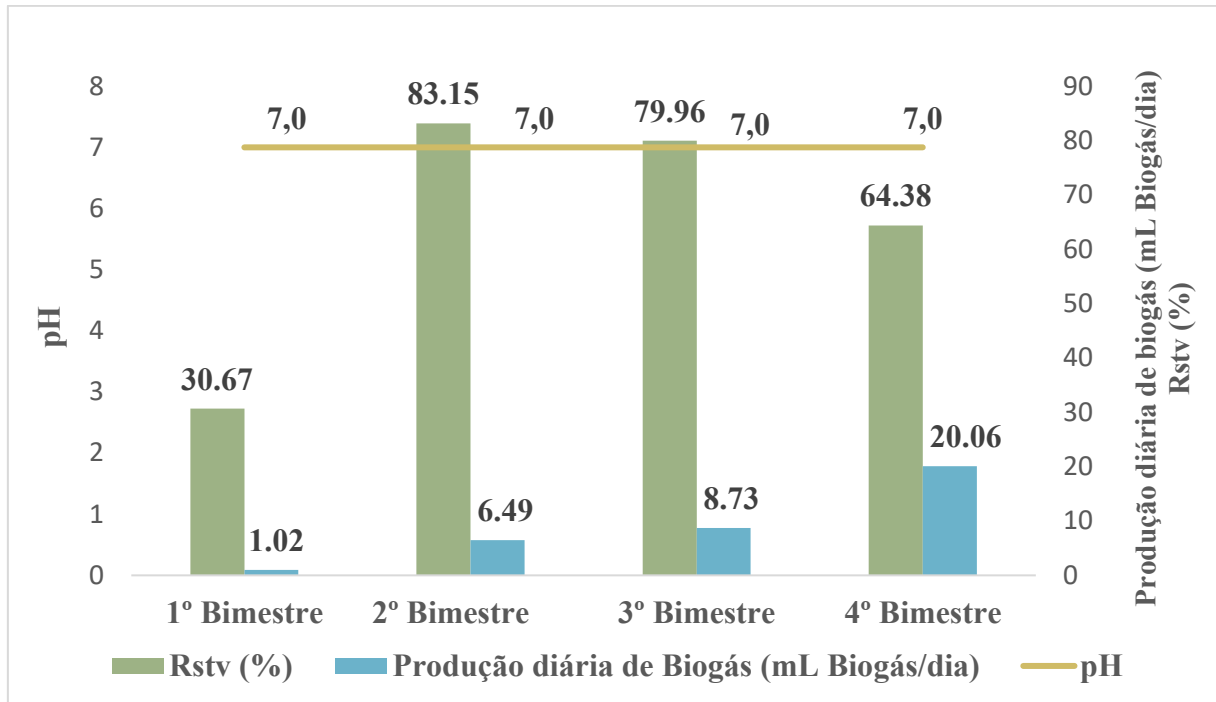


Figura 11 – Monitoramento do biorreator B1 (100LS:0RA), onde Rstv significa remoção de sólidos totais voláteis.

Os mesmos parâmetros analisados para B1 também são descritos para B2 e B3, porém agora o lodo de esgoto compõe uma codigestão anaeróbia juntamente com o resíduo alimentar buscando o aumento dos valores dos parâmetros em estudo. Em relação à remoção de sólidos notamos que na área A da Figura 12 aonde não há adição de resíduos o sistema se comportou com valores muito semelhantes ao do biorreator B1, como valores de 34,64% e 83,02%, no primeiro e segundo bimestres respectivamente. A partir do 3º bimestre (área B), em que ocorre a adição dos resíduos alimentares a remoção dos sólidos se mantém gradativa até a estabilização, não se deixando interferir por oscilações de temperatura no ambiente, ou seja, a codigestão anaeróbia potencializou a quantidade de matéria orgânica biodegradável do sistema pela mistura de dois substratos, mantendo a remoção de sólidos crescente e finalizando no valor de 88,82%. Flor et al. (2004), avaliaram que reatores semi-contínuos, com capacidade de 60 litros, alimentados com uma mistura de 75% de resíduos sólidos urbanos e 25% de lodo biológico, com TDH de 30 dias apresentaram remoção de sólidos voláteis de 88%. Dessa forma, mesmo o presente experimento sendo em escala de bancada (1,8 L útil), e as proporções de LS:RA variarem as taxas de remoção são equivalentes demonstrando o resultado advindo da codigestão da mistura binária.

A produção diária de biogás em B2 começou gradativa nos dois primeiros bimestres, mas a partir do 3º bimestre com a adição de resíduo alimentar a produção aumentou em 6,5 vezes – de 6,3 ml biogás/dia para 41,51 ml biogás/dia, pela boa sinergia entre o lodo e o resíduo para produzir mais biogás, desse modo os microrganismos tiveram maior variedade de nutrientes e matéria orgânica para digerir. O quarto bimestre terminou em 113,54 mL biogás/dia, reafirmou os benefícios da codigestão e continuou aumentado devido à boa estabilização da mistura e dos microrganismos ao sistema anaeróbio, independente das variações de temperatura ou pH que ocorreram durante este período.

O pH do sistema manteve-se neutro (pH 7) nos dois primeiros bimestres, pois eram alimentados somente com lodo secundário, e a partir do 3º bimestre com a adição dos resíduos nota-se que há um decaimento do pH devido justamente ao resíduo sólido ser mais ácido (pH 5,0), deixando o pH final do sistema em 6,5, o que não prejudicou o sistema, pois ainda estava dentro da faixa ótima para uma boa codigestão anaeróbia (pH de 6,0 a 8,5).

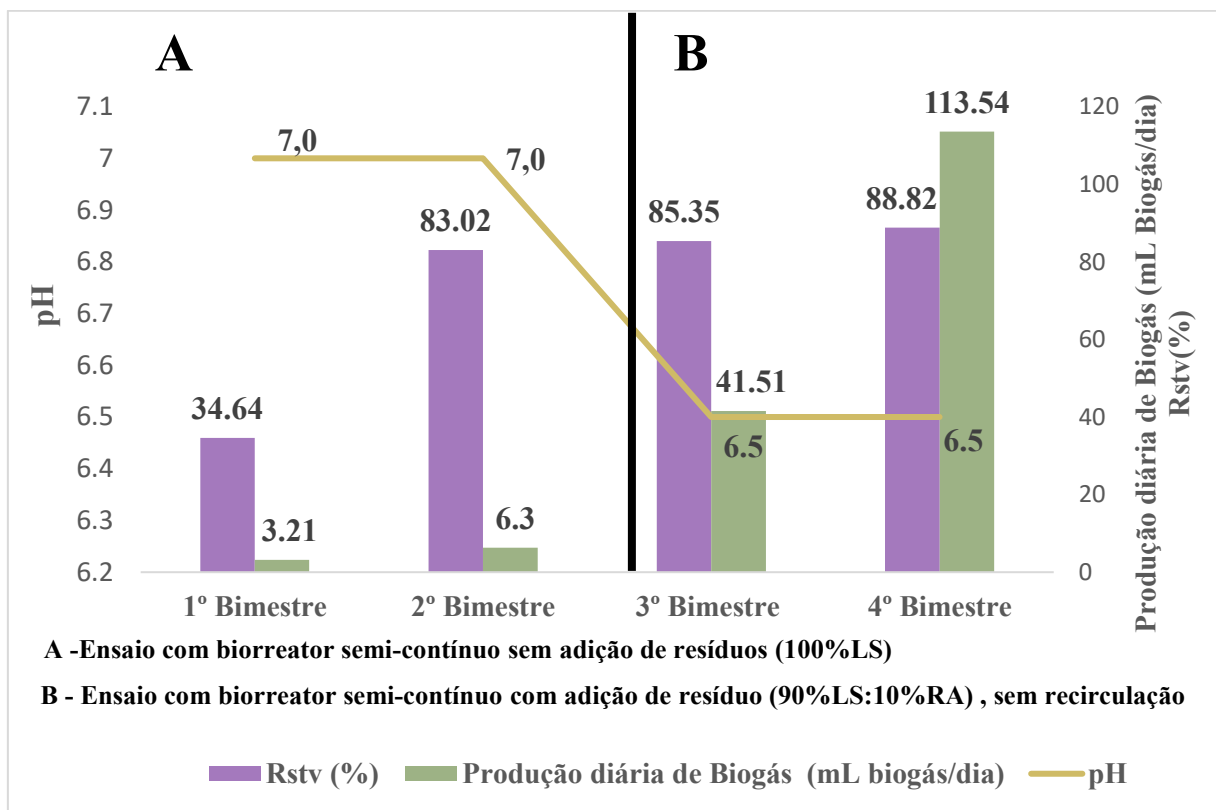


Figura 12 – Monitoramento do biorreator B2 (90LS:10RA) sem recirculação, onde Rstv significa remoção de sólidos totais voláteis.

O biorreator B3 segue o mesmo esquema de alimentação que o B2, o que diferencia é que esses parâmetros da Figura 13 acima sofreram influência da recirculação mecânica a partir do momento em que os resíduos começaram a ser adicionados. Como nos biorreatores B1 e B2, B3 também apresentava valores semelhantes para a remoção de sólidos nos dois primeiros bimestres, 33,87 % (1º semestre) e 83,45% (2º bimestre). A partir do 3º bimestre, onde começa a alimentação de resíduos e a recirculação mecânica a remoção de sólidos continuou a aumentar e foi analisado até o valor de 94,48% (4º bimestre), podemos observar que a circulação auxiliou o sistema a homogeneizar a matéria orgânica presente favorecendo que ela fosse biodegradada mais eficientemente. A recirculação propicia um aumento da concentração de bactérias em suspensão e conseqüente aumento da degradação dos substratos.

A produção diária de biogás de B3 seguiu o mesmo crescente que o B2, tendo quadruplicado do 2º para o 3º bimestre com a adição do resíduo – de 12,49 ml biogás/dia para 59,22 ml biogás/dia e estabilizado em 99,54 ml biogás/dia (4º bimestre). O aumento foi consistente com o que se espera da codigestão anaeróbia, ou seja, que a sinergia entre os substratos aumente gradualmente até atingir seu valor máximo, porém se compara com a produção de biogás do biorreator B2 (113,54 ml biogás/dia) o resultado é menor, com isso podemos supor que as bactérias do sistema não se adaptaram à recirculação ou porque no início do 3º bimestre ocorreu um vazamento do biorreator (B3) ocasionando perda de biomassa e, conseqüentemente, redução na remoção de sólidos.

Como o pH foi igual (pH 6,5), depois da adição de resíduos, tanto para B2 quanto para B3, pela acidificação do sistema advindo do resíduo alimentar, não é possível afirmar que o sistema tenha sido afetado em relação a remoção de sólidos ou à produção diária de biogás.

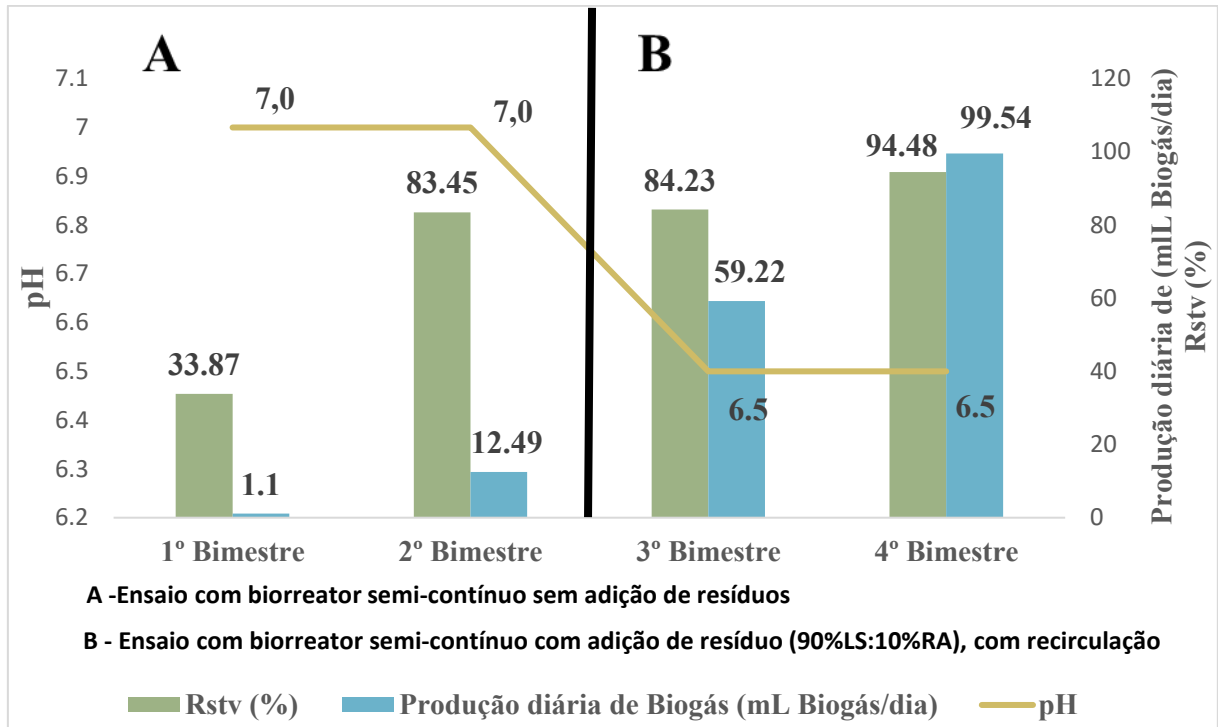


Figura 13 - Monitoramento do biorreator B3 (90LS:10RA) com recirculação, onde Rstv significa remoção de sólidos totais voláteis.

5.3 Avaliação da produção de biogás nos biorreatores

As Figuras 14, 15 e 16 relacionam Biogás (mL) por Sólidos Totais Voláteis aplicados (g), que são equivalentes aos Sólidos Totais Voláteis de entrada/aplicados no reator (STV_{aplicados}/STV_{aplicados}). Esses valores foram determinados a partir de dados planilhados e gráficos obtidos desses dados com o volume acumulado de biogás x STV aplicados acumulados.

Para B1 o valor da PEB aumentou em quatro vezes nos primeiros dois bimestres (5,83 ml biogás/g STV_{aplicados}) do experimento e posteriormente continuou a aumentar de maneira gradual até alcançar seu valor máximo de 46,99 mL biogás/g STV_{aplicados} (4º bimestre) (Figura 14). Se compararmos com a Figura 14 de B1 para remoção de sólidos observamos que os acréscimos comportam-se da mesma maneira, evidenciando que a PEB é um reflexo das características dos sólidos que estão entrando no biorreator, das variações do lodo adicionado que podem sofrer pequenas mudanças de lote para lote. O resultado final de B1 para a PEB pode ser comparado com outro estudo (FERREIRA et al, 2017), que reporta a PEB do lodo (100:0), coletado em uma ETE no Rio de Janeiro, como sendo 4,9 mL biogás/g STV_{aplicados}, ou seja, 10 vezes menor do obtido neste experimento. O que pode ser concluído é que a quantidade de material biodegradável contido em cada lodo, varia de acordo com a época do

ano que foi coletado, como foi armazenado ou o tipo de tratamento pelo qual passam nas ETE's, causando flutuações na produção de biogás.

A concentração de metano presente no biogás produzido pelos microrganismos anaeróbios, representa a qualidade do biogás. No período entre os dois primeiros bimestres em que o lodo está na fase *lag* tanto a produção específica de biogás quanto a porcentagem de metano contida nele são muito baixas, justamente por estarem se ajustando às novas condições. Logo que o lodo se adapta ao sistema a concentração de metano evolui mais – de 1,06% para 16,62% nos dois primeiros bimestres- e cresce até atingir 33,5% quando estabiliza, porém durante ao longo do experimento chegou a atingir 40%. Este resultado não fica dentro da faixa ótima de qualidade do biogás (entre 50-70% de metano), provavelmente pela falta de sinergia com outro substrato, o que aumentaria a porcentagem de metano, ou da qualidade do lodo em si para produzir um biogás de qualidade mais elevada sozinho. Portanto o lodo na proporção 100 LS:0 RA não obteve boa qualidade de biogás baseado na concentração de metano, devido a ser um lodo aeróbio inicialmente.

A produção específica de metano (PEM) é diretamente dependente dos parâmetros discutidos anteriormente. Como os parâmetros (PEB e %CH₄) não apresentaram resultados elevados para o sistema com por cento lodo, a PEM também foi reduzido. O valor final da produção específica de metano ficou em 15,45 ml CH₄/g STV aplicados, utilizando como parâmetros os últimos dados de porcentagem de metano e PEB (4º bimestre).

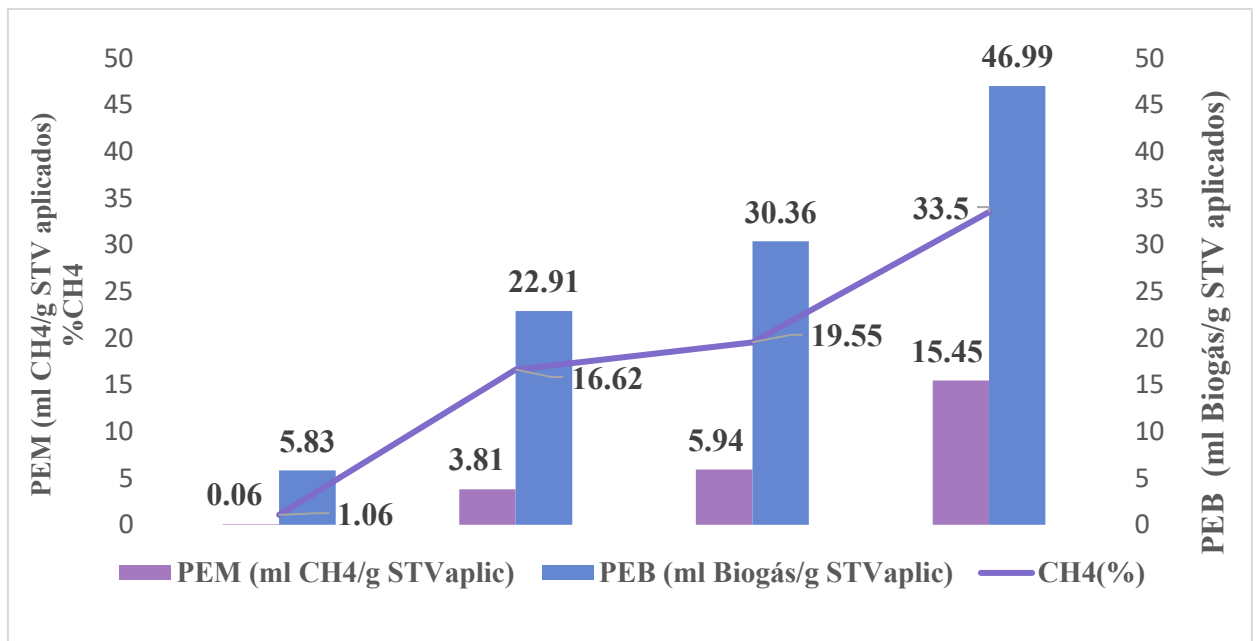


Figura 14 – Monitoramento parâmetros biorreator B1 (100LS:0RA).

A PEB no biorreator B2 (Figura 15), aumentou em mais de quatro vezes comparando-se antes da adição de resíduos (33,24 ml biogás/g STVaplicados) com depois da adição de resíduos, quando foi para 148,28 ml biogás/g STVaplicados, concluído mais uma vez a boa relação entre o lodo de esgoto com o resíduo alimentar em produzir biogás. Ferreira et al.(2017) apresentou em estudos com proporção um pouco variada de lodo:resíduo alimentar (80:20) que a PEB analisada foi de 54,8 ml biogás/g STVaplicados, o que pode ser conclusivo para o percentual de resíduo adicionado no sistema, demonstrando que a adição favorece o processo para a produção específica de biogás pela contribuição orgânica que fornece, uma vez que a proporção 90:10, deste experimento, apresentou PEB 170% maior que o estudo anterior.

O percentual de metano mensurado em B2 foi superior do que apresentado em B1, depois da adição de resíduos, fixando seu valor em 53,4 % de metano. Durante o experimento B2 alcançou a marca de 64,1% de metano, ou seja, apesar da estabilização ter ficado mais abaixo, a codigestão entre lodo secundário e resíduo alimentar demonstraram ser excelentes substratos para produzir biogás com alta qualidade em metano. A queda do percentual pode ter ocorrido de variações climáticas do sistema, em que as bactérias metanogênicas não estavam no ambiente mais controlado e favorável para a produção de biogás.

A produção específica de metano (PEM) advinda dos valores finais de PEM e percentual de metano, foi fixada no valor de 79,18 mL CH₄/g STV aplicados, ou seja, 5 vezes maior do que a PEM do controle. Outros resultados como Ferreira et al.(2019) concluíram valores de PEM em torno de 184,2 mL CH₄/g STV aplicados para a mesma mistura 90:10, porém em um sistema em batelada, o que pode ter resultado em dados mais elevados, por não ter a alimentação e retirada contínua da mistura e sem contato nenhum com oxigênio, não interferindo na produtividade dos microrganismos.

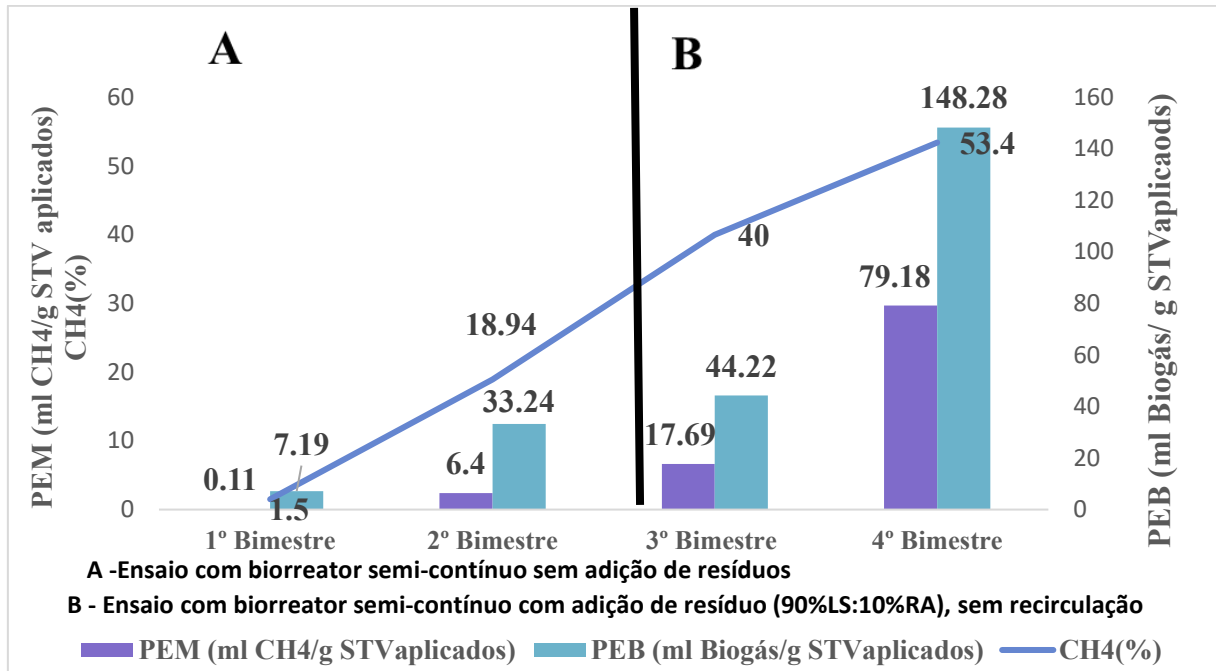


Figura 15 - Monitoramento parâmetros biorreator B2 (90LS:10RA), sem recirculação.

A PEB para B3 (Figura 16) segue um mesmo ritmo de crescimento que o B2. Devemos ressaltar a área B que é onde começa a adição dos resíduos e a recirculação do sistema, de forma que a PEB no 3º bimestre em B3 é mais elevada do que no mesmo período para B2, isso significa que quando a codigestão e a recirculação foram iniciadas o sistema foi favorável ao aumento dos parâmetros de interesse, porém à medida em que as bactérias ficavam mais tempo expostas a essas novas condições, elas foram se desabitutando e desfavorecendo a produção de biogás. No final do processo B2 ainda obteve melhor resultado de PEB do que em B3, ficando 148,28 ml biogás/g STV aplicados contra 127,84 ml biogás/g STV aplicados, respectivamente. Conclui-se então que em relação à produção específica de biogás não se faz necessária a utilização de uma bomba para a recirculação do sistema, o que é um aspecto positivo, pois reduz o custo com energia sem perder resultados elevados dos principais parâmetros.

A porcentagem de metano presente no biogás para B3 consolidou-se em 58,5%, porém ao longo do experimento chegou a medir 70,3%, alcançando o máximo dentro da faixa ótima (50-70%). Se comparado com o percentual final de metano em B2, vemos que os valores são próximos e ratifica-se mais uma vez, que para uma boa qualidade na produção de biogás a recirculação não é essencial.

A PEM de B3 (74,78 ml CH₄/g STV aplicados) ficou muito próxima a de B2 (79,18 ml CH₄/g STV aplicados), apesar da porcentagem de metano ser maior em B3, a PEB foi maior em B2, equilibrando os valores que ficaram próximos entre si.

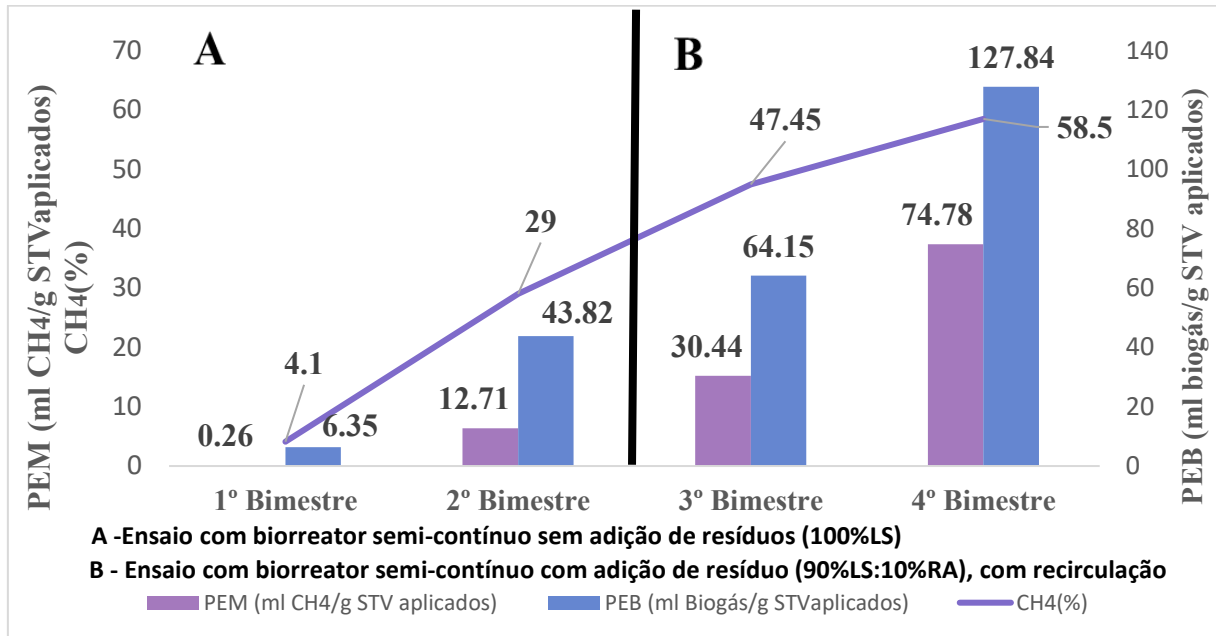


Figura 16 - Monitoramento parâmetros biorreator B3 (90LS:10RA), com recirculação.

5.4 Parâmetros Finais

Na Tabela 8 estão apresentados os valores finais das principais variáveis avaliadas para os três reatores, após o tempo total de avaliação dos biorreatores.

Tabela 8 – Parâmetros finais dos biorreatores.

Parâmetro	B1	B2	B3
Rstv (%)	64,38	88,82	94,48
PEB (ml biogás/g STVaplic)	46,13	148,28	127,84
CH ₄ (%)	33,50	53,40	58,50
PEM (ml CH ₄ /g STVaplic)	15,45	79,18	74,70

A tabela 8 nos auxilia a comparar os valores obtidos em relação aos parâmetros estudados. A remoção de sólidos voláteis (STV) que, para um sistema contendo lodo e resíduo, houve sinergia positiva entre os dois substratos e rendeu um alto volume de carga orgânica biodegradável que conseguiu ser removida.

Na produção específica de biogás observou-se que os resultados da utilização de recirculação do sistema não se faz necessária, pois a PEB obtida no reator com resíduo, mas sem recirculação, foi a mais elevada. Isso é interessante, pois reduziria um custo energético associado a bomba de recirculação, que, obviamente, não seria utilizada.

O percentual de metano nos casos com LS:RA mostrou-se dentro da faixa esperada (50-70%). E a PEM para os sistemas binários (LS:RA) – 79,18 ml CH₄/g STVe e 74,78 ml CH₄/g STVe - foi cinco vezes maior que para o sistema 100% lodo – 15,45 ml biogás/g STV aplicados. Lebiocka e Piotrowiczs (2012) encontraram valores na PEM de 25% maior para STVe com misturas contendo 25% da fração orgânica de resíduos sólidos em comparação ao controle. Neste experimento, utilizando fração orgânica de resíduo alimentar a PEM do reator B1 se apresentou sendo apenas 20% das produções específicas de metano de B2 e B3.

6 Conclusão

O resíduo alimentar em codigestão anaeróbia com o lodo de esgoto demonstrou uma boa sinergia para todos os parâmetros avaliados, principalmente se comparados com o controle (somente com LS). O resíduo alimentar também apresentou ter uma ótima quantidade de matéria orgânica biodegradável, o que viabilizou os altos índices de remoção de STV. Em relação a remoção de sólidos totais voláteis o reator alimentado com a mistura binária 90 LS:10 RA com recirculação (B3) mostrou ter melhores números. Sem questionamentos, a codigestão anaeróbia apresentou em todos os parâmetros estudados os melhores resultados.

A produção específica de biogás mostrou que o sistema 90:10 sem recirculação mecânica (B2) seria o mais adequado para a produção de biogás, pois atendeu aos melhores resultados da PEB e teve valores semelhantes de PEM em relação ao reator com recirculação (B3), em escala de bancada (2,1 L de volume total). Além disso B2 sempre demonstrou constância do crescimento dos dados para um reator semi-contínuo de bancada, o que representa um ótimo ponto a ser considerado, pois ainda assim é possível gerar um biogás com qualidade em metano e não ter o gasto energético associado.

Portanto, conclui-se que a codigestão anaeróbia de resíduo alimentar e lodo de esgoto é interessante, pois gera um produto energético renovável e com bom potencial calorífico, e contribui para a redução do custo das estações de tratamento de esgoto (ETE) e redução de resíduos alimentares que possivelmente seriam descartados, reduzindo assim custos de tratamentos residuais e aterros.

7 Referências Bibliográficas

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004: ABNT NBR 9050:2004.
- ABREU, Fabio Viana de. Biogás: economia, regulação e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Editora Interciência Ltda, 196 p., 2014.
- AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review. *Environmental Reviews*, n. 18, p. 255-278, 2010.
- AMARAL, Cecília Maria Costa; AMARAL, Luiz Augusto; JÚNIOR, Jorge de Lucas; NASCIMENTO, Adjair Antônio; FERREIRA, Daniel de Souza; MACHADO, Márcia Rita Fernandes. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulicos. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.34, n.6, p.1897-1902, 2004.
- AMORIM, Ana C.; JÚNIOR, Jorge de Lucas; RESENDE, Kléber. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos obtidos nas diferentes estações do ano. *Engenharia Agrícola*. Jaboticabal, v.24, n.1, p.16-24, 2004.
- APHA (American Public Health Association), American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18.ed., New York, 2005.
- APPLES, L.; LAUWERS, J.; DEGREVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K., et al. Anaerobic digestion in global bio-energy production: 71 Potential and research challenges. *Renew Sust Energy*, v. 15, p. 4295–4301, 2011.
- BATISTA, L. F. Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, 197 p., 2015.
- BALESTIERI, José Antônio Perella. *Geração de energia sustentável*. São Paulo. Editora Unesp, 2014.
- BERNI, Mauro Donizeti; BAJAY, Sergio Valdir. *Geração de energia e a digestão anaeróbia no tratamento de efluentes: estudo de caso na indústria de papel*. An.3, Enc. Energ. Meio Rural. Universidade Federal de Campinas. São Paulo, 2003.
- BOUALLAGUI, H. et al. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 3, p. 989–995, 2005.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009.

- BRASIL. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa SDA nº27, de 5 de junho de 2006 (Alterada pela IN SDA nº 7, de 12/04/16, republicada em 02/05/2016).
- BRASIL. Presidência da República Casa Civil. Subchefia para assuntos jurídicos. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007.
- BRASIL. Presidência da República Casa Civil. Subchefia para assuntos jurídicos. Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005.
- BRASIL. Presidência da República Casa Civil. Subchefia para assuntos jurídicos. Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010.
- BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos: Versão pós Audiências e Consulta Pública para Conselhos Nacionais. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, ago. 2012.
- Disponívelem:<http://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir1529/PNRS_consultas_públicas.pdf>. Acesso em: mai 2019.
- BRASIL. Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: Governo Federal, 2010.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Série: Recursos Energéticos. Nota técnica DEN 06/08. Avaliação preliminar do aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2008.
- CABBAI, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste management*, v. 33, n. 7, p. 1626–1632, 2013.
- CAGDAG, O.N., SPONZA, D.T., Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *J. Hazard Mat.* 140, p. 75-85, 2007.
- CASAN, Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. ETE. Estação de tratamento de esgotos sanitários, 2019.
- CHAN, Pak Chuen; LU, Qihong; TOLEDO, Renata Alves; GU, Ji-Dong, SHIM, Hojae. Improved anaerobic co-digestion of food waste and domestic wastewater by copper supplementation- Microbial community change and enhanced effluente quality. *Science of the Total Enviroment*. Elsevier. V.670, Pg. 337-344, 2019.
- CHEN, Y., CHEN, J.J., CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *BioresourceTechnol.* v.99, p.4044–4064., 2008.
- CHERNICHARO, C.A L. Reatores anaeróbios – Edição revisada e ampliada. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007, 379 p.
- CHERNICHARO, C.A.L. Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 1. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997, 246 p.

- CHITARRA, M. I. F.; CHITARRA, A. B. Pós-colheita de frutas e hortaliças: fisiologia e manuseio. 2. ed. Lavras: UFLA, 2005. p. 783.
- CLODNITCHI, Roxana; NEDELCU, Alexandra Catalina. Key elements of entrepreneurial (business) model in the biogás sector. Insights from Romania, 2018.
- CREMASCO, Marco Aurélio. Operações Unitárias em sistemas particulados e fluidodinâmicos e outros trabalhos- 3.ed.- São Paulo. Editora Blucher, 2018.
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. Biogas from Waste and Renewable Resources. Weihem Wiley-VCH, 443p. 2008.
- ELKHALIFA, Samar; AL-ANSARI, Tareq; MACKEY, Hamish R., McKAY, Gordon. Food waste to biochars through pyrolysis: A review. Resources, Conservation and Recycling. Elsevier. Volume 144, Pages 310-320, 2019.
- EMBRAPA, Aproveitamento de resíduos agroindustriais para produção de adubo orgânico. Disponível em: <https://www.embrapa.br/prosa-rural/busca-de-noticias/-/noticia/2441423/prosa-rural---aproveitamento-de-residuos-agroindustriais-para-producao-de-adubo-organico>. Acesso em: ago 2019.
- EUROPEAN COUNCIL. Conclusions on 2030 Climate and Energy Policy Framework, EUCO 169/14 (2014). Disponível em: https://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms_data/docs/pressdata/en/ec/145397.pdf. Acesso em: jun 2019
- FFERREIRA, J.S.; VOLSCHAN Jr., I.; Cammarota, M.C. Efeito da adição de resíduo alimentar na codigestão de lodo de esgoto. Anais do 29o Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental e Sanitária, São Paulo, 2017.
- FERREIRA, Janaína S.; SILVA, Allison R.M.; SOARES, Hugo M.; ALVES, Ana C.; TEIXEIRA, Camila de Freitas; MICHELS, Camila; JR FURIGO, Agenor. Universidade Federal de Santa Catarina: Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos. Simpósio Mundial de Sustentabilidade. Florianópolis, Brasil, 2019.
- FONSECA, J. C. L.; SILVA, M. R. A.; BAUTITZ, I. R.; NOGUEIRA, R.F. P.; MARCHI, M. R. R. Avaliação da confiabilidade analítica das determinações de carbono orgânico total (COT). Eclética Química, v. 31, n. 3, p. 47, 52, 2006.
- FOSTER-CARNEIRO, T; PÉREZ, M; ROMERO, L. I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactor treating food waste. Bioresource Technology, v. 99, p. 6994- 7002, 2008.
- GOUVEIA, Nelson. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. Scientific Eletronic Library Online. São Paulo, 2012.

- GUIMARÃES, J.R.; NOUR, E.A.A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza. Química nova na escola, edição especial, p.21, 2001.
- GUSTAVSSON, J; CEDERBERG, J; SONESSON J, van Otterdijk J, Meybeck A. 2011. Global food losses and food waste: extent, causes and prevention. FAO, Rome, 29.
- GRIGATTI, M.; CIAVATTA, C.; GESSA, C. Evolution of organic matter from sewage sludge and garden trimming during composting. Bioresource Technology, v. 91 n. 2, p. 163-169, 2004.
- IBAM [Instituto Brasileiro de Administração Municipal]. O Cenário dos Resíduos Sólidos no Brasil. Boletim Sobre Resíduos Sólidos. Boletim 1. Disponível em: <http://www.ibam.org.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm>. Acesso em: jul 2019.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008), publicada em 20/08/2010 e última modificação realizada em 28/07/2014. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: jun de 2019.
- IPEA, 2012. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Relatório de pesquisa. Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>.
- JACOBI, Pedro Roberto; BESEN, Gina Rizpah. Gestão de resíduos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. Scientific Eletronic Library Online. São Paulo, 2011.
- JINGURA, R.M., MATENGAIFA, R. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. Renew. Sust. Energy Rev. 13, p. 1116-1120, 2009.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 7a. ed. Rio de Janeiro. 2014.
- KARIM, K.; HOFFMANN, R.; KLASSON, T.; AL-DAHMAN, M. H. Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. Bioresource Technology, v. 96, p. 1771-1781, 2005.
- KUS, F.; WIESMANN, U. Degradation kinetics of acetate and propionate by immobilized anaerobic mixed cultures. Water Research, v.29, n.6, p.1437-1443, 1995.
- LEBIOCKA, M., PIOTROWICZ, A. Co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. a comparison between laboratory and technical scales. Environ. Protect. Eng., v. 38 n. 4, p.157 – 162. 2012.
- LEMA, J. M.; MÉNDEZ, R. J.; Tratamientos biológicos anaerobios. In: BUENO, J.; SASTRE, L.; LAVIN, A. (eds) Contaminación e ingeniéria ambiental, v. 3. Contaminación de las aguas. F.I.C.Y.T, Oviedo, 1997.

- LOPES, W.S., LEITE, V.D., PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 94, p. 261–266, 2004.
- MACIEL, F.J. & JUCÁ, J.F.T. (2011) Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. *Waste Management*, v. 31, p. 966-977.
- MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.45, p. 540-555, 2015.
- MENDONÇA, Sérgio Rolim. *Sistemas sustentáveis de esgotos: orientações técnicas para projeto e dimensionamento de redes coletoras, emissários, canais, estações elevatórias, tratamento e reuso na agricultura*. São Paulo. Editora Blucher., 2017.
- METCALF, A.; EDDY, M.S. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. New York: McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., 1991.
- NELLEMMAN, C., MACDEVETTE, M., MANDERS, T., EICKHOUT, B., Svihus, B., Prins, A. and KALTENBORN, B. (eds) (2009) *The Environmental Food Crisis. The environment's role in averting future food crises. A UNEP rapid response assessment*. Arendal, UNDP.
- OLIVEIRA, Luiz Gustavo; NEGRO, Simons O. Contextual structures and interaction dynamics in the Brazilian Biogas Innovation System. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Volume 107, Pages 462- 481, 2019.
- OLIVO, Valdir Eduardo; BELLO, Micheli Dal. *Panorama da disposição final dos resíduos sólidos urbanos em Santa Catarina*. 9º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos, 2018.
- PECORA, V. *Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – Estudo de caso*. 2006. 152 f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- PEROVANO, T. G; FORMIGONI, L. P. A. *Geração de energia a partir de subprodutos do tratamento de esgotos sanitários*. 2011. 101 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Espírito Santo, Vitória. 2011.
- RAPOSO, F. et al. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 86, n. 8, p. 1088–1098, 2011.
- RAVEN, R.P.J.M.; GREGERSEN, K.H. *Biogas plants in Denmark: successes and setbacks*. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 11 (2007), pp. 116-132.
- SANTA CATARINA. *Elaboração do plano estadual de resíduos sólidos de Santa Catarina*. Florianópolis, outubro 2017. Disponível em: <http://perssc.premiereng.com.br/download/PANORAMA%20DOS%20RS%20EM%20SC%20-%20VOL%20I.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2018.

- SCARLAT, Nicolae; DALLEMAND, Jean-François; FAHL, Fernando. Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, v. 129, Part A, Pg 457-472, 2018.
- SCHWANKE, Cibele. *Ambiente: Tecnologias: Série Tekne*. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia. Rio Grande do Sul. Editora bookman, 2013.
- SDS-SC: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Social de Santa Catarina, 2011. Disponível em: <http://www.sds.sc.gov.br/index.php/biblioteca/pastas-tematicas/meio-ambiente/pers-sc/596-pers-sc/file>. Acesso: 21 jun 2019.
- SIDDIQUI, Z.; HORAN, N.J.; KOFI, A. Optimisation of C: N ratio for co-digested processed industrial food waste and sewage sludge using the BMP test. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*. v. x, n. x, p. xx-xx, 2011.
- SILVA, Anna Kelly Moreira da. *Caracterização dos resíduos sólidos urbanos: aproveitamento do biogas*- 1.ed. – Curitiba. Appris, 2019.
- SILVA, Allison R. M.; Ferreira, Janaína S.; JR FURIGO, Agenor; ALVES, Ana C.; SOARES, Hugo M. Federal University of Santa Catarina: Department of Chemical and Food Engineering, Florianópolis, Brasil, 2019.
- SOUTO, Gabriel D'Arrigo de Brito; POVINELLI, Jurandyr. *Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão*, pág. 565-588. Elsevier Editora Ltda., 2013.
- SOUZA, Marcos Eduardo. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. *Revista DAE* – vol.44, n.137, 1984.
- TCHOBANOGLIOUS, G. *Integrated solid Waste Management*, Civil Engineering Series. Mc Graw - Hill International Editions, 1993.
- VON SPERLING, Marcos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*- 3.ed.– Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.
- VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Org.) *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001. 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6). cap. 2, p. 17-67.
- ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 38, p. 383-392, 2014.

