



Universidade Federal do Rio de Janeiro

Escola Politécnica & Escola de Química

Programa de Engenharia Ambiental

Agne Pereira da Cunha

**CODIGESTÃO DE LODO DE ESGOTO E RESÍDUO ALIMENTAR PRÉ-
FERMENTADO**

Rio de Janeiro

2020



UFRJ

Agne Pereira da Cunha

CODIGESTÃO DE LODO DE ESGOTO E RESÍDUO ALIMENTAR PRÉ- FERMENTADO

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadores: Prof. Dr. Isaac Volschan Junior

Prof^a. Dra. Magali Christe Cammarota

Rio de Janeiro

2020

CUNHA, Agne Pereira da.

Codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar pré-fermentado / Agne Pereira da Cunha. – 2020.

108 f.: 26 il. 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2020.

Orientador: Isaac Volschan Jr. e Magali Christe Cammarota.

1. Codigestão anaeróbia. 2. Lodo de esgoto. 3. Resíduo alimentar. 4. Fermentação. 5. Metano. 6. Biogás. I. Volschan Jr., Isaac e Cammarota, Magali Christe. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Título.



UFRJ

CODIGESTÃO DE LODO DE ESGOTO E RESÍDUO ALIMENTAR PRÉ-FERMENTADO

Agne Pereira da Cunha

Orientadores: Prof. Dr. Isaac Volschan Junior

Prof^a. Dra. Magali Christe Cammarota

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

Presidente, Prof. Isaac Volschan Junior, D.Sc., PEA/UFRJ (Orientador)

Prof^a. Magali Christe Cammarota, D.Sc., PEA/UFRJ (Co-orientadora)

Prof^a. Bianca Ramalho Quintaes, D.Sc., PEA/UFRJ

Prof. Felipe Sombra dos Santos, D.Sc., EQ/UFRJ

Prof. João Paulo Bassin, D.Sc., PEQ/UFRJ

Rio de Janeiro

2020

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família, por todo apoio e compreensão, especialmente aos meus amados pais.

AGRADECIMENTOS

À Deus por me guardar e me dar forças para seguir esse caminho que eu escolhi trilhar longe de casa, nesse caos formidável que é o Rio de Janeiro.

À minha família, que mesmo descontentes com a minha partida de Goiânia, não deixaram de me apoiar e de acreditar em mim em todos os momentos. Agradeço especialmente à minha mãe Adelina e meu pai José, por todo esforço e todas as lutas que vocês tiveram que enfrentar para que eu e minhas irmãs tivéssemos a educação desejada, bem como uma vida melhor. Agradeço ao meu pai pela liberdade em deixar que cada uma de nós três siga com a certeza que de que ele estará sempre do nosso lado para o que der e vier. Às minhas irmãs Yasmeen e Sarah eu agradeço pelos conselhos e palavras de carinho, pela amizade e apoio e por nunca deixarem eu me sentir sozinha, apesar da distância física. Ao meu irmão Natan, que mesmo com pouca idade sempre tem algo sábio a dizer. Não sei o que faria sem vocês.

Ao meu companheiro Diogo, por acreditar em mim, mesmo nos momentos que nem eu mesmo acreditava. Obrigada por estar sempre ao meu lado nesses anos, por sempre me fazer rir e pela paciência e ajuda nos tempos difíceis.

Ao meu orientador Isaac Volschan Jr., por ter me dado a oportunidade de ser sua orientanda, pelo conhecimento compartilhado comigo e por toda ajuda para o desenvolvimento deste projeto.

À minha co-orientadora Magali Christe Cammarota, pelos ensinamentos durante todo esse percurso, pela paciência e ajuda tanto na parte experimental como em todas as etapas dessa dissertação. Agradeço por me nortear em todas as fases deste projeto e por todo tempo e esforço dedicado a me orientar e a conclusão deste trabalho.

Às equipes dos laboratórios de tecnologia ambiental (LTA) e de engenharia do meio ambiente (LEMA) e do Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA). Agradeço com muito carinho por sempre me ajudarem e por serem tão pacientes comigo. As meninas do LEMA: Cristina, Darlise e Cida, que abriram as portas do laboratório para mim e fizeram eu me sentir muito bem acolhida. Obrigada pelas conversas, conselhos e pela ajuda na parte experimental deste trabalho.

Aos companheiros do LTA: Fran, Leandro, Eduardo, Verônica, Victoria e Vinícius, pelo acolhimento no laboratório onde eu tanto aprendi, pelos momentos de descontração em meio as situações difíceis, pelo conhecimento compartilhado e também pela ajuda nos experimentos. Sou grata também à Janaína, que antes de mim realizou seu trabalho com tanto zelo e me possibilitou dar continuidade à linha de pesquisa. Obrigada por todos os conselhos, incentivos e ensinamentos.

Às manas Aline e Gabriela, companheiras de PEA, de INCT e de CESA. Muito obrigada pela amizade e pelos momentos compartilhados durante esse mestrado. Não tenho palavras para agradecer. Agradeço pelo grande desafio de ter trabalhado no CESA, em conjunto também com Éder e Paulinho. Em especial, meu muito obrigada a este último, por compartilhar muitas risadas, por me ouvir sempre e pela enorme ajuda durante minha passagem por lá, que foi essencial. Obrigada também ao Francisco, por sempre ter me auxiliado quando eu precisei e pela experiência compartilhada.

À equipe do Restaurante Universitário que durante todo o período dos experimentos forneceram o resíduo alimentar para que o trabalho fosse realizado. Especialmente Anderson e Fernanda que ajudaram pessoalmente nessa tarefa.

Aos amigos de Goiânia que mesmo à distância sempre me ouviram e me permitiram nunca se sentir desamparada. São amigos de longa data que eu conheci, entre outros lugares, no Colégio Mérito e na Universidade Federal de Goiás. Vocês todos fazem parte da minha vida e eu agradeço imensamente pela amizade e companheirismo. Agradeço também às novas amigas que fiz aqui no Rio de Janeiro, especialmente Jaciara, Manu e Maria, que me acolheram na república, compartilharam suas histórias comigo e me fizeram tão bem com sua companhia.

Por fim, agradeço ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETES Sustentáveis (INCT ETES Sustentáveis) que em conjunto com o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) me concederam lugar neste projeto de pesquisa e a minha bolsa para desenvolvimento do trabalho.

RESUMO

CUNHA, Agne Pereira da. **Codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar pré-fermentado**. Rio de Janeiro, 2020. Dissertação (Mestrado) - Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

Nesta pesquisa foi avaliada a codigestão anaeróbia de lodo aeróbio proveniente de tratamento secundário de esgotos sanitários e resíduo alimentar (RA) recém-preparado e pré-fermentado. O RA consistia de sobras de refeições servidas no Restaurante Universitário Central/UFRJ após processamento (trituração e adição de água). A pré-fermentação do RA foi realizada por 48h, à temperatura ambiente ($\sim 26^{\circ}\text{C}$) e com agitação, em reator aberto (20 L). Os experimentos de digestão anaeróbia (DA) em escala de bancada foram conduzidos sob três condições: i) 100% lodo (controle G1); ii) 80:20 (% v/v) lodo:RA fresco (G2); e iii) 80:20 lodo:RA pré-fermentado (G3), em reatores de 1L, a $(30 \pm 1)^{\circ}\text{C}$. Em escala piloto, foram analisadas somente as condições i (D1) e iii (D2) em digestores de 400L operados à temperatura ambiente $(30 \pm 4)^{\circ}\text{C}$. Em ambas escalas, os digestores operaram em regime semi-contínuo, com TDH de 30 dias e agitação intermitente (manual – bancada ou recirculação - piloto). Tanto nos digestores de bancada como nos digestores piloto, a alimentação de lodo e RA resultou em melhor desempenho (maior redução de SSV, produção específica de biogás e metano) em comparação ao digestor controle alimentado com somente lodo. Em G2 e G3 foram obtidos 208 - 248 mL biogás/g SSVi e redução de 53% de SSV, enquanto em G1 somente 46 mL/g SSVi e 35%. Em D2 foram obtidos 75% de redução de SSV e 444 NmLCH₄/g SSVi. A comparação entre a codigestão de lodo com RA fresco e pré-fermentado teve como resultado a pré-fermentação do RA por 48h como uma boa opção para ser aplicada na partida dos reatores. Em G3, a recuperação do pH foi muito mais rápida do que em G2 e o rendimento de biogás relativamente estável desde a partida. Após a estabilização, no entanto, a codigestão com RA com e sem pré-fermentação apresentaram resultados similares.

Palavras chave: Codigestão anaeróbia, lodo de esgoto, resíduo alimentar, fermentação, metano, biogás.

ABSTRACT

CUNHA, Agne Pereira da. **Codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar pré-fermentado**. Rio de Janeiro, 2020. Dissertação (Mestrado) - Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

This research evaluated the anaerobic codigestion of sewage sludge and pre-fermented food waste (FW). The FW pre-fermentation was achieved after processing (grinding and adding water), for 48 hours at room temperature with agitation in open reactor (20 L). The anaerobic digestion experiments were conducted under three conditions: i) 100% sludge (control); ii) 80:20 (% v/v) sludge: FW freshly prepared; and iii) 80:20 sludge: FW pre-fermented, in bench reactors (1 L) and respirometer (0.6L). On the pilot scale (400L) only the conditions i (D1) and iii (D2) were analyzed. The preliminary fermentation test indicated that 48h is the best condition for FW pre-treatment. In bench experiments of anaerobic digestion in semi-continuous condition and HRT of 30 d, the digesters under codigestion with FW presented PEB 5.4 and 4.8 times higher for G2 and G3, respectively, compared to G1control and SSV reduction of $(35.1 \pm 4.0)\%$ in G1, $(52.8 \pm 0.9)\%$ in G2 and $(52.8 \pm 2.4)\%$ in G3. The respirometer results under the same conditions indicated SMP of (107 ± 8) , (251 ± 20) , (252 ± 29) NmLCH₄ / g VSSi for G1, G2 and G3, in this order. The pilot scale biodigestors, as observed on the bench, reproduced a superior performance compared to the control. The comparison of sludge and FW pre-fermented codigestion between the two scales indicated better results on the pilot scale, operated at room temperature with an average of (30.1 ± 3.5) °C, with a reduction in VSS of $(75.2 \pm 16.0)\%$ and SMP of (444 ± 26) NmL CH₄ / g VSSi, for D2. The FW pre-fermentation revealed as a satisfactory option to be implemented in the start-up phase of the reactors, which demonstrated better results. After stabilization, FW codigestion with and without pre-treatment maintained highly similar results.

Keywords: Anaerobic codigestion, sewage sludge, food waste, fermentation, methane, biogas.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos graxos voláteis
AT	Alcalinidade total
AVT	Acidez Volátil Total
CESA	Centro Experimental em Saneamento Ambiental
CSTR	Continuous stirred tank reactor
COT	Carbono orgânico total
COV	Carga orgânica volumétrica
CT	Centro de Tecnologia
DA	Digestão Anaeróbia
DP	Desvio padrão
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EF	Ethanol Fermentation
FES	Fermentação em Estado Sólido
FORSU	Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos
LEMA	Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente
LTA	Laboratório de Tecnologia Ambiental
NBR	Norma brasileira
NPM	Número mais provável
PEB	Produção específica de biogás
PEM	Produção específica de metano
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PROBIOGAS	Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
SST	Sólidos suspensos totais
RA	Resíduo alimentar
RU	Restaurante Universitário
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SDV	Sólidos dissolvidos voláteis
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket (reator anaeróbio de manta de lodo)
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Geração de RSU no Brasil.....	22
Figura 2.2. Disposição final de RSU coletados no Brasil (t/dia) em 2017 e 2018, por tipo de destinação.....	23
Figura 2.3. Vias metabólicas e microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia (com redução de sulfato).	31
Figura 3.1. Unidades do sistema de Lodos Ativados do CESA: tanque de aeração (à esquerda) e decantadores secundários (à direita).	49
Figura 3.2. Restos de comida coletados no RU (A) e liquidificador industrial utilizado para preparar o RA (B).	50
Figura 3.3. Sistema utilizado no experimento preliminar de pré-fermentação do RA (A) e na produção de RA pré-fermentado para os digestores de bancada (B).	53
Figura 3.4. Sistema utilizado na pré-fermentação do RA alimentado no digestor em escala piloto.	53
Figura 3.5. Digestores anaeróbios utilizados nos experimentos em bancada. .	54
Figura 3.6. Experimento conduzido em respirômetro.	55
Figura 3.7. Projeto dos biodigestores de escala piloto (à esquerda) e operados no CESA (à direita).....	56
Figura 3.8. Esquema do sistema de alimentação dos biodigestores em escala piloto.....	57
Figura 3.9. Medidores de pH Etatronds (à esquerda) e medidor de volume de gás Ritter (à direita).....	58
Figura 3.10. Sequência de peneiras para ensaio granulométrico do RA.....	62
Figura 4.1. Resultados do monitoramento de carboidratos e proteínas solúveis em dois experimentos de pré-fermentação.	67

Figura 4.2. Valores de Alcalinidade Total e Acidez Volátil de quatro pré-fermentações.....	68
Figura 4.3. Variação de pH ao longo da operação dos Digestores G1, G2 e G3. A linha vertical separa o período de partida das demais semanas de operação.	71
Figura 4.4. Concentração de SSV inicial e final ao longo da operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3. A linha vertical separa o período de partida e dois períodos de estabilização observados durante a operação.	74
Figura 4.5. Redução de SSV ao longo da operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3 com as respectivas linhas de tendência.....	76
Figura 4.6. Volume de biogás (30°C) a cada semana de operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3 com as respectivas linhas de tendência.....	77
Figura 4.7. Produção específica de biogás (30°C) a cada semana de operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3 com as respectivas linhas de tendência.	79
Figura 4.8 Produção cumulativa de metano e resultados de regressão da equação de Gompertz modificada durante a digestão anaeróbia de lodo de esgoto e misturas de lodo de esgoto com RA fresco ou pré-fermentado.	84
Figura 4.9. Variação de pH ao longo da operação dos digestores de bancada D1 e D2. A linha vertical separa diferentes períodos de operação.	86
Figura 4.10. Concentração de SSV inicial e final ao longo da operação dos digestores piloto D1 e D2. A linha vertical separa diferentes períodos observados durante a operação.....	88
Figura 4.11. Redução de SSV ao longo da operação dos digestores piloto D1 e D2.....	89
Figura 4.12. Volume de biogás (20 °C) e PEB ao longo da operação dos digestores piloto D1 e D2.	91

Figura 4.13. Relação entre a PEM e a redução de SSV obtidos nas fases finais no respirômetro e na escala piloto.....94

Figura 4.14. Comparação da PEM na digestão e codigestão de lodo do CESA/UFRJ sob diferentes escalas e condições.....95

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 2.1. Principais características das bactérias anaeróbias	32
Quadro 2.2. Gêneros de bactérias hidrolíticas presentes em reatores anaeróbios.	32
Quadro 3.1. Métodos analíticos utilizados para as análises do estudo.....	61
Quadro 3.2. Condições do cromatógrafo nas análises de cromatografia gasosa.	62
Tabela 2.1. Participação dos Principais Materiais no Total de RSU Coletados no Brasil em 2012.....	24
Tabela 2.2. Potencial de produção de biogás de diferentes classes de substratos	25
Tabela 2.3. Faixas de temperatura ótima de crescimento de microrganismos metanogênicos.....	34
Tabela 2.4. Resultados da codigestão de RA e lodo de esgoto sob diferentes condições de operação.....	43
Tabela 4.1. Caracterização do lodo secundário do CESA (média e desvio-padrão de 13 coletas)	63
Tabela 4.2. Caracterização do resíduo alimentar.....	65
Tabela 4.3. Valores médios, mínimos e máximos de temperatura e pH do RA durante as 31 pré-fermentações.	66
Tabela 4.4. Distribuição de tamanho de partículas no RA fresco e após 48h de pré-fermentação.....	69
Tabela 4.5. Resultados do monitoramento dos biodigestores de bancada.	80
Tabela 4.6. Resultados do monitoramento dos biodigestores de bancada.	81

Tabela 4.7. Resultados do monitoramento dos experimentos conduzidos em respirômetro por 07 dias a 30°C.	83
Tabela 4.8. Coeficientes da equação de Gompertz modificada ajustada aos dados de produção de metano obtidos nos experimentos conduzidos em respirômetro.	85
Tabela 4.9. Composição de biogás dos biodigestores em escala piloto.	92
Tabela 4.10. Resultados do monitoramento dos biodigestores piloto.	93
Tabela 4.11. Resultados do monitoramento dos biodigestores em escala piloto.	94

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	18
1.1. INTRODUÇÃO.....	18
1.2. OBJETIVOS	21
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU).....	22
2.1.1. Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU).....	24
2.1.2. Lodo de esgoto	26
2.2. DIGESTÃO ANAERÓBIA	28
2.2.1. Definição e características do processo.....	28
2.2.2. Microbiologia da digestão anaeróbia.....	31
2.2.3. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia.....	33
2.2.3.1. Temperatura	34
2.2.3.2. pH, ácidos voláteis e alcalinidade.....	35
2.2.3.3. Substâncias tóxicas e inibidoras	35
2.2.3.4. Nutrientes.....	36
2.2.3.5. Carga orgânica volumétrica (COV) e tempo de detenção hidráulica (TDH)	37
2.2.3.6. Tempo de detenção hidráulica (TDH)	37
2.3. CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO E FORSU.....	38
2.4. PRÉ-TRATAMENTOS DE RESÍDUOS	44
2.4.1. Pré-fermentação.....	46
3. METODOLOGIA	49
3.1. ORIGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS.....	49
2.4.2. Lodo de esgoto	49
3.1.1. Resíduo alimentar (RA).....	50
3.2. EXPERIMENTOS DE PRÉ-FERMENTAÇÃO.....	51
3.3. EXPERIMENTOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA EM BANCADA	54
3.3.1. Experimento em digestores de bancada.....	54
3.3.2. Experimento em respirômetro	55
3.4. EXPERIMENTOS DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA PILOTO.....	56
3.5. PARÂMETROS OPERACIONAIS	59

3.6. MÉTODOS ANALÍTICOS	60
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1. ORIGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS.....	63
4.1.1. Lodo de esgoto.....	63
4.1.2. Resíduo alimentar.....	64
4.2. EXPERIMENTOS DE PRÉ-FERMENTAÇÃO.....	66
4.3. EXPERIMENTOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA EM BANCADA	70
4.3.1. Experimentos em digestores de bancada.....	71
4.3.2. Experimentos em respirômetro.....	82
4.4. EXPERIMENTOS DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA PILOTO.....	85
5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES	96
5.1. CONCLUSÕES.....	96
5.2. SUGESTÕES.....	97
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	98

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1. INTRODUÇÃO

No Brasil, as questões relacionadas ao saneamento ambiental vêm sendo discutidas de forma mais diligente, sobretudo após a criação da Lei Nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Esta lei reúne um conjunto de objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações visando um comportamento compatível com a proposta de desenvolvimento sustentável, que se aplica a todos os resíduos sólidos, com exceção daqueles regulados por legislação específica.

A necessidade de expandir os serviços de saneamento estende-se também ao interesse de aperfeiçoar processos e tecnologias relacionadas ao gerenciamento de lodo nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). A melhor eficiência desse processo inclui a redução da geração de lodo residual, a maior geração de metano devido ao tratamento anaeróbio deste resíduo e, além disso, o melhor aproveitamento e aplicação do biogás, e a recuperação e uso dos biossólidos gerados.

A digestão anaeróbia (DA) é um processo onde diversos grupos de bactérias trabalham interativamente, assimilando e destruindo simultaneamente a matéria orgânica presente no lodo de esgoto, em ausência de oxigênio dissolvido (JORDÃO; PESSOA, 2011). O produto resultante da digestão é uma mistura gasosa constituída principalmente de dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), sendo este último uma proveitosa fonte de energia. Assim, além de permitir a estabilização do lodo, o processo ainda possibilita uma recuperação energética através do biogás, configurando-se como uma alternativa ambientalmente adequada e economicamente atrativa.

A recuperação de biogás é uma rota para produção de energia renovável e há diferentes vias para sua utilização em estações de tratamento de esgoto. A potencialização de seu uso irá depender dos balanços de massa e de energia do lodo, associados à via específica e ao capital disponível. As alternativas de reaproveitamento de energia incluem: utilização para aquecimento de digestores para promover condições termofílicas e consequente maior produção de biogás; e como combustível, pode ser utilizado para redução de volume de lodo em unidades de

secagem térmica, ou para geração de calor e energia em unidades de cogeração (FERREIRA; CAMMAROTA; VOLSCHAN, 2017).

Na DA simples (monodigestão) existem alguns inconvenientes ligados ao tipo de substrato a ser tratado. No lodo, isso ocorre devido ao alto teor de sólidos e à estrutura complexa da matéria orgânica derivada desse substrato. Em consequência, a produção de metano durante a digestão de lodo é limitada na etapa de hidrólise (NEUMANN et al., 2016). Esta adversidade pode ser resolvida com a adição de um cossustrato, constituindo um processo de codigestão (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto possuem um grande potencial para codigestão com outros substratos, e uma grande variedade de resíduos orgânicos pode ser disponibilizada com regularidade de fornecimento (NGHIEM et al., 2017). Dentre estes, um dos componentes da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), o resíduo alimentar (RA), desponta como importante alternativa para o processo de codigestão anaeróbia. Estes resíduos representam um cossustrato altamente biodegradável que, adicionados em proporções adequadas aos digestores de lodo de esgoto, aumentam a carga orgânica e a produção de biogás (MATA-ALVAREZ et al., 2014), devido a um aumento da carga orgânica e um sinergismo positivo que supre a falta de nutrientes dos substratos (MATA-ALVAREZ; MACÉ; LLABRÉS, 2000).

A produção de biogás advinda da codigestão anaeróbia a partir de diferentes materiais orgânicos biodegradáveis está se tornando cada vez mais uma fonte de energia renovável viável (HAGOS et al., 2017). Além dos benefícios advindos da diversificação de substratos orgânicos sob degradação, a produção mais eficiente de energia proveniente do poder calorífico do metano, pode também ser alcançada através de outros métodos. Essas técnicas visam facilitar e induzir os mecanismos intervenientes na etapa inicial de hidrólise, da qual depende a eficiência das etapas subsequentes de decomposição anaeróbia (ABELLEIRA et al., 2012). A destruição da parede celular dos microrganismos constituintes do substrato pode ser alcançada mediante diferentes processos e métodos térmicos, biológicos, físicos, químicos ou uma combinação destes. Estes processos podem ser enquadrados como tecnologias de pré-tratamento do processo de digestão anaeróbia (NEUMANN et al., 2016).

A DA provida de etapa de pré-tratamento requer, em princípio, menor tempo de detenção hidráulica, uma vez que em função da lise celular, na matriz de sólidos orgânicos prepondera a matéria solúvel (KALOGO & MONTEITH, 2008). Com relação

à eficiência de destruição de sólidos voláteis, o emprego de tecnologias de pré-tratamento de lodo disponibiliza substrato mais acessível para bactérias anaeróbias acidogênicas, acelera o processo de digestão e aumenta a produção de metano, reduzindo, conseqüentemente, a quantidade de lodo residual a ser descartada (TYAGI & LO, 2011).

No entanto, esses métodos de pré-tratamento têm como principal desvantagem o alto custo, verificando-se em alguns casos um balanço energético desfavorável, com mais energia consumida no pré-tratamento do que aquela obtida a partir da queima do metano adicional produzido (MA et al., 2011). Assim, métodos mais econômicos, aplicados aos cossustratos, também têm sido pesquisados. Dentre os pré-tratamentos biológicos pode-se citar a fermentação natural.

Na fermentação ácida, as partículas orgânicas são hidrolisadas em matéria solúvel e em seguida convertidas em ácidos graxos voláteis (AGV) (MIN et al., 2005). Os AGV provenientes desta etapa podem ser posteriormente convertidos em biogás em uma subsequente fase de metanogênese (XIONG et al., 2019). Essa fermentação pode ocorrer em temperatura ambiente em países de clima temperado, sem que haja grandes variações com os valores de temperatura da faixa mesofílica (30 - 35 °C), de forma a reduzir os custos necessários para a manutenção dessa temperatura.

Durante o estudo de Silveira (2016), o armazenamento do RA antes de seu uso na mistura com lodo de esgoto aumentou em 1,6 vezes a produção de metano, em comparação ao RA fresco. Este resultado provavelmente se deve ao aumento da população microbiana no RA durante sua estocagem. Tais microrganismos estariam adaptados aos constituintes do resíduo e produziram as enzimas hidrolíticas necessárias para assimilá-los, como em uma etapa de pré-hidrólise, relacionada a um processo de fermentação.

Nesse contexto, pretende-se analisar o desempenho da codigestão anaeróbia de lodo secundário de esgoto e RA submetido a um pré-tratamento biológico, que consiste em uma etapa de pré-fermentação. Para tal, foram realizados experimentos em escala de laboratório e escala piloto para levantamento das melhores condições de fermentação e o acompanhamento do desempenho do processo de codigestão de lodo com e sem o pré-tratamento do RA.

1.2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo é avaliar o efeito da pré-fermentação de RA no processo de codigestão com lodo aeróbio proveniente de tratamento secundário de esgotos sanitários.

Desta forma, têm-se como objetivos específicos:

- Caracterização físico-química do lodo de esgoto e resíduo alimentar utilizados nos experimentos;
- Avaliação do processo de pré-fermentação do RA, de forma a obter condições ótimas para aplicação na etapa de codigestão;
- Em escala de bancada, avaliar a digestão anaeróbia de lodo secundário, exclusivamente, e a codigestão de lodo secundário e RA fresco e pré-fermentado;
- Em escala piloto, avaliar a digestão anaeróbia de lodo secundário, exclusivamente, e a codigestão de lodo secundário e RA pré-fermentado.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

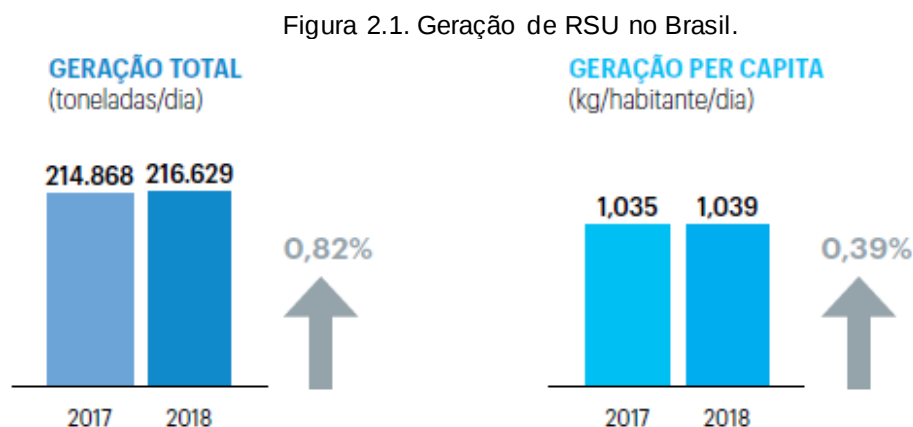
2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) - Lei 12.305/2010 o termo resíduo sólido (RS) é definido como (BRASIL, 2010):

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Dentro desta especificação a mesma lei ainda os classifica quanto à origem, sendo os RSU os que englobam: a) resíduos domiciliares - originários de atividades domésticas em residências urbanas; e b) resíduos de limpeza urbana - originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana. Além disso, estes podem ser categorizados quanto à periculosidade (perigosos e não perigosos) e de acordo com sua classificação devem ser destinados ao tratamento adequado.

Segundo o Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019 (ABRELPE, 2019), entre 2017 e 2018 a geração de RSU no país chegou a 79 milhões de toneladas. Foi registrado um aumento de 0,4% do crescimento da população brasileira entre esses anos, ao passo que a geração per capita de RSU apontou um aumento de 0,39% (Figura 2.1).

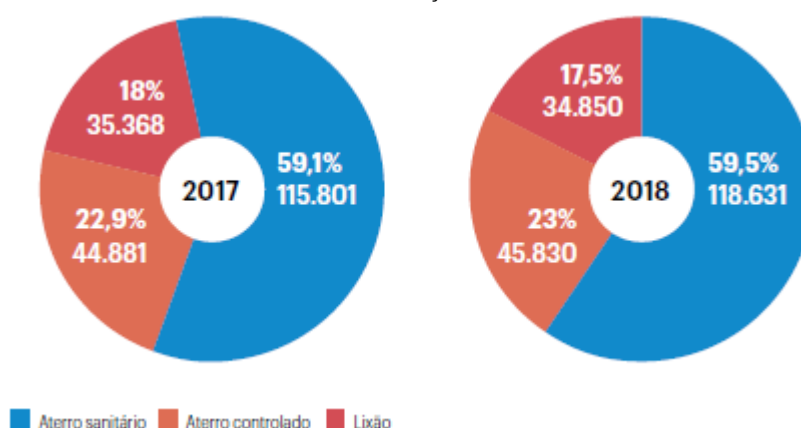


Fonte: ABRELPE, 2019.

Vários fatores podem estar relacionados com a produção de resíduos: a época em que vivemos, a localização geográfica, o modo de vida da população, o desenvolvimento do país e seu poder aquisitivo, entre outros. É observada uma maior geração *per capita* em famílias e países com maior poder econômico, em cidades maiores e locais turísticos (CAMPOS, 2012; ANDREOLI et al., 2014). O aumento da geração dos resíduos acompanha o aumento dos problemas associados ao manejo inadequado destes, havendo uma dificuldade de gestão relacionada com a quantidade, composição, coleta e disposição final.

No que concerne à disposição final, cerca de 43,3 milhões de toneladas de RSU, ou 59,5% do coletado em 2018, foram dispostos em aterros sanitários, enquanto os 40,5% restantes foram despejados em locais inadequados, totalizando mais de 29,5 milhões de toneladas de resíduos em lixões ou aterros controlados (ABRELPE, 2019) (Figura 2.2). A PNRS demandava o fim dos lixões e a consequente disposição final ambientalmente adequada de rejeitos até 2014, porém em 2016 esse prazo foi prorrogado até 2024. A mesma lei ainda determina quais seriam essas destinações, entre elas: a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético.

Figura 2.2. Disposição final de RSU coletados no Brasil (t/dia) em 2017 e 2018, por tipo de destinação.



Fonte: ABRELPE/IBGE (2019).

A disposição inadequada de resíduos provoca poluição e impactos ambientais negativos em diferentes ecossistemas, resultando na utilização imprópria dos ambientes urbanos das cidades e podendo implicar em danos ambientais graves. Dentre os impactos negativos causados pelo manejo incorreto desses resíduos e disposição final inadequada, podem ser citados: contaminação de corpos d'água,

enchentes, proliferação de vetores transmissores de doenças, poluição visual, mau cheiro e contaminação do ambiente (MUCELIN; BELLINI, 2008).

Dentre os tipos de resíduos que são classificados como RSU, encontra-se o resíduo alimentar, que tem seu tratamento como objeto de estudo do presente trabalho em conjunto com o lodo de esgoto. Desta forma, nos próximos tópicos será apresentada uma revisão mais detalhada destes dois tipos de resíduos sólidos.

2.1.1. Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU)

Os resíduos orgânicos são todos aqueles que apresentam origem biológica (animal ou vegetal), como carnes, restos de alimentos, ossos, sementes, entre outros (PAULO et al., 2019). A estimativa da participação da matéria orgânica na composição gravimétrica de resíduos coletados no Brasil é de 51,4% (ABRELPE, 2012), um número alto em comparação com outros tipos de resíduos (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Participação dos Principais Materiais no Total de RSU Coletados no Brasil em 2012

Material	Participação (%)	Quantidade (t/ano)
Metais	2,9	1.640.294
Papel, Papelão e TetraPak	13,1	7.409.603
Plástico	13,5	7.635.851
Vidro	2,4	1.357.484
Matéria Orgânica	51,4	29.072.794
Outros	16,7	9.445.830
TOTAL	100,0	56.561.856

Fonte: ABRELPE (2012).

A caracterização das propriedades da FORSU varia de acordo com o contexto sazonal, socioeconômico e regional. A variação nas características destes resíduos é atribuída aos diferentes hábitos de cada cultura, tal como da gestão de resíduos encontrados entre os países, não permitindo, portanto, a generalização de suas características (TYAGI et al., 2018; GUPTA; MAHAJANI; GARG, 2019).

Nos aterros sanitários, as condições de armazenamento e as influências dos agentes ambientais e naturais resultam na transformação da matéria orgânica em formas gasosas e solúveis, contidas nos denominados, respectivamente, biogás e lixiviados (ALMEIDA, 2009). Segundo a ABRELPE (2016), a falta de iniciativas para

aproveitamento e recuperação da fração orgânica dos RSU, é um dos fatores que provocam a sobrecarga nos sistemas de destinação final.

Dentro da FORSU estão os resíduos alimentares (RA), que consistem em alimentos que não foram consumidos e as sobras alimentares de residências ou fontes institucionais, comerciais ou industriais, que podem apresentar composição altamente variável dependendo das suas origens (ZHANG et al., 2007). Estes resíduos são gerados em grandes volumes, principalmente nos estabelecimentos do segmento de alimentação, e no Brasil geralmente constituem-se de cereais, carnes, massas, embutidos, ovos, frutas e verduras. Podem ser oriundos das sobras de alimentos preparados e dos restos que não são consumidos (GUERI; SOUZA; KUCZMAN, 2017). A participação dos resíduos sólidos orgânicos em restaurantes, constituídos especialmente por alimentos, apresenta considerável variação, conforme o tipo de estabelecimento e público consumidor, mas costuma ser elevada (DOMINGUES et al., 2016).

O resíduo alimentar é gerado em massa nas cadeias globais de suprimento de alimentos. Métodos de disposição final como aterro sanitário e incineração podem desencadear problemas ambientais, econômicos e sociais. O gerenciamento mais sustentável e rentável desses resíduos consiste na sua valorização através de commodities e produtos químicos de valor agregado (XIONG et al., 2019). Sua composição consiste em polímeros de carboidratos, lignina, proteínas, lipídeos, ácidos orgânicos e uma porção inorgânica em menor quantidade (KIRAN et al., 2014), onde cada componente possui um potencial de produção de biogás diferente (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. Potencial de produção de biogás de diferentes classes de substratos

Componente	Reação metanogênica	Biogás (L/g)	CH ₄ (%)
Lipídeos	$C_{50}H_{90}O_6 + 24,5H_2O \rightarrow 34,75CH_4 + 15,25CO_2$	1,425	69,5
Carboidratos	$C_6H_{10}O_5 + H_2O \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2$	0,830	50,0
Proteínas	$C_{16}H_{24}O_5N_4 + 14,5H_2O \rightarrow 8,25CH_4 + 3,75CO_2 + 4NH_4^+ + 4HCO_3^-$	0,921	68,8

Fonte: Alves et al. (2009)

Para que sejam evitados métodos de disposição final inadequados e para priorizar as destinações ambientalmente adequadas, é necessário gerar o mínimo possível de rejeitos. Na visão contemporânea do gerenciamento de resíduos sólidos, surge o conceito de economia circular, que direciona para uma mudança no próprio

conceito de resíduos, os quais podem em grande parte ser aproveitados e passam a ser reconhecidos como recursos (ZAGO; BARROS, 2019).

Neste sentido, a valorização da FORSU é uma melhor alternativa à disposição final em aterros sanitários (GUIDONI et al., 2013), tendo em vista que podem existir métodos de tratamento mais sustentáveis. Outras formas de tratamento desses resíduos orgânicos como compostagem e digestão anaeróbia, bem como outras tecnologias de conversão, são tópicos atuais de discussão entre os criadores de políticas, reguladores e gestores de resíduos industriais (BURATTI et al., 2015). Devido ao teor de umidade relativamente alto dos resíduos orgânicos, as tecnologias de bioconversão são mais indicadas do que as de conversão termoquímica (ZHANG et al., 2007).

Sendo assim, a utilização de plantas de digestão anaeróbia pode atender a demanda por processos mais sustentáveis, com os benefícios de redução de odores, quando comparadas à compostagem aeróbia (RAGAZZI et al., 2017), e o aproveitamento energético do biogás. Considerando os benefícios advindos do controle da poluição ambiental e a produção oriunda de uma fonte alternativa de energia, o potencial de geração de metano através do RA é uma opção atrativa (KIM et al., 2008), sendo este resíduo de particular interesse para digestão anaeróbia devido ao seu alto teor de sólidos voláteis (ABUDI et al., 2016).

2.1.2. Lodo de esgoto

O lodo é um dos resíduos produzidos em plantas de tratamento de esgoto, que apresenta normalmente forma líquida ou semissólida cuja porcentagem de sólidos depende das operações e processos utilizados (METCALF & EDDY, 1991). Com relação aos esgotos domésticos, a matéria sólida representa cerca de 0,08% de seu volume total, sendo os 99,92% restantes composto por água (JORDÃO; PESSOA, 2011). É um resíduo de natureza predominantemente orgânica, que pode exibir características indesejáveis como instabilidade biológica, possibilidade de transmissão de patógenos e grandes volumes, além de ser uma importante fonte de matéria orgânica e de micro e macronutrientes (PEDROZA et al., 2019).

O lodo de esgoto é gerado, em princípio, em todos os processos de tratamento biológico do sistema de tratamento da fase líquida. Dependendo da fase em que o lodo é formado, ele pode ser definido como lodo primário ou secundário. O lodo

primário é gerado pelos processos que recebem o esgoto bruto em decantadores primários e é composto por sólidos sedimentáveis do esgoto. Já o lodo secundário, ou biológico, é produzido durante a etapa biológica do tratamento e é formado pela própria biomassa que cresceu devido ao alimento fornecido pelo esgoto afluente (VON SPERLING, 2017).

Quanto mais o lodo se assemelhar à matéria orgânica “fresca”, maior será a porcentagem de microrganismos patogênicos, a produção de odores desagradáveis e o seu potencial de putrefação. Essas características são amenizadas conforme esse lodo “fresco” passa por processos de biotransformação dos seus componentes orgânicos e se torna mais estabilizado (FERNANDES; SOUZA, 2001). A composição do lodo de esgoto é muito variável, em função da origem e do processo de tratamento do esgoto. Em geral, um lodo típico possui 70% de sólidos orgânicos e 30% de sólidos inorgânicos (BETTIOL; CAMARGO, 2005).

Em relação aos diferentes processos de tratamento de esgoto, tem-se que os processos biológicos aeróbios geram uma quantidade de lodo bem maior que os anaeróbios. Dentre os processos biológicos aeróbios, o que gera menor quantidade de lodo são as lagoas de estabilização, enquanto os lodos ativados convencionais geram maior volume de lodo a ser tratado (PEDROZA et al., 2010). Assim, o lodo é o agente de transformação da matéria orgânica nos processos biológicos de tratamento de esgoto, cujo excesso se torna um resíduo (FERNANDES; SOUZA, 2001).

Estima-se que a produção de lodo no Brasil esteja entre 150 e 220 mil toneladas de matéria seca por ano, número que seria maior, superando 400 mil toneladas por ano, caso os esgotos fossem totalmente tratados no país. Assim, considerando o grande volume de lodo produzido, sua instabilidade biológica e a possibilidade de transmissão de patógenos, é necessário seu tratamento, a partir de processos físicos, químicos e biológicos, cujo principal objetivo é produzir um material mais estável e de menor volume, facilitando seu manuseio (PEDROZA et al., 2010).

O gerenciamento do lodo consiste em uma atividade de grande complexidade e alto custo, cuja má execução pode comprometer os benefícios sanitários e ambientais das estações de tratamento de esgotos (VIEIRA et al., 2011). É necessário que o lodo passe por algum tipo de tratamento para redução de seu volume e dos riscos associados à saúde. Este tratamento deverá resultar na redução de água presente no lodo; na transformação da matéria orgânica biodegradável em um resíduo estável; e adequar os parâmetros para correta disposição final (APPELS et al., 2008).

Os aterros sanitários são a forma mais comum de destinação do lodo de esgoto no Brasil (VIEIRA et al., 2011). Algumas desvantagens são: necessidade de grandes áreas, localização próxima a centros urbanos, características especiais de solo, isolamento ambiental, produção de gases e percolado e dificuldade de reintegração da área após desativação (VON SPERLING, 2017). Outras limitações e dificuldades consistem na diminuição da vida útil dos mesmos, na poluição das águas subterrâneas, na exalação de odor desagradável, na poluição visual, na contaminação dos solos e nos danos biológicos causados às populações vizinhas e também aos trabalhadores locais (VIEIRA et al., 2011).

Dentre as opções de disposição final para o lodo de esgoto, além de aterros sanitários, estão: a descarga oceânica, a incineração, o uso na agricultura, a silvicultura, a recuperação de áreas degradadas, a compostagem, e a utilização na produção de artefatos cerâmicos e na construção civil (QUEIROZ, 2019). Outra opção muito difundida é o tratamento de lodo através da digestão anaeróbia, que torna-se atraente por possibilitar a recuperação de energia através da utilização do biogás. Vários estudos sobre o tema têm sido conduzidos, de forma que a otimização deste tratamento através da utilização da codigestão e de pré-tratamentos, bem como uma combinação destes, vem sendo investigados.

2.2. DIGESTÃO ANAERÓBIA

2.2.1. Definição e características do processo

A digestão anaeróbia é um processo no qual diversos grupos de microrganismos assimilam e degradam simultaneamente a matéria orgânica, em ausência de oxigênio dissolvido. Como produto é gerada uma fração gasosa, denominada biogás, composta de cerca de: 65 a 70% de metano; 25 a 30% de gás carbônico; 2 a 4% de monóxido de carbono; e oxigênio, nitrogênio, hidrocarbonetos e gás sulfídrico, em quantidades menores (METCALF & EDDY, 1991; JORDÃO; PESSOA, 2011). O poder calorífico do biogás depende da concentração de metano presente em sua composição, sendo este seu principal e mais importante componente (RASI; VEIJANEN; RINTALA, 2007; PROBIOGÁS, 2010; HEROUT et al., 2011).

O processo pode ser subdividido em cinco rotas metabólicas com a participação de vários grupos microbianos com comportamentos fisiológicos

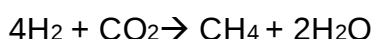
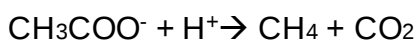
diferentes. Essas rotas metabólicas são: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese (CHERNICHARO, 2016).

A primeira etapa é muito importante, pois para os microrganismos utilizarem as moléculas orgânicas de maior tamanho como substrato/fonte de alimento, é necessário que elas sejam degradadas. Para isto, microrganismos secretam enzimas extracelulares que hidrolisam essas moléculas em outras menores (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014). Assim, na etapa de hidrólise, o material orgânico particulado (carboidratos, proteínas, lipídeos) é convertido em compostos dissolvidos com menor massa molecular (açúcares, aminoácidos, ácidos graxos), os quais podem permear as paredes e membranas celulares das bactérias fermentativas (CHERNICHARO, 2016).

Em seguida, os compostos gerados na fase de hidrólise são metabolizados e convertidos em compostos mais simples, como ácidos orgânicos, álcoois, cetonas, dióxido de carbono, hidrogênio e novas células bacterianas, na etapa chamada de acidogênese (PROSAB, 1999).

Na acetogênese, os produtos gerados na fase anterior são digeridos para produzir principalmente ácido acético, bem como dióxido de carbono e hidrogênio (REN et al., 2018; XIONG et al., 2019), que são substratos importantes para a produção de biogás (BHARATHIRAJA et al., 2018). Esta conversão é controlada em grande parte pela pressão parcial de H_2 na mistura (APPELS et al., 2008). Entre os produtos gerados, o acetato e o carbono do CO_2 contribuem mais para a produção de metano (LI et al., 2011).

A metanogênese constitui a etapa final do processo de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em dióxido de carbono e metano (CHERNICHARO, 2016; REN et al., 2018). O metano é produzido a partir da redução de ácido acético ou de dióxido de carbono, conforme as seguintes reações metabólicas (PROSAB, 1999; XIONG et al., 2019):



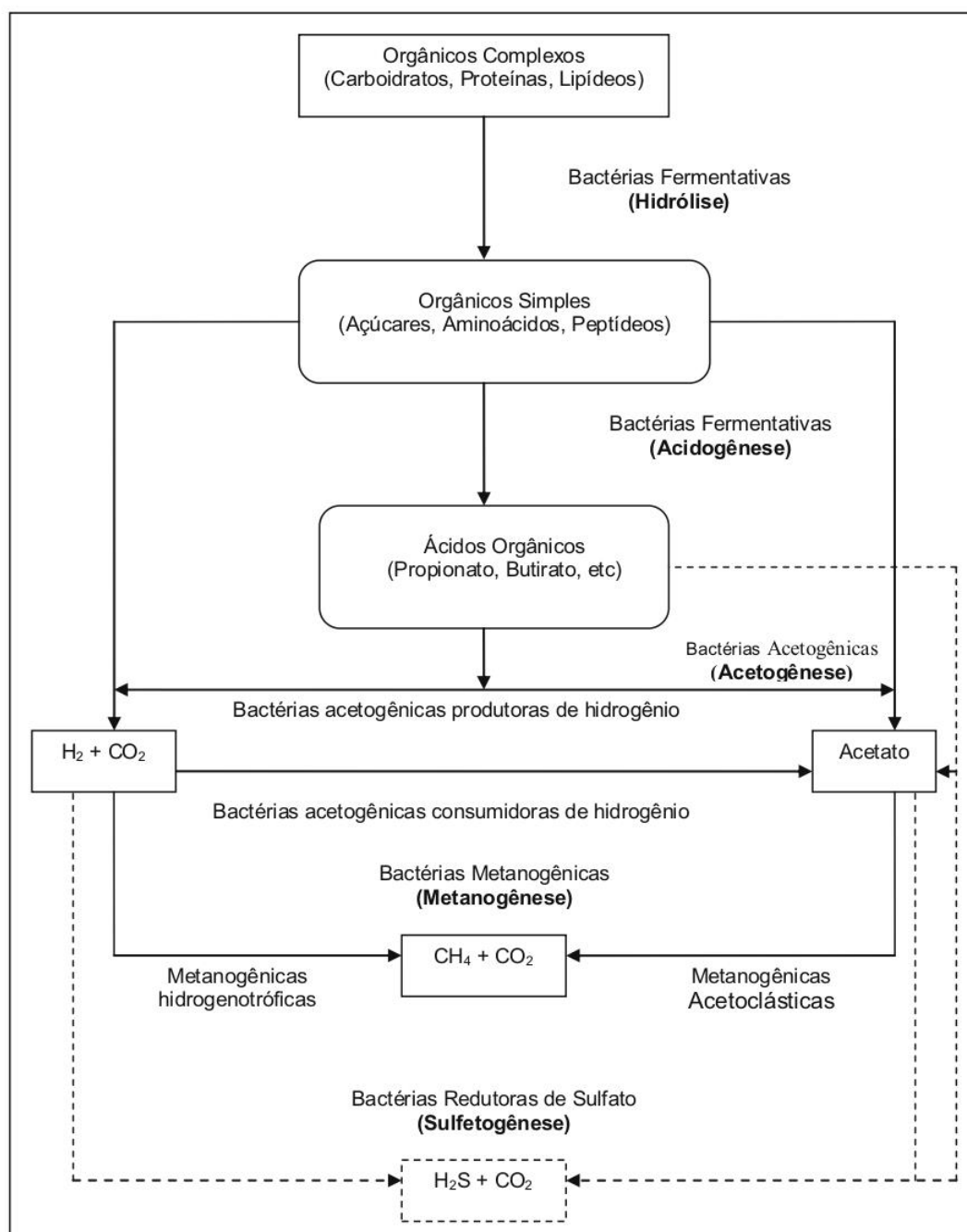
A sulfetogênese pode ocorrer dependendo da presença de sulfato e outros compostos à base de enxofre, na qual estes são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos (CHERNICHARO, 2016). Esta redução biológica nos digestores é indesejável, pois o material oxidado deixa de ser transformado em metano para formar gás sulfídrico, que por sua vez é corrosivo, podendo conferir odor desagradável e toxicidade ao processo de metanogênese (METCALF & EDDY, 1991; PROSAB, 1999).

As etapas da digestão anaeróbia podem ser divididas como no esquema apresentado na Figura 2.3, mas é importante observar que tais etapas não podem ser separadas no que se refere ao metabolismo. A eficiência do metabolismo de cada grupo é dependente dos outros (BRYANT, 1979).

O tratamento biológico do lodo de esgoto através da digestão anaeróbia (DA) é uma tecnologia bem difundida e comumente usada em instalações de tratamento de águas residuárias, para o tratamento do lodo em termos de redução de volume e de patógenos e sua estabilização (OBULISAMY et al., 2016). Entre as vantagens da aplicação desse processo pode-se citar menor requerimento de energia, a baixa produção de lodo e uma necessidade de nutrientes reduzida (KONDUSAMY; KALAMDHAD, 2014). Uma ampla variedade de materiais orgânicos, como resíduos sólidos urbanos, resíduos orgânicos industriais, esterco animal e resíduos agrícolas, vêm sendo utilizados como matéria-prima no processo de DA (ABUDI et al., 2016).

O metano, que é uma fonte de energia renovável, está emergindo no mercado e pode ser transformado em energia elétrica, calor e outros insumos. Os potenciais de recuperação de cada substrato são diferentes, assim, um melhor rendimento na geração de metano de substratos variados significa maior recuperação energética através da digestão anaeróbia (LI; CHEN; WU, 2019). Essa energia renovável pode ser utilizada para produção de calor e eletricidade *in situ*, sendo condicionado para injeção na infraestrutura ou consumido como combustível (SCHWECKE, 2014). A DA é, portanto, uma tecnologia sustentável que aborda as preocupações globais sobre controle de poluição e escassez de energia (LIM; WANG, 2013).

Figura 2.3. Vias metabólicas e microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia (com redução de sulfato).



Fonte: CHERNICHARO, 2016.

2.2.2. Microbiologia da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado que depende da atividade de, no mínimo, três grupos de organismos: bactérias fermentativas, bactérias acetogênicas e microrganismos metanogênicos (arqueias) (CHERNICHARO, 2016; REN et al., 2018). No Quadro 2.1 é apresentado

o grau de sensibilidade desses microrganismos a alguns parâmetros e condições ambientais. Mantidas as condições ambientais ideais, essa população de microrganismos permanece em equilíbrio dinâmico e suas concentrações variam de acordo com as condições operacionais (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

Quadro 2.1. Principais características das bactérias anaeróbias e facultativas.

Parâmetro	Arqueias metanogênicas	Bactérias acidogênicas e acetogênicas
Taxa de crescimento	Lenta	Alta
pH	Alta sensibilidade	Baixa sensibilidade
Temperatura	Alta sensibilidade	Sensibilidade moderada
Agentes tóxicos	Alta sensibilidade	Sensibilidade moderada
Ácidos Voláteis	Alta sensibilidade	Baixa sensibilidade
Potencial Redox	Alta sensibilidade	Baixa sensibilidade

Fonte: ANDREOLI, VON SPERLING E FERNANDES, 2001.

Na etapa de hidrólise o grupo responsável pelas reações são as bactérias fermentativas hidrolíticas e a composição microbiana desse grupo depende do tipo de substrato no sistema. No Quadro 2.2 são destacados alguns gêneros identificados nesse grupo e sua capacidade de degradação.

Quadro 2.2. Gêneros de bactérias hidrolíticas presentes em reatores anaeróbios.

Gênero	Produz	Degrada
<i>Clostridium</i> , <i>Micrococcus</i> e <i>Staphylococcus</i>	Lipases	Lipídeos a ácidos graxos
<i>Bacteroides</i> , <i>Butyvirio</i> , <i>Clostridium</i> , <i>Fusibacterium</i> , <i>Selenomonas</i> , <i>Streptococcus</i> , <i>Proteus</i> , <i>Peptococcus</i> e <i>Bacillus</i>	Proteases	Proteínas a aminoácidos
<i>Clostridium</i> , <i>Staphylococcus</i> , <i>Acetivibrio</i> e <i>Eubacterium</i>	Amilases	Polissacarídeos a açúcares menores

Fonte: CHERNICHARO, 2016.

Na etapa de acidogênese tem-se o grupo de bactérias fermentativas acidogênicas, que consiste em organismos facultativos e anaeróbios obrigatórios (METCALF & EDDY, 1991). Dentro desse extenso grupo de bactérias, podem ser encontrados nos digestores anaeróbios os seguintes gêneros: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia* (CHERNICHARO, 2016).

Na acetogênese os organismos responsáveis pela disponibilização do substrato necessário para a produção de metano são as bactérias acetogênicas. Alguns dos gêneros que podem ser encontrados em digestores anaeróbios são: *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas*. A existência desses organismos depende da atividade de microrganismos consumidores de acetato e hidrogênio, visto que as reações acetogênicas ocorrem somente caso as concentrações desses elementos sejam baixas no sistema (CHERNICHARO, 2016). Sendo assim, eles sobrevivem em relação de simbiose com as arqueias metanogênicas (METCALF & EDDY, 1991; ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

As arqueias metanogênicas são divididas em dois grupos, dependendo do substrato utilizado para a formação de metano (CHERNICHARO, 2016):

- Metanogênicas acetoclásticas: utilizam acetato como substrato para produzir gás carbônico e metano. Possuem taxa de crescimento muito baixa, e por isso seu metabolismo é usualmente considerado como limitante na digestão anaeróbia de resíduos orgânicos (METCALF & EDDY, 1991).
- Metanogênicas hidrogenotróficas: utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e hidrogênio como fonte de energia, produzindo metano a partir da redução do dióxido de carbono.

As arqueias metanogênicas acetoclásticas são responsáveis por aproximadamente 70% da produção de metano (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001). Esses microrganismos são altamente sensíveis à presença de O₂ e variações de pH no sistema (LASTELLA et al., 2002).

2.2.3. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

Durante a digestão anaeróbia deve ser evitada a instabilidade no sistema, pois a alteração dos parâmetros pode levar a uma completa falha do processo. Entre os

fatores que influenciam o desempenho da DA estão: temperatura, pH, ácidos voláteis, alcalinidade, substâncias tóxicas e inibidoras, nutrientes, carga orgânica, tempo de detenção hidráulica (TDH) e metais pesados.

2.2.3.1. Temperatura

A temperatura é um dos fatores físicos mais importantes que afetam o crescimento microbiano (HAGOS et al., 2017; SIDDIQUE; WAHID, 2018), pois os microrganismos não podem controlar sua temperatura interna, que é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 2016). A temperatura influencia as atividades metabólicas da população microbiana, mas também tem efeito sobre fatores como as taxas de transferência de gases e as características de sedimentação dos bio sólidos (METCALF & EDDY, 1991), além disso, afeta a taxa de remoção de carbono orgânico (KARTHIKEYAN et al., 2018).

Os grupos bacterianos podem ser divididos de acordo com a temperatura que atuam e cada um tem uma faixa ótima de crescimento (Tabela 2.3). Embora os microrganismos anaeróbios possam se adaptar a temperaturas fora dessa faixa, o desempenho do sistema pode ser afetado. Este efeito ocorre devido ao impacto da temperatura nas reações químicas e atividades enzimáticas (GERARDI, 2003). O processo de digestão anaeróbia pode ser realizado em diferentes faixas operacionais de temperatura (SÁNCHEZ et al., 2001); entretanto, as variações podem afetar a eficiência do reator anaeróbio devido a diferentes respostas dos vários grupos de microrganismos envolvidos no processo (LEITÃO et al., 2006).

Tabela 2.3. Faixas de temperatura ótima de crescimento de microrganismos metanogênicos

Microrganismos	Faixa de temperatura (°C)
Psicrófilos	5 – 25
Mesófilos	30 – 35
Termófilos	50 – 60
Hipertermófilos	> 65

Fonte: Gerardi, 2003.

2.2.3.2. pH, ácidos voláteis e alcalinidade

O pH é um fator chave no processo de crescimento dos microrganismos. A maioria das bactérias é intolerante a níveis de pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0, e tem pH ótimo entre 6,5 e 7,5 (METCALF & EDDY, 1991). As bactérias acidogênicas são menos sensíveis a variações de temperatura que os organismos metanogênicos. Sendo assim, para valores de pH mais baixos pode ocorrer a redução da atividade metanogênica no reator (LEITÃO et al., 2006). Os microrganismos produtores de metano têm crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, enquanto as bactérias produtoras de ácidos têm crescimento ótimo em valores de pH entre 5,0 e 6,0 (CHERNICHARO, 2016).

Relacionada com os valores de pH, está a interação entre alcalinidade e ácidos voláteis, que fundamenta-se na capacidade da alcalinidade do ambiente em neutralizar os ácidos formados e em tamponar o meio caso haja acúmulo dos mesmos. Altos valores de acidez podem causar a queda do pH e assim inibir a produção de metano (SOSNOWSKI et al., 2008). Caso a acidez supere a capacidade de tamponamento do digestor, o sistema sofrerá acidificação e falhará. Durante as primeiras etapas da digestão há um consumo de alcalinidade; porém, durante a fase metanogênica, há uma produção de alcalinidade, compensando a acidez no reator (YUAN; ZHU, 2016).

Sendo assim, na DA de substratos facilmente biodegradáveis, a inibição devido ao acúmulo de ácidos é um dos principais desafios da operação estável do sistema, pois limita o aumento da carga orgânica, afeta o rendimento do reator e aumenta o custo de construção do tratamento (MA et al., 2020).

2.2.3.3. Substâncias tóxicas e inibidoras

Existem vários compostos de origem orgânica e inorgânica que podem interferir no processo de digestão anaeróbia, podendo alguns destes também atuar como estimulantes, dependendo das concentrações presentes (CHERNICHARO, 2016). Leitão et al. (2006) cita xenobióticos, metais pesados, detergentes e oxigênio como substâncias que inibem a metanogênese e são muito comuns em plantas de tratamento. Segundo os autores, o efeito dessas substâncias depende da severidade (concentração e duração) do evento, podendo causar acúmulo de ácidos graxos voláteis, queda de pH e inibição dos microrganismos metanogênicos.

O oxigênio pode ser encontrado nos sistemas anaeróbios devido à sua entrada durante os processos normais de operação dos reatores, como as trocas de alimentações ou falhas na operação. Acredita-se que esse elemento seja tóxico para os microrganismos anaeróbios estritos, por isso deve ser evitada sua presença nos sistemas anaeróbios (HUNGATE, 1969). Entretanto, pequenas quantidades de oxigênio podem ser consumidas pelas bactérias facultativas, evitando a inibição dos organismos metanogênicos (CELIS-GARCÍA et al., 2004). Outros autores demonstraram que os microrganismos anaeróbios metanogênicos presentes nas estações de águas residuárias apresentam alta tolerância ao oxigênio, devido à coexistência simultânea de arqueias metanogênicas e bactérias aeróbias (KATO; FIELD; LETTINGA, 1997).

O enxofre, na forma de sulfato ou sulfeto, pode se tornar um inibidor do processo de digestão anaeróbia. Isso pode ser consequência da redução de sulfato, gerando competição pelos substratos entre as bactérias redutoras de sulfato e as arqueias metanogênicas e inibição da produção de metano. O gás H_2S é tóxico porque se difunde no citoplasma após permear as membranas celulares, podendo interferir nas ligações das cadeias polipeptídicas e desnaturar proteínas (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014).

Com relação aos compostos orgânicos de nitrogênio, a maioria é convertida em nitrogênio amoniacal na DA. Assim, o reator sofre um aumento gradual na concentração desse parâmetro, que tem um papel importante no processo. O nitrogênio amoniacal deve estar disponível para os microrganismos anaeróbios, fornecendo alcalinidade para o sistema. Ao mesmo tempo, não pode estar em excesso, pois pode causar inibição e instabilidade, especialmente sob condições termofílicas (YUAN; ZHU, 2016). A amônia ocorre em duas formas, que juntas são denominadas nitrogênio amoniacal total. Quimicamente essas duas formas são representadas pelo íon amônio (NH_4^+), que não é tóxico, e pela amônia livre (NH_3), que é tóxica. Em condição ácida ou neutra existe uma predominância do íon amônio, e em condições básicas a amônia livre prevalece no meio, podendo causar toxicidade (SILVA et al., 2015).

2.2.3.4. Nutrientes

A manutenção do equilíbrio nutricional no digestor é de extrema importância para que haja controle da taxa de crescimento microbiano e da degradação de matéria

orgânica (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001). Em ordem decrescente de importância, os nutrientes necessários aos microrganismos metanogênicos são: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B12 (CHERNICHARO, 2016).

No processo anaeróbio de degradação de resíduos lignocelulósicos e biomassas, em geral, a necessidade de nutrientes é baixa, de modo que para a formação de metano a proporção de nutrientes C: N: P: S de 500-1000: 15-20: 5: 3 e/ou uma razão DQO: N: P: S de 800: 5: 1: 0,5 são suficientes para a manutenção do sistema. No que se refere à relação C/N, valores muito baixos podem significar altos valores de amônia e consequente inibição da produção de metano, enquanto valores muito altos podem indicar carência de nitrogênio, resultando em efeitos negativos no metabolismo dos microrganismos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

2.2.3.5. Carga orgânica volumétrica (COV)

A carga orgânica em um digestor, relacionada ao tempo de detenção hidráulica, é um dos fatores mais importantes no controle dos sistemas de digestão anaeróbia (BRAGUGLIA; GIANICO; MININNI, 2012). Leitão et al. (2006) explicam que alterações de carga orgânica podem ocorrer devido a variações na concentração de sólidos suspensos e dissolvidos. Segundo os autores, uma contribuição extra na concentração de sólidos suspensos pode levar à necessidade do aumento do TDH, resultando na deterioração da eficiência do reator. Já um aumento de carga relacionado ao aumento da concentração de compostos biodegradáveis dissolvidos, pode levar ao acúmulo de ácidos graxos voláteis e subsequente queda de pH e inibição da atividade metanogênica.

2.2.3.6. Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O TDH é o tempo necessário para degradar completamente a matéria orgânica e está relacionado à taxa de crescimento microbiano (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014). Tempos de detenção mais curtos podem resultar na perda da população bacteriana ativa (*wash-out*); entretanto, maiores TDH demandam maiores volumes de digestores, acarretando um maior custo financeiro para o sistema (YADVIKA et al., 2004). O tempo de detenção de sólidos crítico determina o tempo mínimo, a fim de evitar essa perda bacteriana. Enquanto em um TDH acima do ótimo o ganho em eficiência é

limitado, não justificando o investimento necessário (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

2.3. CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO E FORSU

As alterações requeridas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos tornam necessário um melhor gerenciamento dos resíduos sólidos, incluindo a adoção de práticas como reciclagem e recuperação de energia. Assim, as frações orgânicas dos resíduos se tornam uma fonte promissora para utilização neste último processo. Desta forma, a demanda de tratamento do lodo de esgoto pode ser relacionada com o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para a obtenção de uma melhoria no processo de digestão anaeróbia.

A monodigestão pode ser marcada por falta de nutrientes e altas concentrações de ácidos voláteis, além da possibilidade de presença de metais, que podem inibir as reações dos microrganismos. O processo de codigestão de lodo e resíduo alimentar pode ser melhorado porque o lodo de esgoto possui traços de elementos que inibem esse risco (CABBAI et al., 2016).

Os resíduos alimentares contêm grandes quantidades de material orgânico solúvel que pode ser facilmente convertido em ácidos graxos voláteis (LI et al., 2011). Estes resíduos contêm fibras naturais, carbonos, proteínas, gorduras e lipídios, vitaminas e minerais em uma matriz complexa, que são facilmente biodegradáveis e reutilizáveis (KARTHIKEYAN et al., 2018). Assim, representam um cossubstrato altamente biodegradável que, até que um determinado limite seja ultrapassado, melhora a produção de biogás dos digestores de lodo de esgoto apenas aumentando a carga orgânica (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Diferentes substratos têm quantidades variadas de carboidratos e proteínas, que são as mais importantes fontes de carbono para as bactérias acetogênicas. Ademais, é apontado que para a mesma quantidade de carboidratos e proteínas, estas últimas têm maior potencial para metanogênese. A presença dessas moléculas no substrato é um fator-chave para uma maior produção de metano (LI; CHEN; WU, 2019).

Vários estudos validaram que o processo de codigestão é mais viável que o de monodigestão, principalmente se tratando de RA e lodo de esgoto. No entanto, existem várias propostas diferentes de proporções ótimas de mistura para cada resíduo. Assim, para cada caso específico é recomendado definir a carga de sólidos

ou a relação C/N da alimentação como critério para determinar a proporção a ser adotada (MEHARIYA et al., 2018). Como o passo limitante da codigestão anaeróbia é a hidrólise de substâncias poliméricas complexas, é importante avaliar o impacto de efeitos sinérgicos na produção específica de metano e na cinética do processo (XIE; WICKHAM; NGHIEM, 2017).

A codigestão anaeróbia de lodo e FORSU fornece para as estações de tratamento uma oportunidade de recuperação de energia através do lodo e, adicionalmente, um novo e localizado tratamento alternativo para o gerenciamento dos resíduos orgânicos (EDWARDS et al., 2017). O rendimento teórico do gás varia com a concentração de carboidratos, proteínas e lipídios. Os lipídios fornecem o maior rendimento de biogás, mas demandam um longo TDH devido à sua lenta biodegradabilidade, enquanto os carboidratos e proteínas apresentam taxas de conversão mais rápidas, mas baixos rendimentos de biogás (ESPOSITO et al., 2012). A qualidade da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais, em termos de baixos níveis de impurezas (<10%), é obrigatória para garantir uma boa operação dos reatores anaeróbios (CABBAI et al., 2016).

Kim, Han e Shin (2003) fizeram experimentos de codigestão em bateladas de 12 dias em um reator de 160 mL, variando as condições em termos de proporção RA:lodo (0:100; 80:20; 50:50; e 20:80 % SV) e temperatura (35°C e 55°C). A proporção de 50% de RA e 50% de lodo apresentou melhores resultados, com produção específica de metano (PEM) de 215 e 280 mL CH₄/g STV_{aplicados} para 35°C e 55°C, respectivamente. Os autores observaram que a produção de metano aumentou com a adição do RA. Porém, houve uma redução quando a proporção de RA na mistura foi superior a 50%. Esse fato foi atribuído ao acúmulo de ácidos voláteis, devido ao RA possuir altos valores de orgânicos solúveis que são rapidamente convertidos, causando queda no pH e inibindo a atividade metanogênica. Concluíram então que a proporção de RA na codigestão é um fator limitante, existindo assim uma fração adequada na mistura.

Heo et al. (2003) estudaram a codigestão de FORSU e lodo secundário em um digestor de 3,5 L operado em regime semi-contínuo, com agitação e temperatura de 35°C. Eles simularam sobras alimentares, trituradas com água da torneira, para utilizar no processo de codigestão, com adição de 10, 30 e 50% (m/m) de RA ao lodo. As condições ótimas de operação resultaram em um TDH de 10 dias e COV de 3,14 g STV/L.d. Condição na qual foi alcançada uma remoção de STV de 53,7% para uma

proporção de 50% de RA no reator. Com relação à produção de metano, nesta mesma condição foi encontrada uma PEM de 370 mL CH₄/g STV_{aplicados} e 63% de metano no biogás.

Flor et al. (2004) utilizaram em seus estudos dois reatores de 60 L continuamente agitados e alimentados com 75% de FORSU e 25% de lodo (como SV - base seca), um operando em regime contínuo e o outro em regime semi-contínuo. Foram testadas várias cargas e tempos de detenção diferentes, sendo obtidas as melhores remoções de STV, de 88% e 85% para o reator contínuo e semi-contínuo, respectivamente, com TDH de 30 dias e carga orgânica de 3 g DQO/L.d. A produção específica de metano para esta condição foi de 377 mL CH₄/g STV_{aplicados} para o reator em regime contínuo e 320 mL CH₄/g STV_{aplicados} para o reator em regime semi-contínuo. Foi verificado que o aumento da COV, em ambos os reatores, provocou uma redução nas porcentagens de remoção de STV e DQO, bem como na quantidade de metano do biogás.

Sosnowski et al. (2008) avaliaram a codigestão de lodo secundário e resíduo alimentar na proporção 75:25 (lodo:RA, % v/v). Os experimentos foram conduzidos em reator de 40 L operando em batelada, sob temperatura mesofílica, durante 23 dias. A PEM alcançada foi de 439 mL CH₄/g STV_{aplicados}, enquanto o controle (100% lodo) atingiu 234 mL CH₄/g STV_{aplicados}.

Gou et al. (2014) testaram uma proporção de ST de 2:1 (lodo:RA) em seu estudo de codigestão em reatores de 2 L sob regime semi-contínuo e com agitação. Os autores avaliaram o processo variando a COV de 1 a 8 g SV/L.d e as temperaturas de 35, 45 e 55 °C por 160, 178 e 188 dias, respectivamente. Seus experimentos mostraram que a produção de metano e a remoção de SV diminuía conforme a COV aumentava e que os melhores rendimentos ocorreram com carga igual a 1,0 g SV/L.d em temperatura termofílica, com PEM de 400 mL CH₄/g STV_{aplicados} e 75% de remoção de STV. Para a mesma COV a PEM atingiu 300 e 260 mL CH₄/g STV_{aplicados} para 45 e 35°C, respectivamente. Segundo os autores, a temperatura exerceu mais influência na diversidade das populações microbianas do que a carga orgânica volumétrica.

Zhang et al. (2015) utilizaram RA e lodo como substratos para a codigestão em reator de 1 L com agitação (180 rpm) e a 35°C. Para uma COV de 4 g SV/L.d foi possível obter uma PEM de 430 mL CH₄/g SV_{aplicados}; porém, levando em consideração a PEM e a capacidade de digestão do reator, foi recomendado o valor de 8 g SV/L.d, no qual foi obtida uma produção específica de biogás e metano de 600 e 385 mL/g

STV_{aplicados}, respectivamente, com 61% de metano e remoção de DQO de 80,2%. Utilizando a COV recomendada, foi iniciado outro experimento em um reator de 20 L, com TDH de 30 dias em regime semi-contínuo. Os resultados mostraram uma produção específica de biogás e metano de 680 e 423 mL/g STV_{aplicados}, respectivamente, com 62,2% de metano. Eles atribuíram o aumento da PEM no digestor de maior volume ao uso de agitação mecânica, já que no reator menor foi utilizada agitação eletromagnética.

Cabbai, Bortoli; Goi (2016), estudaram a codigestão de uma fonte selecionada de RA (mistura de frutas e vegetais) e lodo, em um reator piloto de 3400 L e volume útil de 1800 a 2300 L, em função do TDH. Os testes foram conduzidos à temperatura mesofílica e aplicando uma COV com seis diferentes fases, até um valor de 3,2 g SV/L.d. A máxima COV testada determinou uma redução de sólidos voláteis de 67,3% e uma PEB de 490 NmL/g STV_{aplicados}.

Zhang et al. (2016) estudaram o efeito da utilização de micro-ondas como pré-tratamento para codigestão de RA e lodo. Foram estudadas várias misturas com diferentes proporções de RA e lodo, com pré-tratamento aplicado ou não em um dos substratos. Os experimentos foram conduzidos por 35 dias à temperatura de 37°C. Melhores resultados foram alcançados utilizando uma proporção de 60% ST de RA aplicando o pré-tratamento somente no RA ou no lodo. O lodo pré-tratado apresentou o melhor desempenho, com remoção de SV e DQO de 51,3% e 84,3%, enquanto a PEM foi de 338 mL CH₄/g SV_{aplicados}. Neste estudo concluiu-se que a codigestão com pré-tratamento com micro-ondas muda significativamente a composição da comunidade de microrganismos metanogênicos e que a produção de metano foi melhorada tanto pela codigestão como pelo pré-tratamento.

Zhang et al. (2017) avaliaram a aplicação de um pré-tratamento biológico combinado com a codigestão de lodo e RA, que consistia em digestão dos substratos em ambiente anaeróbio restrito. O pré-tratamento foi realizado em reator de 2 L, a 35°C, variando os tempos de tratamento. O processo foi avaliado tanto na mistura de RA + lodo (50:50 m/m) quanto nos substratos separados. Segundo os autores, a monodigestão de lodo e RA causou excessiva acidificação (pH 3,5) e alcalinização (pH 8,7), respectivamente, o que resultou na inibição do processo de digestão. O tempo ótimo de pré-tratamento foi de 24h que, em comparação com a mistura recém-preparada, apresentou PEM de 293,6 mL CH₄/g SV_{aplicados}, 24,6% a mais que no controle, e aumento de 10,1% na redução de sólidos voláteis (77,2 ± 3,2) %.

Chakraborty et al. (2018) estudaram a codigestão de resíduo alimentar simulado com lodo do tratamento primário quimicamente assistido (CEPT) em reatores de 2 L, a 35°C, por 20 dias. As porcentagens de RA adicionadas ao lodo variaram em 25, 17 e 12,5% (base úmida). O melhor resultado foi alcançado com adição de 12,5% de RA, com uma remoção de SV de $(40,7 \pm 6,0) \%$ e PEM de 266 mL CH₄/g SV_{aplicados}.

Wong et al. (2018) investigaram a codigestão de restos alimentares e lodo secundário salino e não salino, a 35°C, em regime batelada com TDH de 7 dias. Os autores testaram diferentes proporções e a mistura com melhores resultados foi a de 10% de resíduo alimentar e 90% de lodo (m/m) de lodo não salino. Nesta proporção, obteve-se uma remoção de sólidos voláteis de $(54,2 \pm 0,9) \%$ e PEM de (200 ± 8) mL CH₄/kg STV_{aplicados}. Já a mistura com lodo salino apresentou $(32,6 \pm 0,6) \%$ e $(17,6 \pm 5)$ mL CH₄/kg STV_{aplicados} para a redução de SV e PEM, respectivamente. Assim, os autores concluíram que a codigestão pode ser adotada nas estações de tratamento de esgoto existentes, porém é mais viável para o lodo não salino.

Variados tipos de biomassa contendo carboidratos, proteínas, lipídeos e celulose como componentes principais são adequadas como substrato para a produção de biogás. Dentre os substratos mais comumente utilizados para alimentar os digestores anaeróbios, estão: lodos de esgoto, esterco animal, resíduos de colheita, resíduos orgânicos de agricultura, resíduos de carne e peixe gerados em indústrias, resíduos de laticínios, resíduo alimentar, resíduos sólidos urbanos orgânicos, entre outros (ESPOSITO et al., 2012).

A Tabela 2.4 a seguir apresenta um sumário dos estudos mencionados no texto, destacando condições ambientais, proporções e cargas aplicadas na codigestão de RA e lodo, bem como os melhores resultados em termos de estabilização (remoção de STV ou DQO) e rendimento de metano (PEM).

Tabela 2.4. Resultados da codigestão de RA e lodo de esgoto sob diferentes condições de operação.

REFERÊNCIA	REGIME	T (°C)	TDH (dias)	%RA (v/v)	COV (g SV/L.d)	Remoção (%)	PEM* (mL CH ₄ /g STV _{aplicados})
Kim, Han e Shin (2003)	Batelada	55	12	50	2,0	-	280
		35				-	215
Heo et al. (2003)	Semi-contínuo	35	10	50	3,14	STV: 53,7	370
Flor et al. (2004)	Contínuo	-	30	25	3,0 (DQO)	STV: 88,0 DQO: 87,0	377
	Semi-contínuo					STV: 85,0 DQO: 83,0	320
Sosnowski et al. (2008)	Batelada	35	23	25	-	-	439
Gou et al. (2014)	Semi-contínuo	55	33	33	1,0	STV: 75,0	400
		45				STV: 68,0	300
		35				STV: 62,0	260
Zhang et al. (2015)	Semi-contínuo 1L	35	30	35	8,0	DQO: 80,2	385
						-	423
Cabbai, Bortoli e Goi (2016)	Semi-contínuo	37-	20	-	3,2	STV: 67,3	490 (biogás)
Zhang et al. (2016)	Batelada	37					
Zhang et al. (2017)	Batelada	35	60	50	-	STV: 77,2	294
Chakraborty et al. (2018)	Batelada	35	20	12,5	-	STV: 40,7	266
Wong et al. (2018)	Batelada	35	07	10:90	-	STV: 54,2	-

* Valores reportados pelos autores na temperatura de digestão.

2.4. PRÉ-TRATAMENTOS DE RESÍDUOS

Na hidrólise, primeira fase da digestão anaeróbia, moléculas mais complexas são transformadas em compostos mais simples para que possam ser assimiladas pelas bactérias fermentativas. Assim, a hidrólise se torna uma etapa limitante no processo de DA quando se trata de resíduos orgânicos (CHOI; HAN; LEE, 2018), o que demanda aumento do tempo de detenção hidráulica e do volume do reator para alcançar a estabilização adequada para a devida disposição final do resíduo (NEUMANN et al., 2016).

Deste modo, já existem algumas tecnologias utilizadas como pré-tratamento visando à aplicação de processos anteriores à hidrólise, que proporcionem a assimilação dos sólidos e uma melhor eficiência nesta etapa, favorecendo então a produção de biogás (KALOG; MONTEITH, 2008). Esses processos visam à perturbação da parede das células, resultando em lise celular, e o material orgânico particulado é convertido em compostos com menor massa molecular e mais facilmente degradáveis, ultrapassando a fase limitante de hidrólise (APPELS et al., 2008). Essas tecnologias podem ser divididas em processos químicos, físicos, biológicos ou uma combinação destes (NEUMANN et al., 2016).

Dentre esses processos pode-se destacar a aplicação de métodos químicos para a decomposição de matéria orgânica complexa, que é realizada com sucesso devido à utilização de fortes reagentes (TYAGI; LO, 2011). Os reagentes empregados na literatura incluem ácidos, bases e oxidantes (ozonização e peroxidação) (ZHENG et al., 2017). O pré-tratamento químico promove a hidrólise de parede e membrana celulares, resultando em uma maior solubilidade da matéria orgânica contida nas células (APPELS et al., 2008) e favorecendo a ação de enzimas (ZHENG et al., 2017).

Os métodos físicos são métodos de pré-tratamento mais estudados em lodos (NEUMANN et al., 2016). Podendo também ser chamado de tratamento mecânico, esse método emprega estratégias visando à desintegração física das células e assim a solubilização de parte de seu conteúdo (APPELS et al., 2008). Esses processos envolvem a ação de uma força externa aplicada às células, que resulta na sua ruptura quando esta é maior que sua pressão interna. Embora esses métodos sejam eficientes para lisar células bacterianas, uma desvantagem relacionada é o alto consumo de energia (TYAGI; LO, 2011).

Dentre os tratamentos classificados como térmicos, ou seja, que envolvem a utilização de elevadas temperaturas, pode ser citada a hidrólise térmica. Segundo Barber (2016), as condições operacionais ótimas relatadas compreendem a aplicação de temperaturas entre 160 e 180 °C, por um período de tempo entre 20 e 40 min. O autor explica que a hidrólise térmica é mais adequada para materiais que contêm altas concentrações de carboidratos e/ou proteínas, e tem pouca influência sobre os lipídios, sendo assim mais apropriada a sua utilização no tratamento de lodos ativados do que primários.

O tratamento biológico engloba uma ampla gama de tecnologias que podem incluir processos aeróbios e anaeróbios. Esses métodos visam alcançar uma maior eficiência por meio da otimização da hidrólise através de um estágio anterior ao processo de digestão (CARRÈRE et al., 2010). Esse método compreende tecnologias como hidrólise enzimática, pré-digestão, digestão em duas etapas e uso de fungos ou biossurfactantes (ZHENG et al., 2017). Contudo, as informações disponíveis sobre esse tipo de processo na literatura são limitadas e ainda não se pode concluir quais dos pré-tratamentos são tecnologias viáveis para os RA (KARTHIKEYAN et al., 2018).

Na digestão em dois estágios, a primeira etapa de hidrólise/acidogênese, pode ser considerada como um pré-tratamento para a produção de biogás. Processos em duas etapas são geralmente relatados como mais estáveis, demandam um menor volume de reator e resultam em maior produção de metano. Esses sistemas são recomendados para resíduos facilmente biodegradáveis como resíduos alimentares ou vegetais (CARRÈRE et al., 2016).

Devido ao alto teor de conteúdo orgânico do RA, o acúmulo de ácidos é uma das causas que resultam em instabilidades nos processos de digestão. Na digestão em duas etapas o sistema se divide em dois processos com condições diferentes, tais como: atividades oxirredutoras, taxas de crescimento e pH ótimo nas faixas de 4,0 – 6,0 para hidrólise/acidificação e 6,5 - 8,0 para metanogênese. Assim, esse sistema tem vantagens como aumentar a estabilidade, melhorar a especialização de microrganismos e a conversão da matéria orgânica (HE et al., 2012). As faixas de pH ótimo para as diferentes etapas no processo de digestão é uma razão importante pela qual alguns pesquisadores preferem a separação do processo em duas etapas (WARD et al., 2008).

2.4.1. Pré-fermentação do resíduo alimentar

O pré-tratamento de resíduos alimentares para aumento da produção de metano deve (além da preservação do carbono) principalmente: (i) melhorar a digestibilidade de lipídios/proteínas em um curto tempo de detenção hidráulica; (ii) reduzir a taxa de acidificação; e (iii) alterar as características físico-químicas e biológicas do RA para evitar a inibição do processo posterior de digestão e a baixa recuperação de metano (KARTHIKEYAN et al, 2018). Embora o resíduo alimentar seja considerado altamente biodegradável, já que a sua fração volátil é tão alta quanto cerca de 90% dos sólidos totais, a degradação de suas partículas em compostos solúveis ainda é uma etapa limitante (MOON; SONG, 2011).

Visando acelerar as fases de hidrólise e acidogênese, vários métodos têm sido propostos e estudados na literatura, como o ajuste de pH, microaeração, adição de microrganismos e enzimas, para a otimização de processos (XU et al., 2011). Ma et al. (2019) afirmam que para evitar a inibição pelo acúmulo de ácidos, estudos recentes propõem o método tradicional de adição de substâncias alcalinas ao sistema, adição de Fe^0 e a separação/recuperação de ácidos graxos voláteis. Contudo, segundo os autores, a capacidade de tamponamento desses métodos é limitada.

Quando comparado com o lodo ativado, o RA contém níveis mais altos de materiais orgânicos, como amidos, proteínas e lipídios; consequentemente, pode se tornar uma fonte abundante de substrato orgânico barato para produção de AGV como resultado da redução e estabilização do RA (WANG et al., 2014). Na conversão bioquímica do resíduo alimentar, açúcares solúveis e nutrientes como os hidrolisados do RA, são obtidos primeiramente via hidrólise, seguido pela fermentação microbiana para produzir compostos específicos. Hidrólise e fermentação separadas é um dos sistemas comumente utilizado para a produção de AGV, sendo que para a geração de biogás o processo é similar, seguido da transformação destes ácidos em biogás na fase de metanogênese (XIONG et al., 2019).

A fermentação é um processo que ocorre naturalmente devido à atividade da microbiota originária do substrato, em conjunto com outros organismos provenientes de outras fontes. Pode-se também adicionar inóculo para induzir o processo e assim garantir a formação de um produto fermentado específico (ABRIOUEL et al., 2011). Fermentação no sentido mais estrito da palavra é anaeróbia, mas esse termo também é utilizado para se referir a processos aeróbios, e até processos definidos como não

microbianos, como aqueles realizados por enzimas isoladas (BAMFORTH; COOK, 2019).

WU et al. (2015) estudaram um pré-tratamento novo que consistia na fermentação inicial de RA por leveduras na fase acidogênica, resultando na produção de um produto neutro, o etanol, ao invés de AGV. Após esse processo chamado “*ethanol fermentation* (EF)”, o RA foi misturado com resíduos lignocelulósicos e submetido à digestão anaeróbia, utilizando lodo como inóculo. Os resultados mostraram que em comparação com o controle, a EP amenizou a inibição por acidificação, reduziu bastante a duração da fase lag e estimulou o crescimento de microrganismos metanogênicos. Uma análise da termodinâmica de várias rotas sugeriu que a acidogênese voltada para a produção de etanol ao invés de ácidos graxos voláteis destina mais energia disponível para metanogênese.

Ainda sobre EP, em seu trabalho, Ma et al. (2019) construíram um sistema semi-contínuo para DA de RA utilizando EP como pré-tratamento do RA. Eles concluíram que em comparação com o controle (sem pré-tratamento) a EP pode melhorar a tolerância do sistema para altas COV e a estabilidade da DA. O pré-tratamento promoveu a hidrólise de proteínas do RA em aminoácidos, que foram transformados em nitrogênio amoniacal ajudando na manutenção da alcalinidade no sistema.

Reddy e Mohan (2012) avaliaram o potencial de ambientes anóxicos e aeróbios na produção de polímeros e utilizaram como substratos dois tipos de resíduos: não fermentado e fermentado (gerado durante o processo de produção de biohidrogênio – H_2). Na estabilização fermentativa do RA foi utilizado como inóculo um consórcio de microrganismos oriundo de um sistema de lodos ativados. O reator foi operado em ambiente anaeróbio em regime de batelada, durante 72 h, à temperatura ambiente ($29 \pm 2^\circ C$) e com agitação contínua (100 rpm). Os autores observaram que a pré-fermentação do RA resultou no aumento da concentração de AGV, bem como na redução do pH e das concentrações de carboidratos e proteínas quando comparado com o RA não fermentado.

Kim et al. (2006) estudaram o pré-tratamento com enzimas comerciais e fermentação ácida do resíduo alimentar. O RA foi coletado em uma cafeteria de uma universidade, processado (triado e triturado), filtrado para remoção de partículas maiores de $1410 \mu m$ e diluído com adição de água destilada. O pH do RA apresentou-se muito baixo (3.87 ± 0.24) devido à presença de alimentos mais ácidos e da

produção de AGV durante o armazenamento. Uma leve redução de SSV de cerca de 7% foi observada no controle. Os autores atribuíram esse resultado à atividade de microrganismos inerentes ao RA e/ou à hidrólise alcalina devido à adição de NaOH para ajuste de pH.

Wang et al. (2008) estudaram o RA como substrato para a produção da enzima glicoamilase por fermentação submersa com o fungo *Aspegillus niger* UV-60. Os nutrientes do RA foram suficientes para manter a produção da enzima sem a adição de nutrientes extras. Fisgativa et al. (2017) fizeram uma extensa caracterização do RA e observaram que populações microbianas intrínsecas ao RA (bactérias e fungos) podem participar ativamente da degradação aeróbia e anaeróbia. Além disso, concluíram que o armazenamento do resíduo alimentar após a coleta pode induzir uma pré-biodegradação, que aparentemente influencia várias características bioquímicas e pode melhorar a biodegradabilidade do RA.

Silveira (2016) também concluiu que o armazenamento do resíduo tem influência sobre suas características. Em seu trabalho foi comparado um lote de RA armazenado em freezer por um ano (antigo) e outro recém-processado (novo), ambos usados na codigestão com lodo de esgoto. Os dois lotes possuíam características similares de STV, proteínas, carbono e óleos e graxas, apesar de serem provenientes de coletas diferentes. As concentrações de amônia e fosfato aumentaram, devido à hidrólise dos compostos nitrogenados e fosforados durante o armazenamento do resíduo e pela composição variada dos lotes. Além disso, durante a codigestão o pH se recuperou mais rapidamente no RA antigo do que no novo (28 e 56 dias, respectivamente), e ao final do experimento (63 dias) verificou-se maior redução de STV na mistura de lodo e resíduo antigo (58,2%) em comparação com o lodo puro (46,7%) e a mistura de lodo e resíduo novo (41,3%).

Diante deste contexto, este trabalho propôs aplicar um pré-tratamento ao RA a ser utilizado na codigestão com lodo. Esta etapa, chamada de pré-fermentação do RA, ocorre em reator aberto, com agitação lenta, mantendo-se a superfície do resíduo em contato com oxigênio. Esse pré-tratamento visa à transformação do resíduo alimentar em um produto fermentado, de mais fácil digestão na etapa posterior, de forma a facilitar o processo de codigestão anaeróbia com o lodo.

3. METODOLOGIA

3.1. ORIGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

3.1.1. Lodo de esgoto

Todas as análises e experimentos foram realizados com lodo aeróbio proveniente do tratamento secundário de esgotos, gerado no sistema de Lodos Ativados do Centro Experimental de Saneamento Ambiental da UFRJ (CESA/UFRJ). Este sistema é composto por um tanque de aeração e dois decantadores secundários (Figura 3.1).

Figura 3.1. Unidades do sistema de Lodos Ativados do CESA: tanque de aeração (à esquerda) e decantadores secundários (à direita).



Fonte: A autora (2019).

O esgoto bruto que passa pelo tratamento nesta instalação provém da Cidade Universitária e da Vila Residencial da UFRJ e é bombeado para tratamento preliminar constituído por gradeamento e desarenação. O efluente segue por gravidade para um poço onde é recalcado para o tratamento secundário.

O lodo secundário utilizado no presente trabalho era coletado na linha de descarte de lodo em excesso do processo de lodos ativados. Após a coleta, para a caracterização físico-química e para os experimentos em escala de bancada, o lodo era encaminhado ao Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA/EQ-UFRJ).

Para utilização nos experimentos, em função da baixa concentração de sólidos, o material semanalmente descartado da linha de lodo em excesso, era mantido em breve repouso, por período de 1,0 a 2,0 horas, em uma unidade de sedimentação, de forma a induzir o adensamento do lodo e a elevação do teor de sólidos. Posteriormente, o lodo adensado era transferido por bombeamento para as unidades de digestão anaeróbia. Quando não era utilizado de imediato, o lodo era mantido sob refrigeração até a realização dos experimentos.

Ao longo das etapas de experimentos, o lodo utilizado foi caracterizado com base na análise de pH, teor de umidade e concentração de sólidos.

3.1.2. Resíduo alimentar (RA)

O RA utilizada nos experimentos foi disponibilizada pelo Restaurante Universitário Central (RU Central) da UFRJ. Esse resíduo consistia nas sobras e restos das refeições do restaurante, que eram coletadas uma vez por semana para serem utilizadas nos experimentos (Figura 3.2A). A coleta e amostragem foram feitas conforme as recomendações da norma brasileira ABNT NBR 10007/2004 (ABNT, 2004).

Figura 3.2. Restos de comida coletados no RU (A) e liquidificador industrial utilizado para preparar o RA (B).



A



B

Fonte: A autora (2019).

Após a coleta, o RA era levado ao laboratório para triagem, visando à remoção de materiais inertes indesejados. Em seguida, era processado em um liquidificador industrial (Figura 3.2B), misturado com água na proporção de 1:3 v/v RA:água (FERREIRA, 2017). A água utilizada era proveniente do sistema público. Coletada um dia antes, a água era deixada em repouso à temperatura ambiente, visando volatilização do cloro eventualmente presente.

A proporção resíduo:água utilizada visava aproximar a umidade da mistura à do lodo. Esse resíduo processado (triturado e com adição de água), denominado resíduo alimentar (RA), foi utilizado nas atividades deste trabalho. Daqui em diante, o RA recém-preparado será denominado RA fresco e o RA submetido à pré-fermentação será intitulado RA pré-fermentado.

O RA foi caracterizado com base na análise dos seguintes parâmetros: umidade, pH, concentração de sólidos totais (voláteis e fixos), carboidratos e proteínas solúveis, carbono, nitrogênio e fósforo.

3.2. EXPERIMENTOS DE PRÉ-FERMENTAÇÃO

Com o objetivo de avaliar o efeito de uma etapa de pré-fermentação do RA na codigestão com lodo secundário, foi conduzido um experimento preliminar de pré-fermentação do RA. Os parâmetros de controle deste experimento foram os seguintes: pH, concentração de sólidos suspensos e dissolvidos, concentração de carboidratos e proteínas solúveis, acidez volátil e alcalinidade.

No experimento preliminar, 12 L de RA recém-preparado foi transferido para um recipiente de 18 L onde permaneceu sob agitação mecânica (EBERLE, mod. B 63 a4) a 12 rpm, à temperatura do laboratório (28 ± 2) °C durante sete dias (Figura 3.3A). Diariamente, alíquotas de 150 mL eram retiradas para monitoramento da fermentação em termos de pH e sólidos. Como havia evaporação natural e perda da umidade do RA para o ambiente, diariamente também era realizada, antes da coleta de amostra, a correção de nível da mistura com água destilada, para que não houvesse interferência nos resultados das análises.

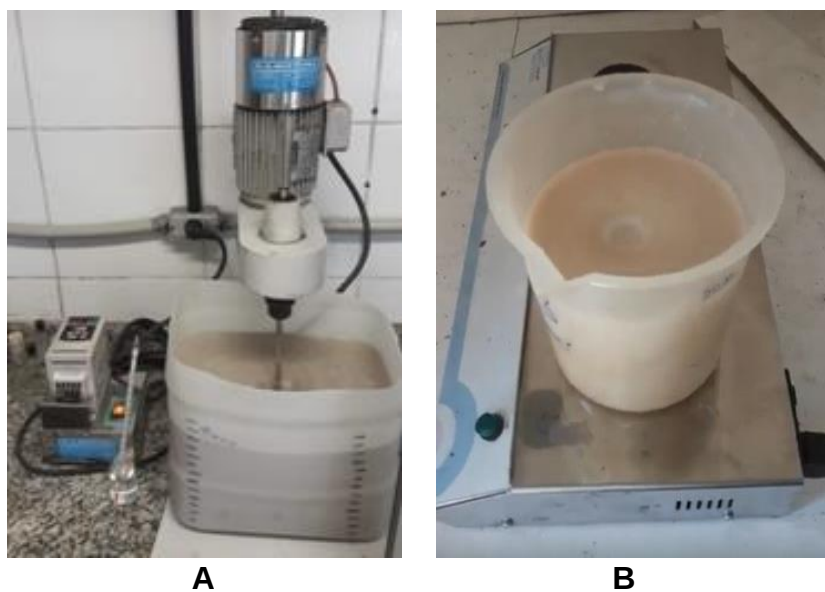
Os resultados do experimento preliminar determinaram o tempo de pré-fermentação a ser utilizado nos experimentos seguintes em escala de bancada. Estes foram conduzidos em bécheres de 1000 mL, contendo 500 mL de RA (Figura 3.3B), com agitação magnética, e à temperatura climatizada em laboratório, compreendida entre ($26,7 \pm 1,0$) °C.

Já na etapa dos experimentos em escala piloto, realizada nas instalações do CESA/UFRJ, a pré-fermentação de maior quantidade de RA passou a ser conduzida em um sistema de maior volume (Figura 3.4). Neste, um recipiente de 20 L era alimentado com 18 L de RA, mantido sob agitação mecânica (IKA RW20 digital), entre 25 e 30 rpm, e à temperatura ambiente, compreendida entre $(23,7 \pm 2,5) ^\circ\text{C}$.

Em ambas as escalas - bancada e piloto, terminado o tempo de pré-fermentação, o RA era imediatamente empregado na alimentação das unidades de digestão anaeróbia.

Além do tempo de pré-fermentação a ser utilizado nas etapas posteriores, durante os experimentos preliminares também foram determinadas as concentrações de carboidratos e proteínas solúveis, acidez volátil e alcalinidade. A quantificação de bactérias fermentativas acidogênicas (NMP/100 mL) e a granulometria do RA antes e após a pré-fermentação também foram determinadas em um dos experimentos desta etapa preliminar.

Figura 3.3. Sistema utilizado no experimento preliminar de pré-fermentação do RA (A) e na produção de RA pré-fermentado para os digestores de bancada (B).



Fonte: A autora (2019).

Figura 3.4. Sistema utilizado na pré-fermentação do RA alimentado no digestor em escala piloto.



Fonte: A autora (2019).

3.3. EXPERIMENTOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA EM BANCADA

3.3.1. Experimento em digestores de bancada

Os digestores anaeróbios de bancada foram operados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA/EQ – UFRJ) e consistiram de três garrações de vidro de 1 L, com 800 mL de volume útil e 200 mL de *headspace* para acumulação e percolação do biogás. Os reatores operaram sem agitação mecânica, por 30 semanas, em sala climatizada com temperatura de $(30 \pm 1) ^\circ\text{C}$. Cada garrafão foi vedado com rolha de borracha, e continha uma única tubulação de saída do gás produzido, o qual era encaminhado para um selo hídrico (para evitar a entrada de ar no reator) e em seguida para um medidor de volume de gás (modelo MilliGascounter da marca Ritter).

Em cada digestor foi testada uma diferente condição, a saber: i) digestão de lodo secundário bruto (Digestor G1); ii) codigestão de lodo secundário e RA bruto (fresco, umidificado e recém-preparado (Digestor G2); e iii) codigestão de lodo e RA pré-fermentado (Digestor G3) (Figura 3.5). Em ambas as condições de codigestão, a proporção v/v utilizada foi de 80% de lodo secundário e 20% de RA, valor de referência de estudos pretéritos de codigestão realizados no LTA/EQ-UFRJ (FERREIRA, 2017).

Figura 3.5. Digestores anaeróbios utilizados nos experimentos em bancada.



Fonte: A autora (2019).

Diariamente, o conteúdo de todos os digestores era homogeneizado manualmente por período de 1 a 2 min, permanecendo sem agitação durante o restante do período de digestão. Quando necessário, o ajuste do pH inicial das misturas dos Digestores G2 e G3 era feito com adição de NaOH 5 mol/L.

A alimentação de todos os digestores foi realizada em regime semi-contínuo. Assim, uma vez por semana, 200 mL da mistura em digestão era retirada (saída) de cada digestor e encaminhada para análise e caracterização do material digerido. Em seguida, 200 mL de lodo secundário ou da mistura de lodo e RA era introduzida (entrada) em cada unidade de digestão anaeróbia. A troca semanal entre os volumes efluente e afluente resultava em um tempo de detenção hidráulica (TDH) da ordem de 30 dias. Além da produção volumétrica de biogás, o monitoramento de amostras de entradas e saídas das unidades G1, G2 e G3 consistia na análise frequente dos parâmetros pH e SST (fixos e voláteis) e, em menor frequência, dos parâmetros alcalinidade total, acidez volátil e nitrogênio amoniacal.

3.3.2. Experimento em respirômetro

Ao final da etapa dos experimentos em bancada, os conteúdos de cada digestor (garrafão de 800 mL) foram transferidos para frascos de 600 mL, integrantes de um Sistema Automático de Teste de Potencial de Metano AMPTS II (*Bioprocess Control*, Figura 3.6). Os testes realizados neste sistema permitiu a determinação do perfil de produção de metano e o potencial bioquímico do metano de cada mistura. Cada condição foi analisada em duplicata (dois frascos com 400 mL de volume útil cada).

Figura 3.6. Experimento conduzido em respirômetro.



Fonte: A autora (2019).

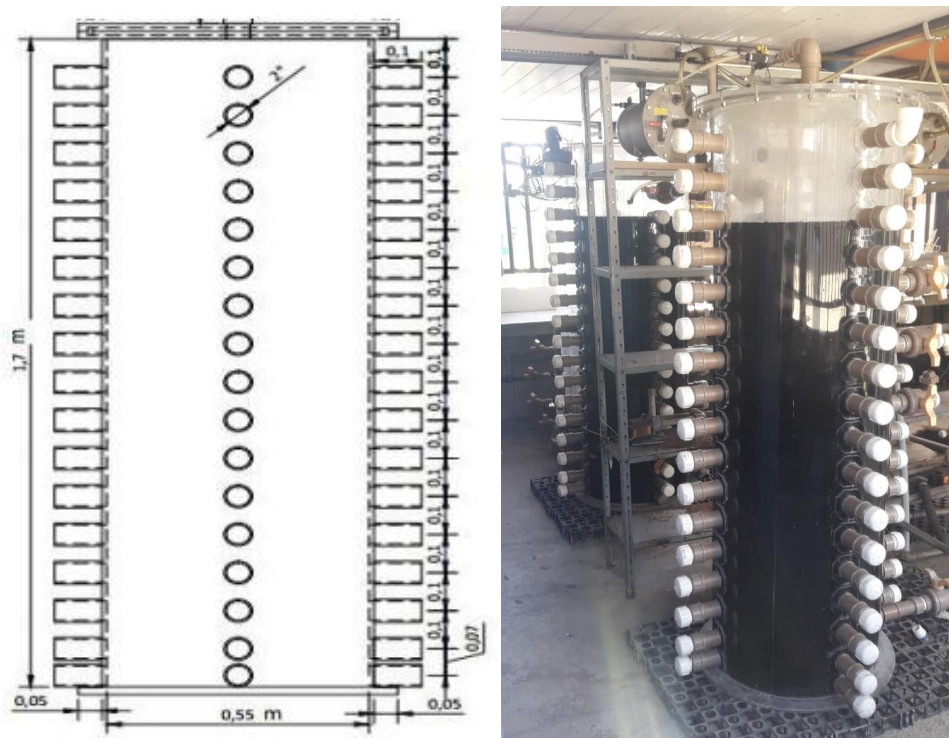
O sistema funcionou seguindo os mesmos procedimentos de alimentação, operação e monitoramento dos reatores de bancada. A temperatura foi controlada, por meio de um banho-maria, mantido à temperatura de 30°C, e manteve-se a condição estática, com agitação manual do conteúdo dos frascos somente uma vez por dia, exceto nos finais de semana.

3.4. EXPERIMENTOS DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA PILOTO

A operação dos biodigestores em escala piloto foi realizada com base na metodologia utilizada em trabalhos pretéritos conduzidos nas unidades piloto de digestão anaeróbia do CESA/POLI-UFRJ (FERREIRA, 2017). As duas unidades foram operadas mediante somente duas condições: i) digestão de lodo secundário bruto (Digestor D1) e ii) codigestão de lodo secundário e RA pré-fermentado (Digestor D2).

Construídos em acrílico, os dois biodigestores piloto eram iguais, com volume de aproximadamente 400 L, 1,7 m de altura e 0,55 m de diâmetro (Figura 3.7). Do volume total de 400 L, 80% (aproximadamente 320 L) eram utilizados como volume útil e os 20% restantes como *headspace* para o biogás.

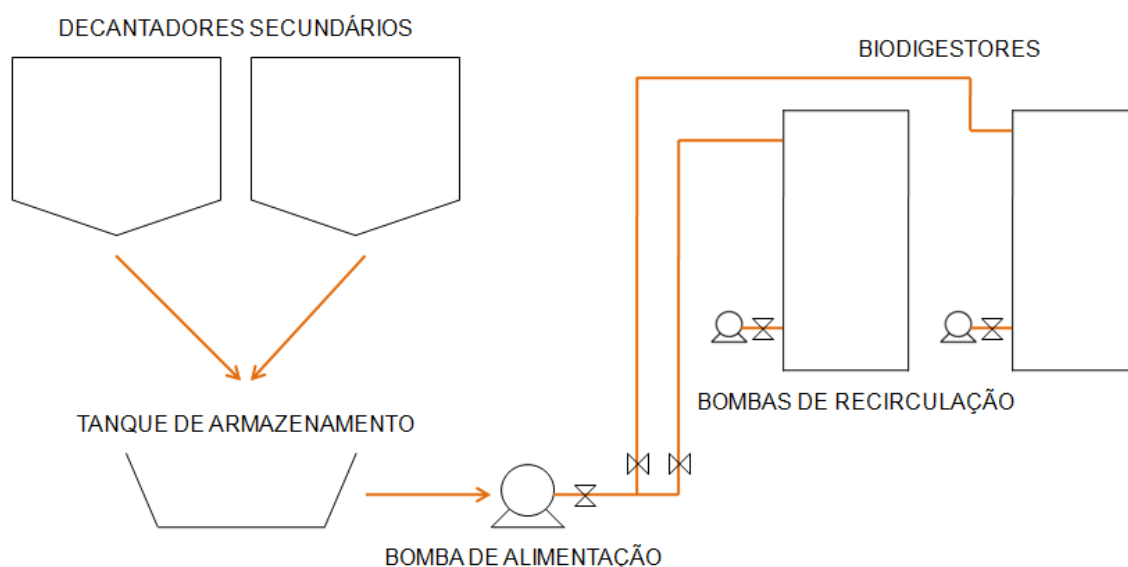
Figura 3.7. Projeto dos biodigestores de escala piloto (à esquerda) e operados no CESA (à direita).



Fonte: FERREIRA (2017) e a autora (2019)

Para a partida de ambos os digestores foi utilizada uma mistura (% v/v) de 50% de esgoto, 40% de lodo secundário e 10% de lodo anaeróbio de um reator UASB em operação no CESA/POLI-UFRJ. Para a alimentação do sistema piloto, o lodo dos decantadores secundários era encaminhado para um reservatório onde, após repouso por cerca de 1h, era transferido por bombeamento para os biodigestores, conforme ilustra esquematicamente a Figura 3.8.

Figura 3.8. Esquema do sistema de alimentação dos biodigestores em escala piloto.



Fonte: A autora (2019).

Antes de iniciar o monitoramento, ambos os biodigestores foram alimentados com a mesma mistura de esgoto, lodo secundário e lodo anaeróbio, permanecendo em batelada por 8 semanas para adaptação dos microrganismos. Após 4 semanas, em função da proliferação de algas, ambos os biodigestores foram envoltos em papel alumínio para evitar o contato com a luz ambiente. Após as mesmas 4 semanas foi iniciada a operação regular dos Digestores D1 e D2, em modo semi-contínuo, totalizando 16 semanas de operação mediante o TDH de 30 dias.

Os procedimentos operacionais de alimentação e descarte e os parâmetros físico-químicos monitorados foram os mesmos que aqueles adotados nos experimentos em escala de bancada. Entretanto, na escala piloto, as unidades de digestão foram operadas em temperatura ambiente ($23,7 \pm 2,5$) °C, sendo o conteúdo dos mesmos submetido à agitação por meio de procedimento de recirculação, através

de equipamentos de bombeamento acionados durante 20 min a cada hora. No caso, o controle do pH foi realizado por meio de sensor instalado no interior das próprias unidades de digestão.

Semanalmente, de cada reator era retirado um volume de 80 L para, em seguida, o Digestor D1 ser alimentado com 80 L de lodo secundário e o Digestor D2 com 64 L de lodo secundário e 16 L de RA pré-fermentado. Para a alimentação de ambas as unidades de digestão, foi utilizado um equipamento de bombeamento, como ilustra o desenho esquemático da Figura 3.8. Após adição do RA, o conteúdo presente no volume útil do digestor D2 era completamente misturado por 20 min, por ação da bomba de recirculação. Para correção do pH, em ambos os sistemas foi utilizado NaOH 10 mol/L.

O pH dos digestores era monitorado com medidores da marca *Etratronds* (*eControl*). A temperatura era medida com termômetro no volume de saída dos reatores, semanalmente, a cada alimentação. Para a aquisição dos dados de volume do biogás eram utilizados medidores do tipo TG 0,5/1 da marca *Ritter* (Figura 3.9).

Figura 3.9. Medidores de pH Etatronds (à esquerda) e medidor de volume de gás Ritter (à direita).



Fonte: A autora (2020).

Além dos mesmos parâmetros empregados no monitoramento dos experimentos em escala de bancada (pH, SSV inicial, SSV final, temperatura, volume de biogás), também foi analisada a composição do biogás por cromatografia em fase gasosa. Para a coleta do biogás, o registro de saída do mesmo para o medidor era fechado e uma bag de alumínio 1 L (marca Supelco) era conectada ao sistema por meio de uma mangueira de borracha. Quando a bag apresentava um volume

suficiente de gás, esta era fechada e levada para o laboratório para análise no cromatógrafo. O conteúdo das bags era analisado no mesmo dia para evitar qualquer alteração durante o armazenamento.

3.5. PARÂMETROS OPERACIONAIS

Para avaliação de desempenho do processo de digestão anaeróbia foram utilizadas as seguintes variáveis de controle:

- Carga orgânica volumétrica (COV): massa de substrato aplicada diariamente por unidade de volume do reator.

$$COV = \frac{QS}{V} \quad (3.1)$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica (kg SSV/m³.dia);

Q = vazão (m³/dia);

S = concentração do substrato (kg SSV/m³);

V = volume útil do reator (m³).

- Tempo de detenção hidráulica (TDH): tempo que o substrato permanece no reator, sendo a razão entre o volume útil do reator e a vazão de entrada.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (3.2)$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (dias);

V = volume do reator (m³);

Q = vazão (m³/dia).

- Produção específica de biogás (PEB): relação entre o volume de biogás produzido e a massa aplicada (SSV) do substrato.

$$PEB = \frac{V_{biogas}}{CV} \quad (3.3)$$

Onde:

PEB = produção específica de biogás (mL biogás/g SSV_{aplicados})

$V_{\text{biogás}}$ = volume de biogás (mL);

C = concentração de sólidos suspensos voláteis (g SSV/mL);

V = volume (mL).

- Produção específica de metano (PEM): relação entre o volume de metano produzido e a massa aplicada (SSV) do substrato.

$$PEM = \frac{V_{\text{metano}}}{CV} \quad (3.4)$$

Onde:

PEM = produção específica de metano (mL CH₄/g SSV_{aplicados})

V_{metano} = volume de metano (mL);

C = concentração de sólidos suspensos voláteis (g SSV/mL);

V = volume (mL).

3.6. MÉTODOS ANALÍTICOS

Os métodos analíticos utilizados nas análises empregadas na caracterização dos resíduos, no monitoramento da pré-fermentação e da digestão anaeróbia estão resumidos no Quadro 3.1 a seguir.

Nas análises de solúveis (DQO, proteínas e carboidratos), as amostras foram previamente filtradas em membranas de éster celulose de 0,45 µm de tamanho de poro.

Para a quantificação da concentração de sólidos foi necessária uma adaptação do método analítico empregado, em função do elevado teor de sólidos das amostras manejadas. Assim, ao invés das amostras serem filtradas em membrana de fibra de vidro como recomendado no método padrão, estas foram centrifugadas. Desse modo, em um tubo de centrífuga, um volume definido de amostra era centrifugado a 2500 rpm por 20 min. Em seguida, o sobrenadante era descartado e o conteúdo restante era lavado com água destilada e novamente centrifugado. Mais uma vez, o sobrenadante era descartado, restando assim os sólidos suspensos da amostra bruta, que eram levados para a estufa, dando continuidade ao método original.

Quadro 3.1. Métodos analíticos utilizados para as análises do estudo.

Parâmetros	Método	Referência
Alcalinidade Total	Potenciométrico	Ripley et al. (1986)
Acidez Volátil	Titulométrico	DiLallo e Albertson (1961)
Bactérias fermentativas acidogênicas	Número mais provável	Harrison, A.P. (1978)
Composição de biogás	Cromatografia em fase gasosa	Método LTA
Carboidratos solúveis	Espectrofotométrico	Dubois et al. (1956)
Carbono total	Analizador de carbono Shimadzu	APHA(2005)
DQO	Refluxo fechado colorimétrico	APHA (2005)
Fósforo Total	Kit Hach TNTplus™ 844	Hach
Granulometria	Peneiramento (série Tyler) e gravimetria	
Nitrogênio Amoniacal	Eletrodo Íon Seletivo	APHA (2005)
Nitrogênio total	Kit Hach TNTplus™ 826	Hach
pH	Leitura direta em potenciométrico	Quimis, Q400AS
Proteínas solúveis	Colorimétrico	Bradford (1976)
Sólidos	Gravimétrico	APHA 2540 B, C, D, E, G
Umidade	Gravimétrico	Balança IV 2000, Gehaka

A distribuição de tamanho de partículas no RA foi determinada através de peneiramento dos resíduos fresco e pré-fermentado. Foram utilizadas peneiras de tamanhos 10, 14, 20, 28, 35, 48 e 65 mesh (Figura 3.10), nessa ordem. Foram feitas análises de SST com a fração que ficou retida em cada peneira e de SST da amostra bruta, de forma a determinar as porcentagens de cada fração de tamanho.

Figura 3.10. Sequência de peneiras para ensaio granulométrico do RA.



Fonte: A autora.

Para a análise da composição dos gases, o método LTA consistia na injeção das amostras em cromatógrafo VARIAN MICRO CG 4900, nas condições apresentadas no Quadro 3.2.

Quadro 3.2. Condições do cromatógrafo nas análises de cromatografia em fase gasosa.

Coluna	PPQ – 10m x 0,32mm
Temperatura da coluna	50°C
Detector	Condutividade térmica (TCD)
Temperatura do detector	250°C
Temperatura do injetor	80°C
Gás de arraste	Hélio e Nitrogênio
Tempo de injeção	1 min

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. ORIGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

4.1.1. Lodo secundário

Durante toda a condução deste trabalho, foi utilizado o lodo aeróbio proveniente do tratamento secundário de esgotos, gerado no sistema de Lodos Ativados do Centro Experimental de Saneamento Ambiental da UFRJ (CESA/UFRJ). A Tabela 4.1 resume resultados analíticos referentes ao pH, concentração de sólidos, e teor de umidade do lodo utilizado.

Tabela 4.1. Caracterização do lodo secundário do CESA (média e desvio-padrão de 13 coletas)

Parâmetro	Lodo
pH	7,0 ± 0,3
Umidade (%)	95
ST (mg/L)	6216 ± 4043
STF (mg/L)	2784 ± 1934
STV (mg/L)	3432 ± 2740
SST (mg/L)	4060 ± 3806
SSF (mg/L)	1156 ± 931
SSV (mg/L)	2904 ± 2891
STV/ST	0,53 ± 0,15

Segundo Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001), em lodo bruto ainda não digerido em etapa de estabilização da fase sólida do tratamento, a relação usual entre SV/ST é compreendida entre 0,75 e 0,80. As características obtidas analiticamente apontaram para uma menor fração orgânica nos sólidos presentes no lodo (razão SV/ST média igual a 0,53), indicando estágio de estabilização já avançado, provavelmente devido a manutenção de elevada idade do lodo no próprio sistema de lodos ativados.

Esta característica corresponde importante indicador de tendência para uma menor produção de metano na etapa de estabilização por meio da digestão anaeróbia. Não obstante, com a incorporação de RA contendo maior concentração de sólidos

orgânicos, vislumbra-se que o processo de codigestão, ora em avaliação, alcance satisfatória produção de metano.

O valor médio obtido para o pH ($7,0 \pm 0,3$) está de acordo com os valores obtidos em estudos pretéritos realizados no próprio CESA/POLI-UFRJ, por Silveira (2016) e Ferreira (2017).

Como já mencionado, em função das concentrações de SST encontrarem-se em geral em valores inferiores ao mínimo da faixa usualmente obtida para lodos adensados (4.000 - 14.000 mg/L) em decantadores operados sob boas condições de sedimentação, optou-se por concentrar o lodo secundário, como explicado na metodologia. Assim, foi possível elevar a concentração média de SST para (30.118 ± 8.022) mg/L e de SSV para (17.643 ± 4.899) mg/L, valores mais condizentes com o que expressa a literatura para o caso de lodo secundário (METCALF; EDDY, 1991).

4.1.2. Resíduo alimentar

Como explicado anteriormente, as sobras de alimento utilizadas neste trabalho foram coletadas semanalmente no Restaurante Universitário Central da UFRJ (RU). O RU possui um cardápio semanal constituído de uma entrada (salada), prato principal ou prato vegano (proteína), guarnição, acompanhamento (arroz branco/integral e feijão) e uma sobremesa. Desta forma, o conteúdo das sobras que eram coletadas a cada semana dependia das opções alimentares do dia, sempre variando a cada coleta.

Sendo inviável caracterizar o resíduo a cada semana, as análises de carbono, nitrogênio e fósforo foram realizadas em uma única amostra, coletada no início dos experimentos. Análises de carboidratos e proteínas solúveis foram realizadas em duas amostras, e a concentração de sólidos totais (voláteis e fixos) em três amostras. Já o valor médio do pH é oriundo de análises de amostras coletadas durante todas as operações de descarte e alimentação dos digestores. A Tabela 4.2 resume resultados da caracterização do RA utilizado.

O RA apresentou pH levemente ácido, o que pode levar à redução do pH na mistura com o lodo CESA, que apresenta um pH quase neutro (7,0). O resultado encontrado está de acordo com outros trabalhos que indicaram valores de pH do RA numa faixa entre 5,2 – 5,6 (GOU et al. 2014; SILVEIRA, 2016; FERREIRA, 2017).

Tabela 4.2. Caracterização do resíduo alimentar.

Parâmetro	Valor
pH	5,8±0,5
ST (g/L)	64,1±6,2
STV (g/L)	60,1±5,9
STF (g/L)	4,0±0,8
STV/ST	0,94
Carboidratos solúveis (g/L)	6,20±2,41
Proteínas solúveis (g/L)	0,43±0,13
Carbono (mg/g)*	178,3
Nitrogênio (mg/g)*	8,8
Fósforo (mg/g)*	2,0
Umidade (%)**	45

* mg/g (peso seco)

** RA bruto, sem adição de água

A relação média STV/ST do RA foi de 0,94, valor superior ao reportado em outros trabalhos, entre 0,85 – 0,9 (ZHANG et al. 2007; CABBAI et al., 2013; GOU et al., 2014), que aponta para um elevado teor de matéria orgânica e que pode favorecer a conversão anaeróbia.

As relações C:N e C:P encontradas foram de 20,3 e 81,0, respectivamente. A relação C:N está de acordo com o recomendado na literatura, na faixa de 20 a 30 (CHERNICHARO, 2016). E a relação C:P é menor que 100, de acordo com o recomendado por Souza (1984). O autor sugere que quando as quantidades de N e P presentes no resíduo não são suficientes, estes devem ser adicionados para suprir as necessidades dos microrganismos durante o processo de digestão.

A umidade referente ao RA bruto (não processado) apresenta um valor de umidade (45%) inferior ao do lodo CESA (97%). Entretanto, a adição de água durante o processamento do RA resultará em um valor mais próximo ao do lodo (73,2 - 82,9%) como avaliado em outros estudos realizados com ambos os resíduos provenientes da mesma fonte que este trabalho (SILVEIRA, 2016; FERREIRA, 2017). É importante salientar que tanto a umidade quanto os outros parâmetros sofrem variação devido à alteração semanal do cardápio do RU.

4.2. EXPERIMENTOS DE PRÉ-FERMENTAÇÃO

O experimento preliminar realizado para determinação do tempo de pré-fermentação do resíduo alimentar, sem ajuste de pH, mostrou duas fases distintas do processo. Na primeira fase foi observado que do instante zero (0 h) até 48 h de fermentação, houve redução do pH de 4,1 para 3,4. Ademais, foi verificado que houve redução na concentração de SDV, enquanto que a de SSV aumentou. Este fato pode ser atribuído ao crescimento de bactérias acidogênicas, cuja quantidade também aumentou de 2×10^8 para $>10^{10}$ NMP/100 mL. A conversão dos compostos orgânicos dissolvidos pode ter contribuído para o aumento da população bacteriana.

Na segunda fase, do segundo dia de fermentação em diante, ocorreu a estabilização do pH em torno de 3,4. Nessa fase, a redução da concentração de SSV e o aumento da concentração de SDV serviram como indicação do processo de hidrólise inicial dos sólidos.

Após esse experimento, foi realizado um segundo ensaio, ajustando-se o pH para 5,0 depois de 24h de fermentação. Porém, não foram observadas alterações significativas nos resultados obtidos, em comparação com os resultados do primeiro experimento. Apesar disso, para os experimentos seguintes nas escalas de bancada e piloto foi mantido o procedimento de correção do pH, bem como selecionado o tempo de 48 h de pré-fermentação do RA, como etapa anterior da codigestão com lodo secundário.

As pré-fermentações foram realizadas durante 30 semanas, a uma temperatura média de $(24,0 \pm 2,6)$ °C, com valor máximo de 29°C e mínimo de 18°C. A variação de pH do RA recém-preparado e após 24 e 48 h de fermentação é apresentada na Tabela 4.3. Verificou-se tendência de decaimento no pH, provavelmente devido a produção de ácidos durante a fermentação.

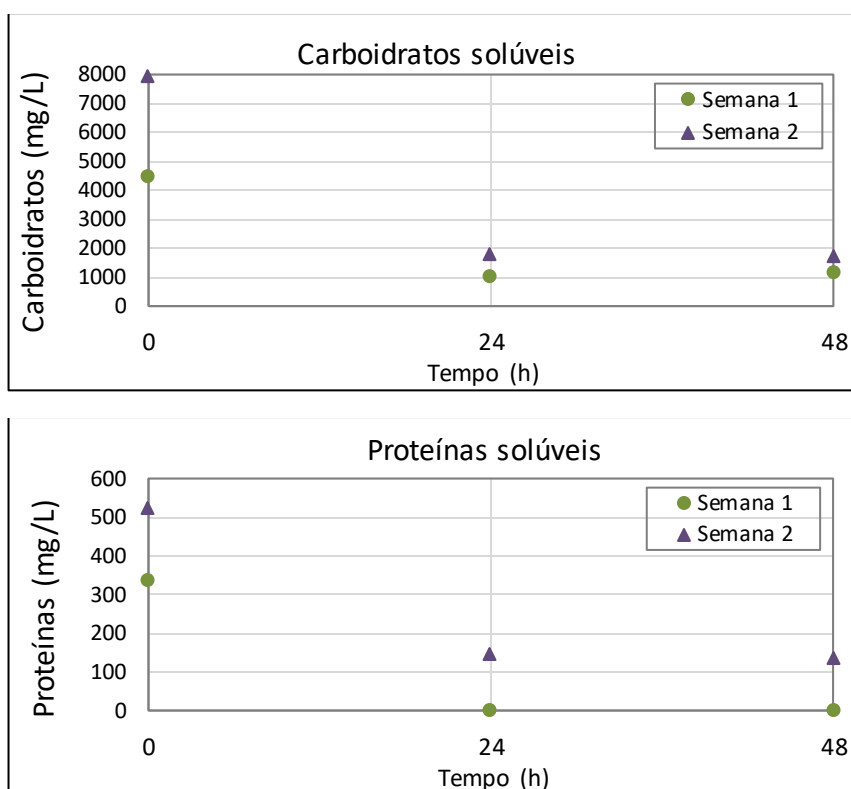
Tabela 4.3. Valores médios, mínimos e máximos de temperatura e pH do RA durante as 30 pré-fermentações.

	T (°C)	pH (0 h)	pH (24 h)	pH após ajuste	pH (48 h)
Média	24,0	5,8	4,5	5,1	4,3
DP	2,60	0,5	0,6	0,2	0,6
Valor máximo	29,0	6,5	5,8	5,8	5,4
Valor mínimo	18,0	4,9	3,6	4,9	3,3

Ao longo do estudo, em dois experimentos de pré-fermentação foram retiradas amostras para a análise de carboidratos e proteínas solúveis. Devido a cada semana

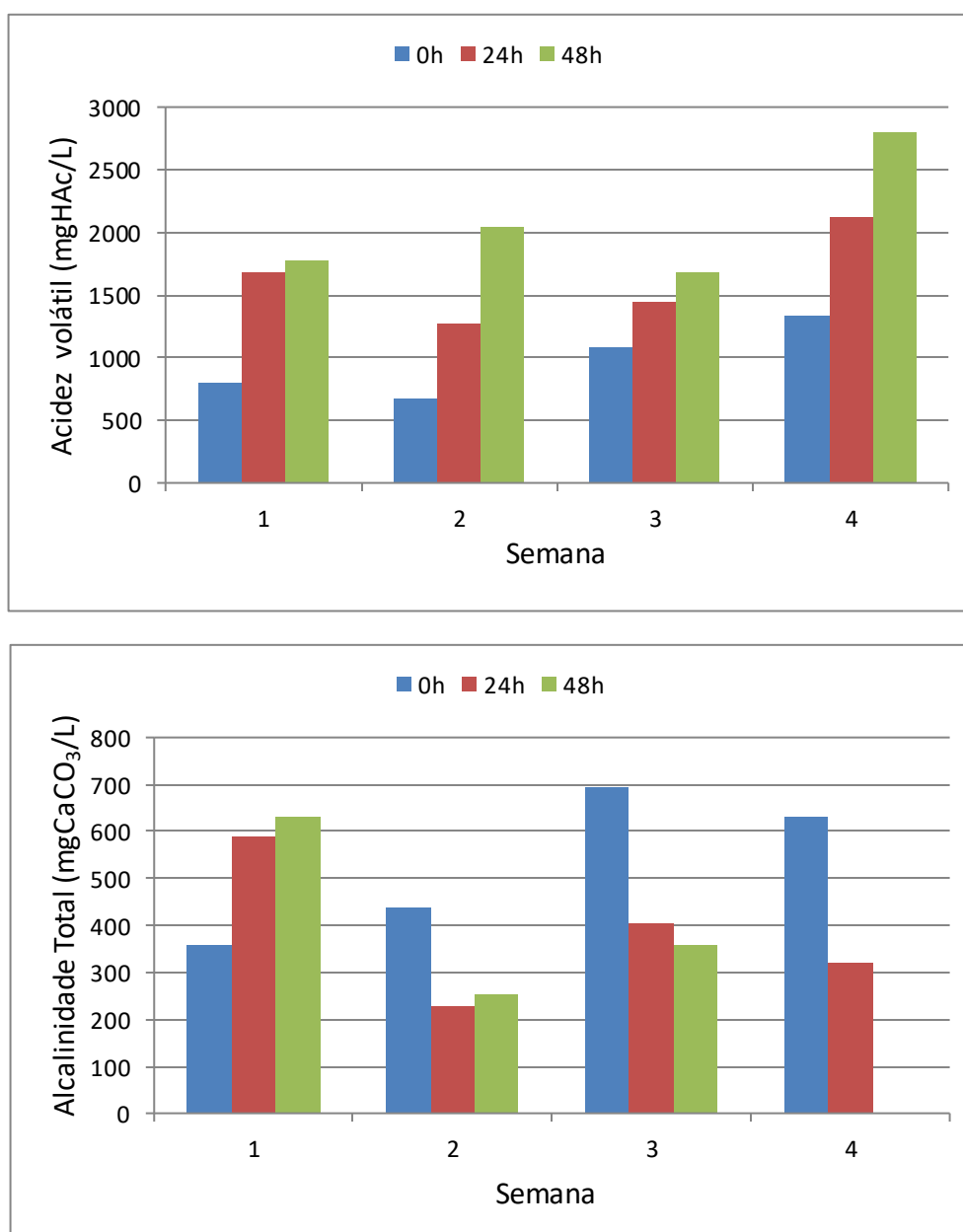
o restaurante universitário servir distintos cardápios e o RA ser constituído por diferentes alimentos, houve variação dos valores iniciais de pH. Ao contrário do esperado, nos dois experimentos realizados (nos gráficos a seguir, denominados Semana 1 e Semana 2), a concentração de carboidratos e proteínas reduziu-se ao longo do tempo, não havendo variação significativa após 24 h de fermentação (Figura 4.1).

Figura 4.1. Resultados do monitoramento de carboidratos e proteínas solúveis em dois experimentos de pré-fermentação.



Os resultados relativos ao comportamento da acidez volátil referem-se ao monitoramento de 4 experimentos de pré-fermentação, doravante denominados Semana1, Semana2, Semana3 e Semana4. Observa-se na Figura4.2 a seguir, que em todos os experimentos a acidez volátil segue um comportamento crescente do instante inicial até as 48 h de fermentação.

Figura 4.2. Valores de Alcalinidade Total e Acidez Volátil de quatro pré-fermentações.



Reddy e Mohan (2012) observaram em seu estudo que a concentração de AGV mostrou um incremento acentuado até 48 h (3820 mg/L), seguido de uma redução às

72 h (2120 mg/L), indicando sua produção e utilização subsequente. Esse padrão é compatível com a redução de pH devido ao acúmulo de ácidos. Nos experimentos Semana 1 e Semana 3 não se observa aumento expressivo nas últimas 24 h de fermentação; entretanto, nos experimentos Semana 2 e Semana 4 há um acréscimo significativo neste mesmo intervalo de tempo. Essa variação pode ser atribuída à composição diferenciada do RA utilizado em cada experimento e a cada semana.

A alcalinidade, por outro lado, apresentou um comportamento variável e com valores baixos, sendo o máximo e mínimo de 590,3 e 226,5 mg CaCO_3/L . Essa variação também pode ser explicada pela composição diferente do resíduo coletado semanalmente. Durante a fermentação a baixa alcalinidade não foi suficiente para evitar a queda de pH, como observado por Cheah et al. (2019), durante a pré-fermentação de FORSU processada.

No único ensaio realizado para analisar a granulometria do RA antes e após a pré-fermentação, era prevista uma redução do diâmetro das partículas, em consequência da solubilização dos sólidos em suspensão (SST) devido à ação hidrolítica de enzimas produzidas pelos microrganismos do RA. Os resultados do ensaio podem ser observados na Tabela 4.4 abaixo.

Tabela 4.4. Distribuição de tamanho de partículas no RA fresco e após 48 h de pré-fermentação.			
Mesh	mm	Porcentagem de partícula (%)	
		RA fresco	RA pré-fermentado
10	$d > 1,70$	0,5	0,1
14	$1,18 < d < 1,70$	2,7	6,8
20	$0,85 < d < 1,18$	5,0	4,4
28	$0,60 < d < 0,85$	7,3	17,6
35	$0,425 < d < 0,60$	5,8	1,7
42	$0,355 < d < 0,425$	3,2	4,2
65	$0,212 < d < 0,355$	1,6	7,3
> 65	$d < 0,212$	73,9	57,9

De acordo com Karthikeyan et al (2018), antes da aplicação de um pré-tratamento, é usual o pré-processamento e a trituração do RA, o que pode influenciar a eficiência do processo subsequente. Os autores afirmam que a redução de tamanho das partículas é uma das etapas mais importantes do pré-tratamento para a digestão anaeróbia do RA, uma vez que resulta no aumento da área superficial dos sólidos e, por conseguinte, facilita a fixação dos microrganismos e solubilização dos sólidos.

Para avaliar o efeito do tamanho das partículas na codigestão de RA e estrume de gado leiteiro, Agyeman e Tao (2014) analisaram 3 reatores anaeróbios em regime semi-contínuo com as mesmas concentrações de sólidos voláteis e proporção de substratos. O resíduo alimentar foi triturado em 2,5 mm (fino), 4 mm (médio) e 8 mm (grosso), de forma que cada digestor operou com uma granulometria diferente. Os autores observaram que o volume de metano e a produção específica de metano foram significativamente superiores no digestor alimentado com RA fino. Kim, Kim e Hyun (2000) também concluíram que o tamanho das partículas é um dos fatores mais importantes na digestão anaeróbia de RA, observando que, conforme o tamanho médio das partículas aumentava de 1,02 mm para 2,14 mm, a taxa máxima de utilização do substrato diminuía.

Entretanto, ao contrário do observado na literatura, foi observado que a porcentagem de partículas com menor diâmetro ($< 0,212$ mm) era maior no RA fresco do que no RA pré-fermentado, conforme apresentado na Tabela 4.4. O resultado obtido está de acordo com o que foi observado nas análises de SSV, que ao invés de reduzirem, aumentaram durante a hidrólise. Uma interpretação dos resultados obtidos no presente estudo é a de que enzimas hidrolíticas agem preferencialmente sobre as partículas de menor tamanho ($d < 0,212$ mm), solubilizando-as, o que faz com que a fração de menor tamanho granulométrico diminua (de 73,9 para 57,9%). O aumento do percentual da fração de maior tamanho ($d > 0,212$ mm), de 21,1% para 42,1%, e especialmente da fração de $0,60 < d < 0,85$ mm (de 7,3 para 17,6%), parece indicar que outros mecanismos conjugados ao processo de fermentação induziram a aglutinação de partículas em suspensão.

4.3. EXPERIMENTOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA EM BANCADA.

Definido o tempo de 48 h de pré-fermentação, deu-se início aos experimentos de digestão anaeróbia em escala de bancada, os quais consistiram na avaliação de desempenho dos reatores em operação semi-contínua e na realização de ensaios respirométricos.

Semanalmente, durante a operação semi-contínua dos digestores, ocorriam os procedimentos de descarte e de alimentação das unidades em escala de bancada, e de acordo com o delineamento experimental estabelecido, ou seja: i) digestão de lodo secundário bruto (Digestor G1); ii) codigestão de lodo secundário e RA fresco (Digestor G2); e iii) codigestão de lodo e RA pré-fermentado (Digestor G3).

4.3.1. Experimento em digestores de bancada

Os digestores de bancada foram operados e monitorados durante 26 semanas. Para melhor análise dos resultados obtidos, procurou-se interpretá-los seletivamente, ao longo de diferentes fases do período total de operação e monitoramento

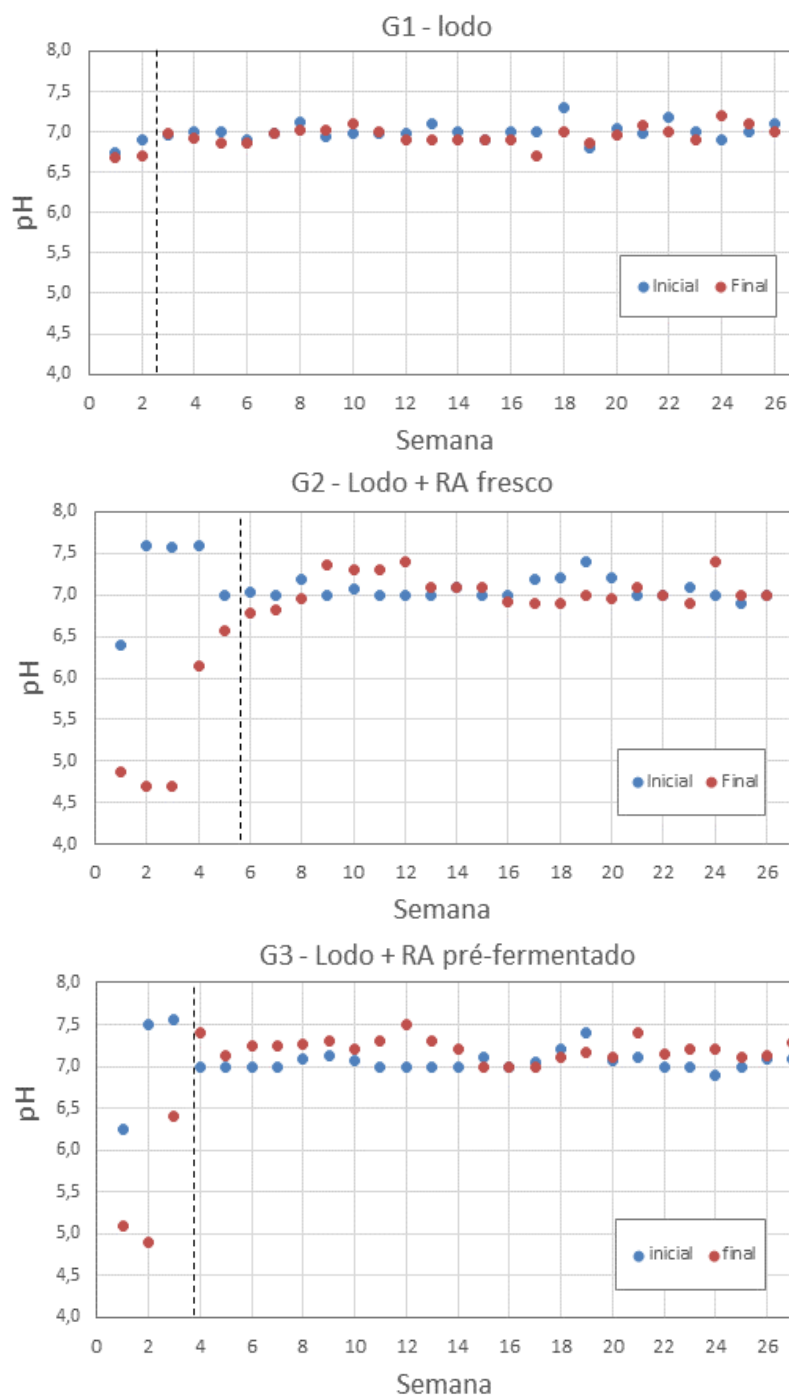
Para a partida dos reatores não foi utilizado inóculo. O conteúdo inicial dos Digestores G1, G2 e G3 correspondeu, respectivamente, ao seguinte: 100% de lodo secundário, 80% lodo secundário + 20% RA fresco e 80% lodo secundário e 20% RA pré-fermentado. As alimentações semanais subsequentes de 200 mL seguiram as mesmas proporções.

A Figura 4.3 apresenta a variação do pH inicial (na alimentação) e final (na saída) dos três digestores. Na primeira semana, não houve ajuste do pH inicial e os valores de pH nos três digestores se situaram entre 6,0 e 7,0. Os menores valores obtidos nos Digestores G2 e G3 são devido à mistura do lodo secundário com o RA, cuja composição é de natureza mais ácida.

Na segunda semana de operação semi-contínua das unidades, por ocasião do primeiro descarte e realimentação, o valor de pH do Digestor G1 manteve-se próximo a 7,0, enquanto nos Digestores G2 e G3 reduziram-se para 4,9 e 5,1, respectivamente. A queda de pH era esperada em função da adição ao lodo de um cossubstrato de fácil digestão, tal como o RA. A rápida metabolização do cossubstrato leva a uma produção acentuada e acúmulo de ácidos voláteis, reduzindo o pH. Vários autores observaram uma acentuada queda do pH nos primeiros dias de digestão (CHO; PARK; CHANG, 1995; HEO et al., 2003; LU et al., 2007; SOSNOWSKI et al., 2008; FERREIRA, 2017).

A partir daí, sempre que necessário, promoveu-se o ajuste do pH, com exceção da alimentação com 100% lodo, que já apresentava valor adequado naturalmente. Já na segunda semana, o pH passou a ser corrigido para 7,0 no Digestor G1, para 7,5 nos Digestores G2 (por 3 semanas) e G3 (por 2 semanas). Com este ajuste, na quarta semana o pH do Digestor G2 elevou-se para 6,2, e na terceira semana, para 6,4 no Digestor G3. Todas as correções subsequentes, convergiram para o valor 7,0, obtendo-se para os digestores G1, G2 e G3 valores estabilizados em $(7,0 \pm 0,1)$, $(7,1 \pm 0,2)$ e $(7,2 \pm 0,1)$, a partir da terceira, sexta e quarta semanas, respectivamente.

Figura 4.3. Variação de pH ao longo da operação dos Digestores G1, G2 e G3. A linha vertical separa o período de partida das demais semanas de operação.



Uma marcante diferença observada entre os Digestores G2 e G3 no período de partida foi a mais rápida recuperação do pH (1,5 vezes mais rápida) no digestor alimentado com RA pré-fermentado (G3) em comparação com o digestor alimentado com RA fresco (G2). Provavelmente, nas 48 h de pré-fermentação do RA ocorreram alterações na composição físico-química e microbiológica do substrato, as quais aceleraram o processo posterior de digestão (ZHANG et al., 2017).

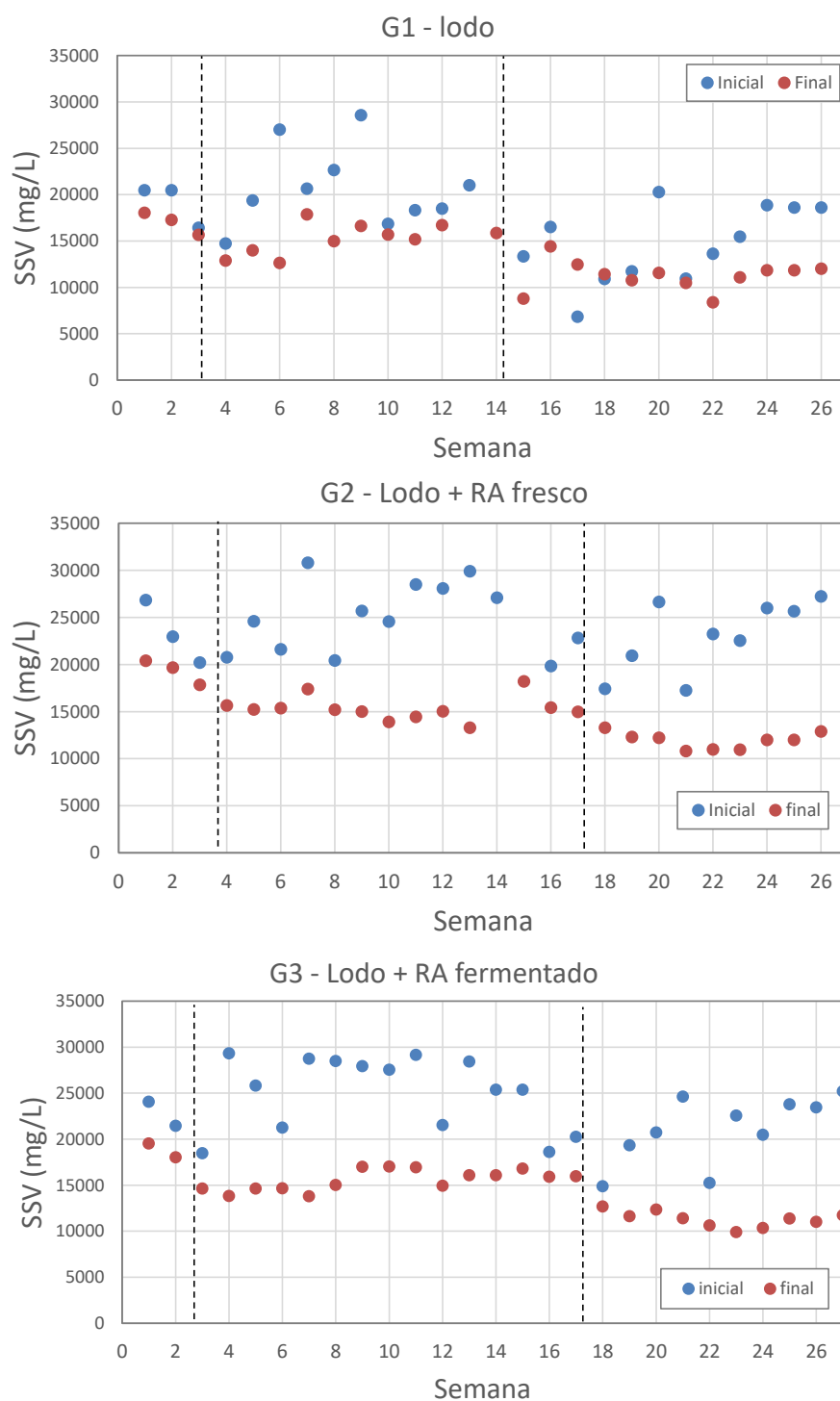
Como relatam outros autores (CABBAL; BORTOLI; GOI, 2016), os valores das concentrações de SSV e de carga orgânica correspondentes aos substratos de

alimentação dos digestores variaram durante todo o período de operação semi-contínua das unidades, devido às variações da composição do lodo secundário de esgoto e do RA. Os valores das concentrações de SSV aportados semanalmente nos Digestores G2 (24.046 ± 3.694 mg/L) e G3 (23.411 ± 4.142 mg/L) foram superiores aos aportados ao Digestor G1 (17.643 ± 4.899 mg/L) por conta da adição de RA ao lodo secundário.

A Figura 4.4 a seguir apresenta a variação semanal das concentrações de SSV ao longo da operação semi-contínua dos três digestores. Nesta, para fim da análise de desempenho das unidades, são destacados o período inicial e dois períodos de estabilização nos três digestores. No primeiro período de estabilização, com duração de 10 a 15 semanas, os SSV finais estabilizam em (15258 ± 1688 mg/L) no digestor G1, em (15299 ± 1290 mg/L) no digestor G2 e em (15551 ± 1129 mg/L) no digestor G3. No segundo período de estabilização, que corresponde às últimas 12, 9 e 10 semanas de operação dos digestores G1, G2 e G3, respectivamente, os SSV finais estabilizam em (11272 ± 1598 mg/L), (11922 ± 877 mg/L) e (11308 ± 865 mg/L).

Aparentemente, no tocante aos valores obtidos para a concentração de SSV do substrato já digerido e descartado, pode-se afirmar que o desempenho dos digestores é similar. Entretanto, considerando as diferentes concentrações de SSV dos substratos adicionados aos três digestores, observa-se a distinção entre o desempenho do processo de biodegradação anaeróbia que os mesmos promoveram.

Figura 4.4. Concentração de SSV inicial e final ao longo da operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3. A linha vertical separa o período de partida e dois períodos de estabilização observados durante a operação.



Na Figura 4.5 são apresentadas as reduções das concentrações de SSV ao longo da operação dos Digestores G1, G2 e G3. Em função da elevada variação dos valores, optou-se por ilustrar linhas de tendência dos valores, na forma de média móvel correspondente a cada duas semanas. Verifica-se que, em comparação com o Digestor G1, maiores reduções de SSV alcançadas pelos Digestores G2 e G3, desde o período da partida operacional das unidades, sendo esta diferença acentuada ao longo de todo o experimento.

A redução de SSV nos Digestores G3 e G2 se concentrou entre 20 e 55%, com média de $(38,0 \pm 13,4) \%$, e reduções mínima e máxima de 15 e 56% para o Digestor G3 e média de $(38,5 \pm 13,6) \%$, e reduções mínima e máxima de 12 e 56% para o Digestor G2. Sendo observado um comportamento menos variável em G3 em comparação a G2. Em somente 3 semanas de operação, no Digestor G3, a redução de SSV aumenta e estabiliza por 12 semanas em $(40,9 \pm 7,4) \%$. Após um período de instabilidade, entre a 14^a e 20^a semanas, a redução de SSV estabiliza em $(53,0 \pm 2,2) \%$.

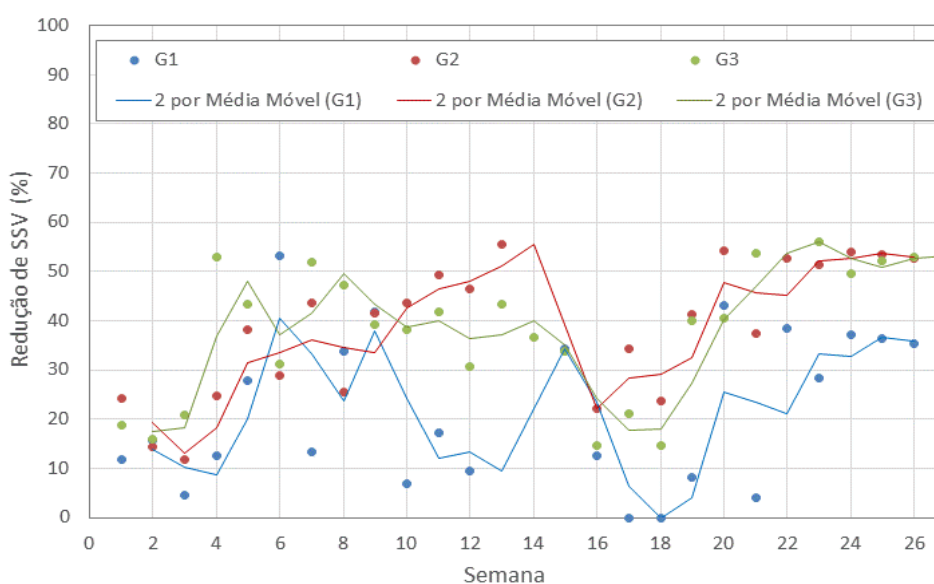
Em G2 observa-se uma tendência de aumento da redução de SSV até a 13^a semana, atingindo a redução máxima de 55,6% nesta semana. Após o mesmo período de instabilidade verificado para G3 a redução de SSV estabiliza em $(50,8 \pm 6,0) \%$. Já no Digestor G1, a redução da concentração de SSV foi principalmente compreendida entre 10 e 40%, com valor médio de $(21,9 \pm 15,7) \%$, valor mínimo nulo e valor máximo de 53%.

O fato é que a hipótese de que a etapa prévia de pré-fermentação levaria a uma maior destruição de SSV foi confirmada somente até 9^a semana de operação semi-contínua. Provavelmente, a maior eficiência do Digestor G3 seja devida a maior disponibilidade de produtos hidrolisados durante a etapa prévia de fermentação. Entretanto, já sob regime mais estável de operação, o Digestor G3 não se mantém proporcionando maior destruição de SSV do que o Digestor G2. Esta similaridade do comportamento entre as unidades poderia ser atribuída ao fato de que, assim como o Digestor G2, o Digestor G3 estaria então dedicado somente ao processamento de compostos do RA não fermentados e não hidrolisados.

Outra observação é que somente G2 e G3 alcançaram eficiências típicas de redução de SSV em digestores de lodo que, de acordo com Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001), estão entre 40 e 55%. Nas últimas 05 semanas antes do encerramento do experimento, G1 aumentou a eficiência, atingindo uma média de

($35,1 \pm 4,0$) % de redução de SSV, ficando mais próxima dos 40% citados na literatura. Os digestores G2 e G3 também apresentaram um aumento de redução de SSV no mesmo período, com médias de ($52,8 \pm 0,9$) e ($52,8 \pm 2,4$) %, respectivamente. Tal resultado está em acordo com o avançado estágio de estabilização do lodo (indicado pela baixa razão SV/ST - 0,53), provavelmente devido a manutenção de elevada idade do lodo no próprio sistema de lodos ativados, como já mencionado anteriormente.

Figura 4.5. Redução de SSV ao longo da operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3 com as respectivas linhas de tendência.

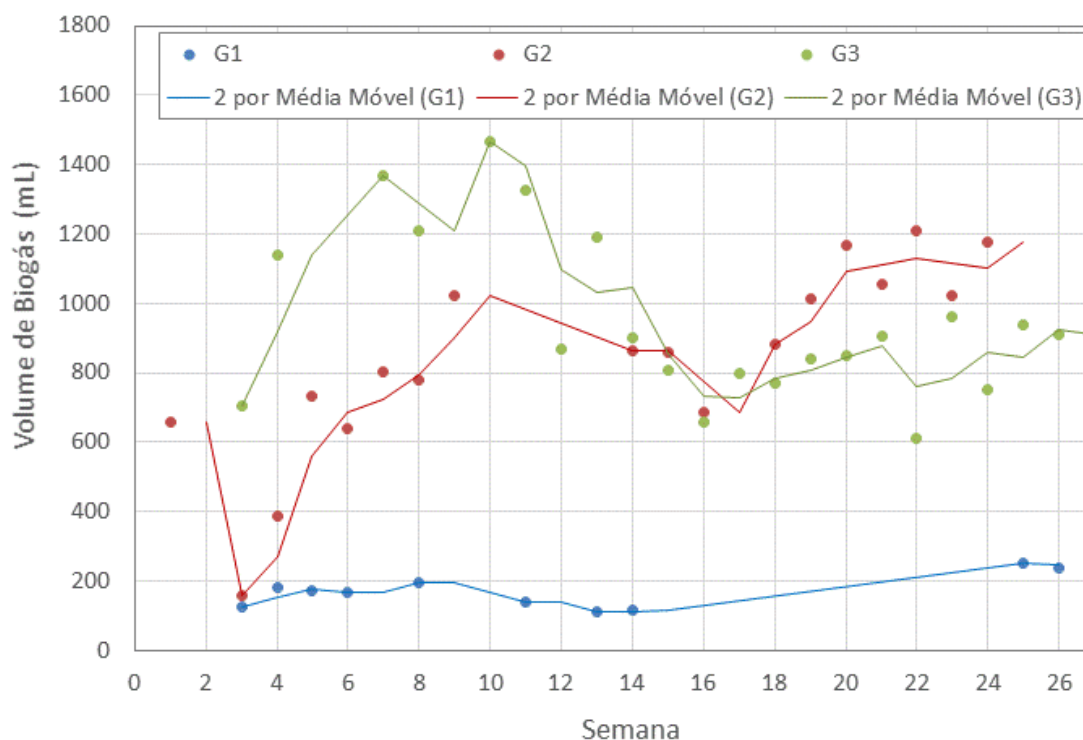


Abordagem similar foi realizada para a avaliação da produção volumétrica de biogás, sendo apresentados na Figura 4.6, a seguir, os volumes acumulados registrados em cada momento de descarte de substrato digerido e de alimentação de novo substrato. Da mesma forma, os gráficos ilustram as linhas de tendência da média móvel relativa a cada 2 semanas de operação. Os valores obtidos nas três unidades de digestão mostram-se coerentes aos que foram alcançados em termos da redução de SSV.

Os volumes de biogás produzidos pelos Digestores G2 e G3 superam os verificados para o digestor G1. O que era esperado, pois como já foi mencionado o lodo se encontrava em avançado estágio de estabilização. Além disso, em vários estudos na revisão bibliográfica, é mencionado o efeito sinérgico da adição de RA ao lodo, constituindo uma codigestão, que resulta na maior produção de biogás. O Digestor G1 mantém a produção de biogás estável durante quase toda a operação

em (150 ± 32) mL, excetuando o aumento observado nas duas últimas semanas de operação, para (244 ± 13) mL, conforme também observado para a redução de SSV. Considerando todo o período de operação, o volume de biogás produzido pelo Digestor G1 foi de (169 ± 49) mL.

Figura 4.6. Volume de biogás (30°C) a cada semana de operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3 com as respectivas linhas de tendência.



Os Digestores G2 e G3 apresentaram aumento da produção de biogás nas primeiras 10 semanas, após o período de ajuste do pH. Enquanto o Digestor G2 alcançou elevação da produção volumétrica de biogás de 156 mL para 1022 mL, (aumento de 6,6 vezes), o Digestor G3 alcançou elevação de produção de biogás de 704 mL para 1464 mL (aumento de 2,1 vezes). Este aumento se deve provavelmente à adaptação da população microbiana aos constituintes do RA (KOVÁCS et al., 2015).

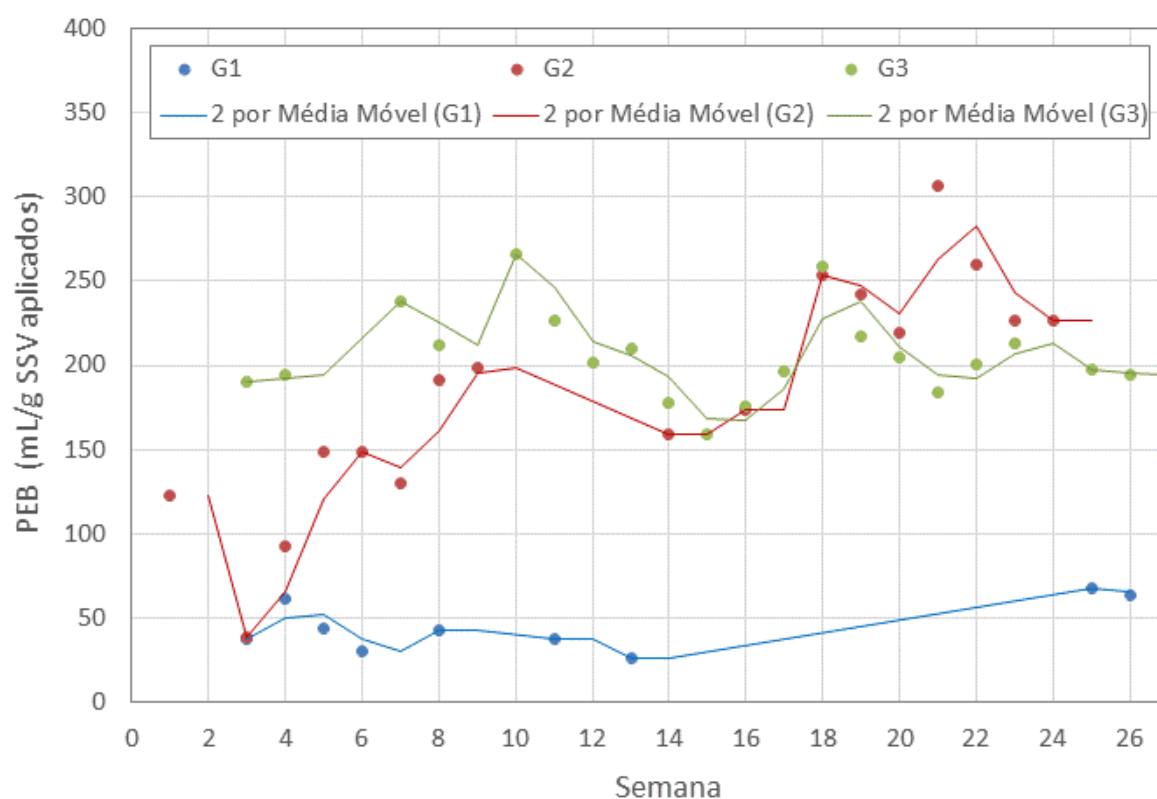
Em seguida, a produção volumétrica de biogás no Digestor G2 é novamente elevada, porém de acordo com uma menor taxa, estabilizando-se a partir da 19ª semana, em (1.107 ± 87) mL. Um comportamento diferente é observado no Digestor G3, havendo a redução da produção de biogás até estabilizar na 17ª semana em (834 ± 106) mL. Portanto, o Digestor G3 supera o Digestor G2 no período de partida, mas

o prolongamento da operação permite um maior aproveitamento dos orgânicos no Digestor G2.

A comparação entre os valores de produção volumétrica alcançados pelos Digestores G2 e G3, de respectivamente (1.107 ± 87) mL e (834 ± 106) mL, em relação ao Digestor G1 (244 ± 13) , indica os benefícios do processo de codigestão, e especificamente da codigestão de lodo de esgotos. A maior produção alcançada pelos Digestores G2 e G3, em média 4 vezes maior, pode ser atribuída, de certa forma, à sobrelevação da carga orgânica afluyente. As cargas introduzidas nos digestores G2 e G3 $(0,7 \pm 0,1 \text{ g SSV/L.d})$ são 1,4 vezes maiores que a do digestor G1 $(0,5 \pm 0,1 \text{ SSV/L.d})$. Portanto, o aumento de 4 vezes destacado anteriormente se deve a outros fatores verificados na codigestão e não somente ao aumento da carga. É importante ressaltar que estes resultados condizem com aqueles reportados pela literatura e que usualmente se justificam por meio de benefícios que a diversidade de substratos oferece ao processo de digestão anaeróbia.

A produção específica de biogás (PEB), também apresentada na Figura 4.7, juntamente com as linhas de tendência na forma de média móvel a cada 2 períodos, mostra um comportamento diferente. Pode-se dizer que tanto G1 quanto G3 apresentam um rendimento de biogás estável em todo o período de operação, com médias de (46 ± 15) mL biogás/g SSV_{aplicados} para G1 e de (206 ± 26) mL biogás/g SSV_{aplicados} para G3. Enquanto o digestor G2 apresenta aumento do rendimento de biogás até a 18ª semana, após o período de ajuste do pH, estabilizando em seguida em (248 ± 30) mL biogás/g SSV_{aplicados}. Portanto, novamente o Digestor G3 apresenta um comportamento diferente ao observado no Digestor G2, apresentando um rendimento de biogás relativamente estável desde a partida e 4,5 vezes maior que o quantificado para o digestor G1. Cabe ressaltar que, como o percentual de metano no biogás não foi medido nesta etapa do estudo, não se pode afirmar o mesmo com relação ao rendimento de metano.

Figura 4.7. Produção específica de biogás (30°C) a cada semana de operação dos digestores de bancada G1, G2 e G3 com as respectivas linhas de tendência.



Na Tabela 4.5 são apresentados as médias e desvios-padrão para os valores iniciais e finais de todos os parâmetros monitorados ao longo da operação dos digestores. Para os parâmetros com muita variação, são apresentados os valores verificados após se atingir uma maior estabilidade. A diferença entre monodigestão do lodo e codigestão de lodo com RA é nítida, com a última apresentando valores muito maiores para redução de SSV e PEB. Após atingida a total adaptação dos microrganismos ao RA introduzido na codigestão, praticamente não há diferença de desempenho dos digestores alimentados com RA fresco ou RA pré-fermentado. Esta diferença foi observada para o período de partida dos digestores, com a codigestão com RA pré-fermentado atingindo a estabilização em menor de tempo de operação.

A diferença entre os valores alcançados pela monodigestão do lodo (Digestor G1) e codigestão de lodo com RA (Digestores G2 e G3) é nítida, com a última apresentando valores muito maiores para PEB, como também, como já mencionado, para a redução da concentração de SSV no substrato digerido e descartado e PEB alcançada a adaptação dos microrganismos ao RA introduzido nos digestores G2 e G3, praticamente não há diferença entre o desempenho dos mesmos. Esta diferença

foi somente observada durante o período de partida dos digestores, no qual o Digestor G3 alcançou estabilização em menor de tempo de operação.

Tabela 4.5. Resultados do monitoramento dos biodigestores de bancada.

Parâmetros	Digestores		
	G1	G2	G3
COV (g SSV/L.d)	0,5±0,1	0,7±0,1	0,7±0,1
pH inicial	7,0±0,1	7,1±0,2	7,1±0,2
pH final	6,9±0,1	7,1±0,2*	7,2±0,1*
SSV inicial (g/L)	17,6±4,9	24,0±3,7	23,4±4,1
SSV final (g/L)	11,3±1,6*	12,0±0,9*	11,3±0,9*
Redução SSV (%)	35,1±4,0*	52,8±0,9*	52,8±2,4*
Vol. Biogás (mL - 30°C)	169±49	1107±87*	834±106*
PEB (mL biogás/ g SSVi)	46±15	248±30*	206±26

* Após estabilização.

Para verificar a estabilidade dos digestores, em algumas semanas foram monitorados os parâmetros alcalinidade total, ácidos voláteis e nitrogênio amoniacal (HEO et al., 2004). Segundo Mehariya et al. (2018), devido ao acúmulo de AGV, a alcalinidade e o pH são parâmetros chave a serem controlados para evitar falhas no reator. O digestor G3 apresentou maiores valores para todos os parâmetros, seguido de G2 e G1 (Tabela 4.6).

A alcalinidade total (AT) atingiu um intervalo entre 1700 e 3800 mg CaCO₃/L, valores dentro da faixa de 1000 a 5000 mg CaCO₃/L recomendada na literatura (METCALF e EDDY, 1991). No que se refere à acidez volátil total (AVT), todos os digestores mantiveram resultados abaixo de 700 mg HAc/L. Os digestores G2 e G3 normalmente apresentaram valores de AVT maiores que G1 devido a adição de RA, como observado por outros autores (KIM et al., 2003; HEO et al., 2003; SOSNOWSKI et al., 2008).

A manutenção de bons valores de alcalinidade é importante para que o sistema resista às mudanças de pH causadas pelo aumento de ácidos, apresentando uma boa capacidade de tamponamento. Assim, à proporção que houve um aumento de acidez, também houve um aumento de alcalinidade, proporcionando uma relação AVT/AT dentro da faixa 0,1 a 0,5 mg HAc/mg CaCO₃ recomendada por Chernicharo (1997).

As médias foram $(0,22 \pm 0,07)$, $(0,22 \pm 0,08)$ e $(0,18 \pm 0,5)$, para G1, G2 e G3, respectivamente, que de acordo com Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001) indicam bom funcionamento da digestão.

Tabela 4.6.Resultados do monitoramento dos biodigestores de bancada.

Reator	Semana	Alcalinidade bicarbonato (mg CaCO ₃ /L)	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	Ácidos voláteis (mg HAc/L)	N amoniacal (mg/L)	AVT/AT (mg HAc/mg CaCO ₃)
G1	18	1462	1740	356	186	0,20
	19	1500	1785	535	191	0,30
	27	2324	2767	464	515	0,17
Média		1762	2097	452	297	0,22
DP		488	580	90	188	0,07
G2	18	1760	2357	488	359	0,21
	19	1980	2015	619	325	0,31
	27	2917	3473	501	650	0,14
Média		2219	2615	536	444	0,22
DP		615	762	72	179	0,08
G3	18	1967	2514	409	343	0,16
	19	2193	2610	634	375	0,24
	27	3176	3781	572	660	0,15
Média		2445	2968	538	460	0,18
DP		643	706	116	175	0,05

Quanto à avaliação do N amoniacal, Van Velsen (1979) conclui em seu estudo que os organismos metanogênicos no lodo digerido podem se adaptar a concentrações tão altas quanto 5000 mg/L. Outros estudos mostram que concentrações abaixo de 1200 mg/L não são inibitórias para as arqueias metanogênicas (KOSTER; LETTINGA, 1984; KAYHANIAN, 1999; ZESHAN; KARTHIKEYAN; VISVANATHAN, 2012).

Os resultados de nitrogênio amoniacal se situaram entre 186 e 660 mg/L. Com o passar do tempo houve aumento da concentração de N amoniacal em todos os reatores, como observado por outros autores que pesquisaram a codigestão de lodo e RA (FELIZOLA, 2006; LUNA, 2008).

Condições estáveis são necessárias para maximizar o desempenho dos microrganismos na produção de biogás no interior do reator (SIDDIQUE; WAHID,

2018). Os valores obtidos nas análises apontam para um bom funcionamento do digestor, estando os parâmetros dentro dos valores recomendados.

4.3.2. Experimento em respirômetro

Quatro experimentos em respirômetro, com duração de 162 - 163 h (cerca de 1 semana), foram realizados em sequência. Cada condição foi avaliada em duplicatas, nas quais o conteúdo de cada digestor de bancada foi dividido em dois frascos de 600 mL do respirômetro. Como as duplicatas apresentaram resultados similares, com desvios-padrão < 3% (0,5 - 2,9%), os resultados são analisados com base nos valores médios obtidos para cada condição. Os frascos foram nomeados: G1r (somente lodo), G2r (lodo + RA fresco) e G3r (lodo + RA pré-fermentado).

Os objetivos dos ensaios em respirômetro eram: 1) avaliar se os resultados obtidos nos digestores de bancada se confirmavam em um sistema mais confiável, com medida de volume de metano; e 2) avaliar a cinética de produção de metano.

O primeiro objetivo foi atendido, pois as diferenças observadas entre G1r e G2r e G3r comprovaram o que havia sido observado nos digestores de bancada. Considerando que o lodo ou a mistura de lodo e RA já se encontravam bem adaptados, a comparação dos resultados da Tabela 4.5 com os obtidos em respirômetro (Tabela 4.7) mostram G2r e G3r muito similares e com melhor desempenho que G1r em termos de redução de SSV e PEM. A redução de SSV e a PEM aumentaram 2,8 - 3,0 e 2,4 vezes, respectivamente, com adição de RA em comparação ao lodo puro. Os resultados de PEM para G2r e G3r (251 ± 20 e 252 ± 29 NmL CH₄/g SSVi) estão de acordo com os valores encontrados por outros autores que trabalharam com a codigestão de lodo e RA e temperatura mesofílica (35°C) em escala de bancada (KIM et al., 2003; SOSNOWSKI et al., 2008; GOU et al., 2014; ZHANG et al., 2017; CHAKRABORTY et al., 2018).

Uma explicação para o volume de metano em G1r ser maior que o volume de biogás em G1 pode estar na forma com que os volumes de biogás foram medidos nos digestores, em um sistema mais propício a perdas e sem considerar o volume do *headspace* dos garrafões (200 mL), que eram abertos a cada troca de meio. Outra explicação está no controle da temperatura em (30 ± 1) °C do banho-maria do respirômetro, enquanto na sala climatizada que abrigou os digestores de bancada apresentava temperatura mais variável devido ao uso para outros experimentos,

havendo um fluxo de entrada e saída de pessoas que resultava em variações de temperatura devido às trocas com o ambiente externo.

Tabela 4.7. Resultados do monitoramento dos experimentos conduzidos em respirômetro por 7 dias a 30°C.

Parâmetro	Frasco		
	G1r	G2r	G3r
pH inicial	7,0±0,0	7,0±0,0	7,0±0,0
pH final	7,0±0,1	7,0±0,1	7,1±0,1
Alcalinidade Bicarbonato final(mg CaCO ₃ /L)	2237±245	2904±65	3311±192
Alcalinidade Total final (mg CaCO ₃ /L)	2662±291	3457±78	3942±228
Acidez volátil final (mg HAc/L)	668±215	625±175	579±100
N amoniacal (mg/L)	505±60	586	637±15
SSV inicial (g/L)	17,2±3,8	25,1±4,2	26,2±3,3
SSV final (g/L)	14,5±0,7	14,2±0,7	13,8±1,0
Redução SSV (%)*	15,7	43,4	47,3
Volume CH ₄ (NmL)	184±30	624±56	652±41
PEM (NmL CH ₄ /g SSVi)	107±8	251±20	252±29

* Calculado com base nas médias de SSV inicial e final.

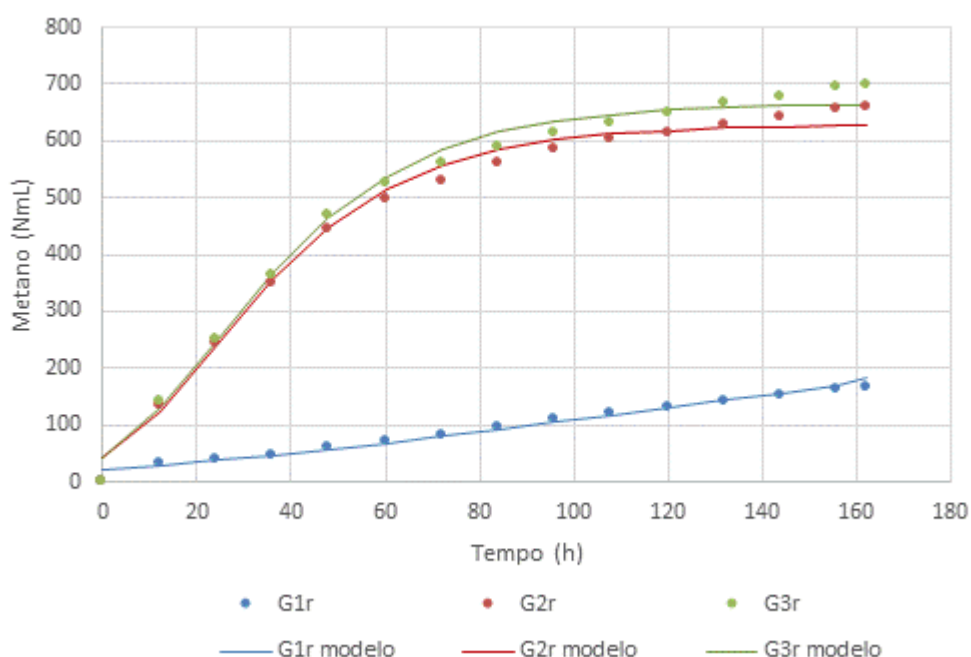
Após encerrada a última semana do respirômetro, foi realizado um ensaio que pretendia comparar os volumes de biogás no respirômetro com os obtidos nos digestores de bancada. Ao final de aproximadamente 5 dias (117h) de acompanhamento, observou-se que os valores encontrados estavam próximos aos de bancada, porém um pouco menores, comportamento condizente com a variação observada semanalmente em bancada atribuída à variação dos substratos.

O monitoramento da alcalinidade, acidez e nitrogênio amoniacal ao final dos ensaios em respirômetro mostrou valores maiores de alcalinidade e nitrogênio amoniacal e menor acidez para G2 e G3, indicando maior capacidade de tamponamento dos reatores na codigestão de lodo com RA. No entanto, valores de N amoniacal se mantiveram dentro da faixa recomendada na literatura para uma boa digestão. Assim, os parâmetros avaliados indicaram que, como no experimento anterior, não havia inibição da produção de metano nos digestores.

Para avaliar o segundo objetivo, foram considerados os dados da quarta corrida realizada no respirômetro. A Figura 4.8 ilustra a produção cumulativa de metano juntamente com as curvas de ajuste para o modelo de Gompertz modificado nas três

condições avaliadas. A adição de RA ao lodo aumentou consideravelmente o volume de metano. Enquanto nos frascos com somente lodo o volume de metano de 164 mL foi atingido após 162 horas de digestão a 30°C, nos frascos com RA o volume final de metano, embora não atingindo a estabilização, variou entre 661 e 698 mL no mesmo período. Os gráficos de volume acumulado de metano mostram diferentes perfis de geração de metano nos frascos G2r e G3r em comparação com G1r. A condição G1r apresenta uma produção mais lenta, com o volume de metano aumentando uniformemente ao longo do tempo depois das 24 h iniciais. Já nas duas outras condições, a taxa máxima de produção de metano é maior (8,9 - 9,3 NmL/h) e se mantém nas primeiras 48 h, reduzindo para 3,1-3,9 NmL/h entre 48 e 72 h e para 1,8 NmL/h após 72 h.

Figura 4.8 Produção cumulativa de metano e resultados de regressão da equação de Gompertz modificada durante a digestão anaeróbia de lodo de esgoto e misturas de lodo de esgoto com RA fresco ou pré-fermentado.



A Tabela 4.8 mostra os coeficientes da equação de Gompertz modificada, ajustados aos dados de metano produzidos durante a digestão anaeróbia nas três condições avaliadas. À exceção da fase *lag*, que não foi observada em nenhuma das condições, os dois outros coeficientes da equação de Gompertz foram maiores na codigestão de lodo com RA fresco ou RA pré-fermentado em comparação com a

digestão de apenas lodo. Silveira (2016) também observou uma diferença significativa entre as três condições. No entanto, diferente do observado neste trabalho, a autora constatou que o armazenamento do RA aumentava consideravelmente o potencial e a taxa de produção de metano (de 50% e 73%, respectivamente) e diminuía o tempo da fase *lag* (de 16%) em relação ao RA recém-preparado.

Tal resultado indicava que a codigestão de lodo e RA poderia ser mais eficiente depois de submeter o resíduo a um período de armazenamento ou autofermentação. Segundo a autora, esse período de armazenamento deveria aumentar a população de microrganismos no resíduo e as taxas de degradação após a mistura com o lodo. Cabe ressaltar, que o RA estudado por Silveira (2016) foi armazenado em freezer (-20°C) por cerca de 1 ano e que os experimentos foram conduzidos com lodo não adaptado. Portanto, o efeito do armazenamento ou autofermentação, como comprovado neste trabalho, é aparente somente com lodo ainda não adaptado ou no período de partida dos digestores.

Tabela 4.8. Coeficientes da equação de Gompertz modificada ajustada aos dados de produção de metano obtidos nos experimentos conduzidos em respirômetro.

Coeficiente	Condição		
	Lodo	Lodo + RA fresco	Lodo + RA pré-fermentado
Potencial de produção de metano (NmL)	346,6	627,6	665,3
Taxa de produção de metano (NmL/h)	1,1	10,0	10,3
Tempo de fase lag (h)	0,0	0,0	0,0
Fator de correlação (r^2)	0.9899	0.9954	0.9955

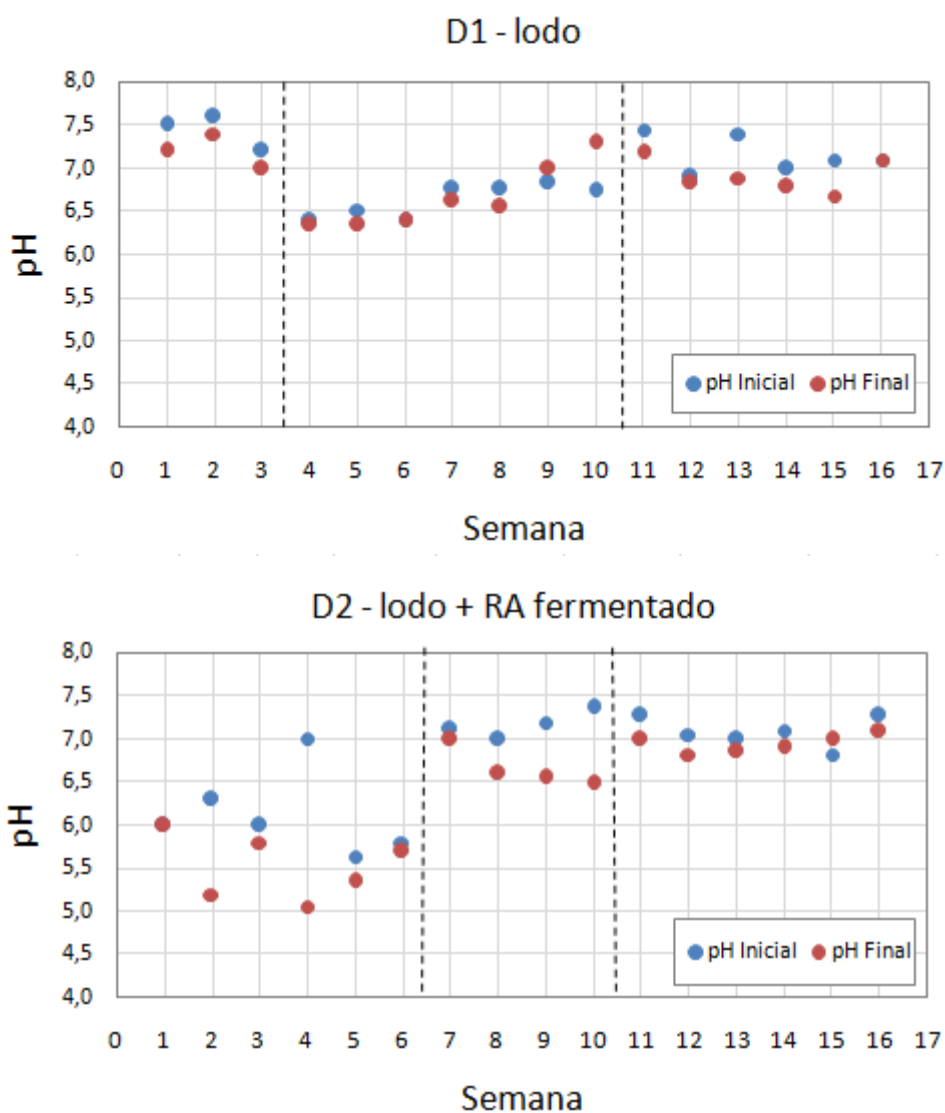
Equação de Gompertz modificada: $M = P \cdot \exp(-\exp((R_m \cdot e)/P \cdot (\lambda - t) + 1))$, onde M = produção cumulativa de metano (NmL) no tempo de incubação t (h), λ = tempo de fase lag (h), P = potencial de produção de metano (NmL), R_m = taxa máxima de produção de metano (NmL/h), e = 2.718.

4.4. EXPERIMENTO DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESCALA PILOTO

A Figura 4.9 apresenta as variações do pH inicial (após alimentação) e final (antes da alimentação) dos Digestores D1 (somente lodo secundário) e D2 (lodo secundário + RA fermentado) durante o período de operação em modo semi-contínuo. Durante as 3 primeiras semanas, no Digestor D1, o pH inicial e final foram mantidos em valor superior a 7,0, decaindo na 4ª semana devido à variação do pH do lodo secundário da alimentação. Durante as três semanas subsequentes o pH permaneceu em 6,4,

abaixo da faixa ótima recomendada (entre 6,6 e 7,4) para a fase metanogênica (CHERNICHARO, 2016). Assim, na 7ª semana foi promovido o ajuste do pH, com adição de NaOH (10M). Nas semanas seguintes à correção, o pH inicial e final se mantiveram entre 6,6 e 7,4. Nova correção foi realizada na 13ª semana, resultando na elevação do pH para 7,4. Todas as variações observadas podem ser devidas às características do lodo e do próprio processo de digestão anaeróbia, devido à produção de ácidos. No período compreendido entre a 11ª e 16ª semana o pH final manteve-se estável de acordo com a média de $(6,9 \pm 0,2)$.

Figura 4.9. Variação de pH ao longo da operação dos digestores de bancada D1 e D2. A linha vertical separa diferentes períodos de operação.



Diferentemente, nas três primeiras semanas de operação do biodigestor D2, devido a acidez do RA e a maior concentração de AGV, os valores de pH inicial e final variaram entre (6,0 - 6,3) e entre (5,1- 6,0), respectivamente, mantendo-se de acordo com valores inferiores aos observados no Digestor (D1) que serve ao controle do experimento.

Assim, na quarta semana foi necessário fazer a correção do pH inicial com NaOH (10M), elevando-o para 7,0. Mesmo com o ajuste, o valor de pH ainda apresentou instabilidade, com valores inferiores a 6,0. Porém, após o segundo ajuste, realizado na 7ª semana, o pH de saída elevou-se para 7,0. A partir de então, mesmo sem adição de NaOH e com adição de RA (com pH ácido), o pH inicial manteve-se acima de 7,0 até a 12ª semana. Na 13ª semana, com o ligeiro decaimento para o valor de 6,8, foi realizada uma nova correção, elevando-se o pH final para 7,0. Da 11ª até a 16ª semana, o pH final manteve-se estável no Digestor D2, de acordo com o valor médio de $(6,9 \pm 0,1)$.

A Figura 4.10 apresenta a variação das concentrações de SSV iniciais e finais, com destaque para distintos períodos de operação: inicial, de instabilidade, e final, de estabilização nos dois digestores. Da mesma forma que nos experimentos em bancada, as concentrações iniciais de SSV iniciais e a carga orgânica introduzida nos digestores variaram durante todo o período de operação devido às variações do conteúdo orgânico no lodo secundário e RA.

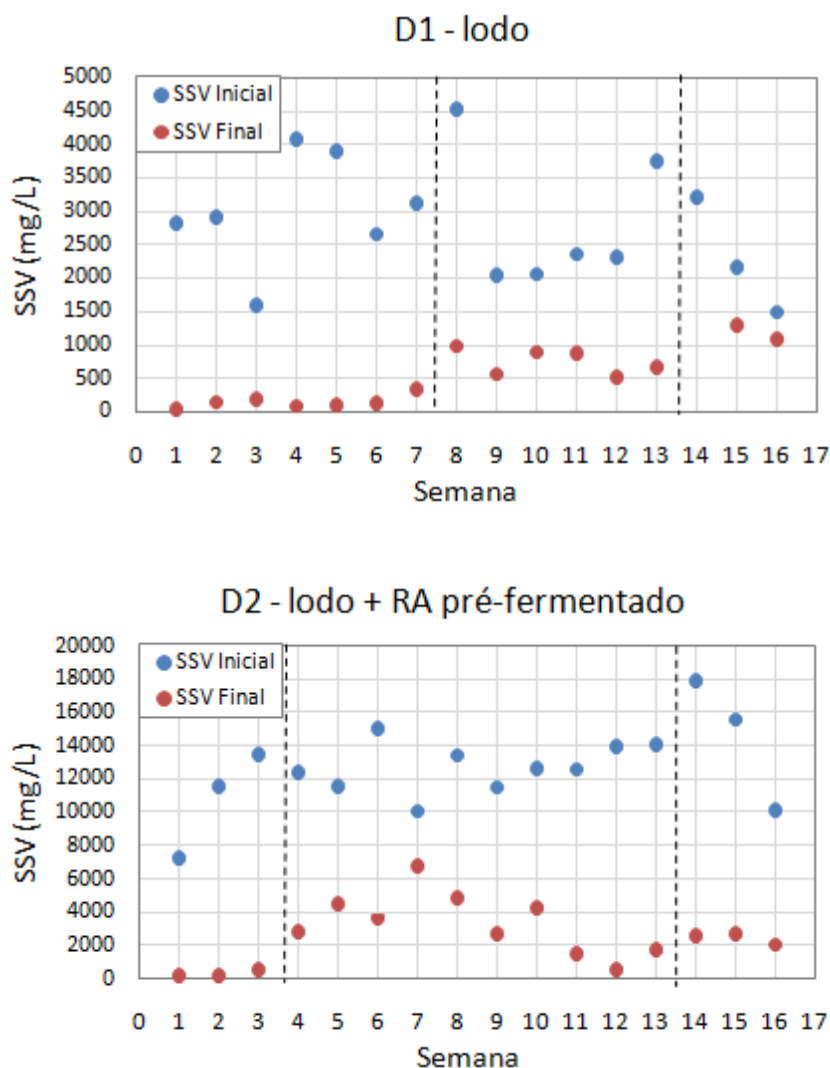
Nas primeiras semanas de operação, ambas as unidades de digestão ainda não se encontravam em completo equilíbrio. No período inicial, de operação mais instável, as concentrações de SSV final alcançaram valores muito reduzidos (inferiores a 0,5 g/L) para, em seguida, serem continuamente elevadas conforme novas alimentações semi-contínuas foram se misturando ao conteúdo de ambos os digestores.

Devido a adição de RA pré-fermentado ao Digestor D2, este apresentou valores de COV, em média, 4 vezes maiores que no Digestor D1. Consequentemente, na 4ª semana, o Digestor D2 já apresentava aumento considerável da concentração de SSV final, enquanto em D1 o mesmo foi somente observado a partir da 8ª semana.

No segundo período, de operação mais estável, compreendido entre a 8ª e a 13ª semana no Digestor D1, as concentrações de SSV final oscilaram entre 0,5 e 1,0 g/L, elevando-se nas duas últimas semanas para valores compreendidos entre 1,0 e 1,2 g/L. Já no Digestor D2, verificou-se a ocorrência de um segundo período de maior

instabilidade, entre a 4^a e 13^a semanas, com concentração de SSV final variando entre 0,5 e 6,7 g/L. No período final, de maior estabilidade, durante as últimas 3 semanas, as concentrações de SSV finais alcançaram valor médio de $2,4 \pm 0,3$ g/L.

Figura 4.10. Concentração de SSV inicial e final ao longo da operação dos digestores piloto D1 e D2. A linha vertical separa diferentes períodos observados durante a operação.



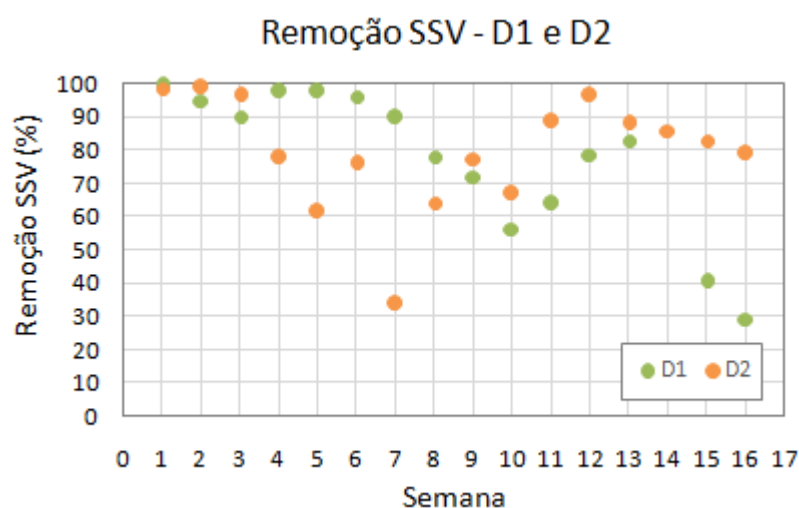
Na Figura 4.11 são apresentadas as reduções da concentração de SSV obtidas ao longo do monitoramento do desempenho de ambos os digestores. Novamente se observa que nas primeiras semanas de operação, ambas as unidades ainda não se encontravam em completo equilíbrio, apresentando concentrações de SSV final de acordo com valores muito reduzidos. Neste sentido, este período de aclimação inicial ao regime de operação semi-contínua não carece de avaliação.

Verifica-se que após esse período, e até a 7ª semana, as eficiências de remoção de SSV alcançadas pelo Digestor D2 se reduzem, ainda que acompanhadas por uma alta variabilidade da concentração de SSV inicial. Entretanto, no período compreendido entre a 8ª e 11ª semanas, a remoção de SSV novamente se eleva, alcançando valores de até 90%.

O biodigestor D1 apresenta um comportamento similar ao Digestor D2: mantém remoções acima de 90% até a 7ª semana; menores remoções desde a 8ª até a 10ª semana; e retoma o melhor desempenho entre a 11ª e 13ª semanas. Entretanto, ao invés de manter-se estável neste padrão de remoção, a mesma é bruscamente reduzida em função da redução da COV introduzida no digestor.

Levando em conta as 17 semanas de operação dos biodigestores piloto, a média de redução de SSV foi de $(77,8 \pm 21,9) \%$ e $(79,5 \pm 17,0) \%$ para D1 e D2, respectivamente. Após o período de partida dos biodigestores (8ª semana para D1 e 4ª semana para D2), a média das reduções foi de $(62,6 \pm 19,5) \%$ para o biodigestor D1 e $(75,2 \pm 16,0) \%$ para D2. Dessa forma, os dois digestores atingiram eficiências de redução de SSV maiores que as típicas em digestores de lodo, entre 40 e 55% de acordo com ANDREOLI, VON SPERLING e FERNANDES (2001).

Figura 4.11. Redução de SSV ao longo da operação dos digestores piloto D1 e D2.



No que se refere à geração volumétrica de biogás nas unidades de digestão em escala piloto, a Figura 4.12 apresenta os volumes acumulados a cada semana. Os volumes registrados no Digestor D1 somente foram aferidos durante as primeiras

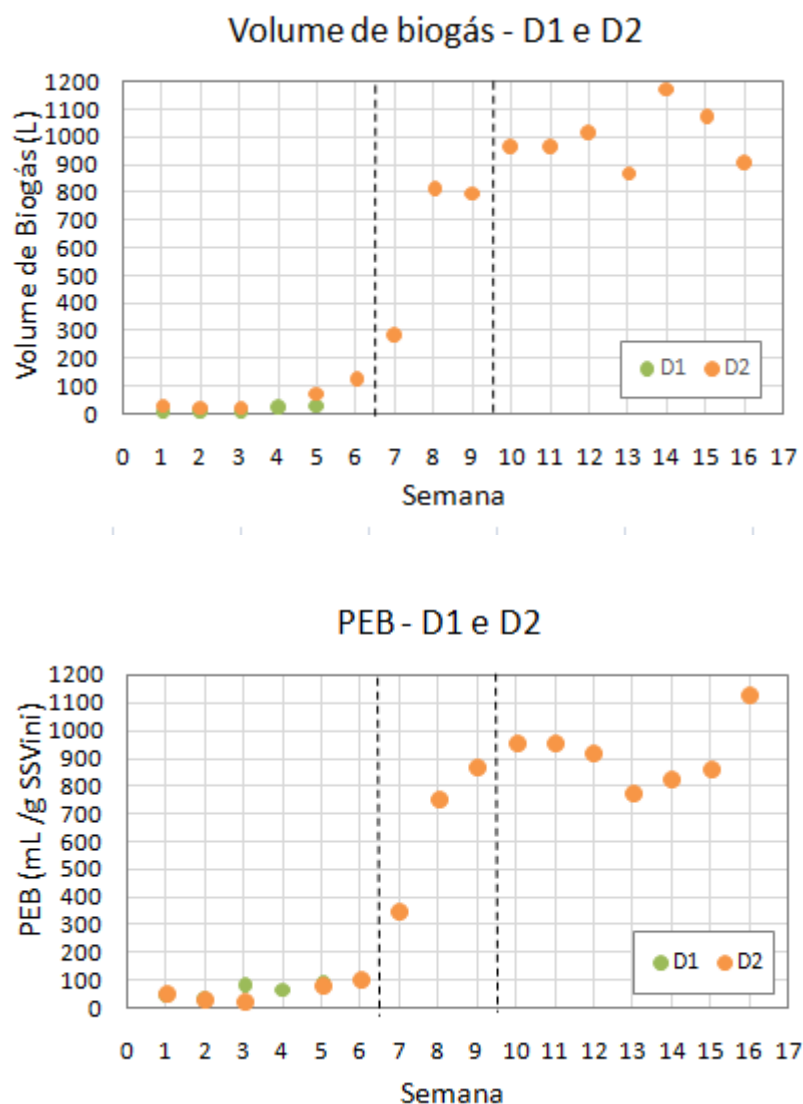
5 semanas, pois nas semanas posteriores não foi possível obter registros. Provavelmente, ocorreu vazamento do biogás ou de leitura no medidor Ritter, mas ambos não foram comprovados até o final do experimento. As cinco medições realizadas mostraram o incremento semanal da produção volumétrica de biogás, começando pelo valor de 9,0 L e terminando com a produção volumétrica de 30,0 L.

Observa-se que durante este período, os valores de pH se encontravam de acordo com a faixa ótima para o metabolismo de organismos metanogênicos, tendo-se ainda observado, como esperado, redução da concentração de SSV.

A PEB apresentou valor mínimo e máximo de, respectivamente, 26,0 e 97,0 mL biogás/g SSVi. Caso o monitoramento do Digestor D1 continuasse, esperava-se que a produção de biogás continuaria aumentando ao longo do tempo, visto que as condições eram propícias para a manutenção do equilíbrio e melhora geral do processo de digestão anaeróbia.

Já para o digestor D2, a geração de biogás foi inicialmente comprometida devido à mudança de composição do substrato de alimentação da unidade, a partir do RA com maior acidez e do lodo secundário mais concentrado. Observa-se que os valores de pH durante o período inicial não eram muito adequados para a produção de metano. Somente após a 7ª semana, a partir da correção do pH com NaOH, é que ocorreu a estabilização do mesmo acima de 6,6, propiciando o incremento da produção semanal de biogás, de acordo com o comportamento da redução de SSV. A partir da 10ª semana e até a 16ª, percebe-se a estabilização da produção de biogás, de acordo como valor médio de (993 ± 104) L e PEB de (914 ± 113) mL biogás/g SSVi. Ainda que sujeitos a menores COV, quando comparados aos valores obtidos nos experimentos em escala de bancada no Digestor G3 (produção de biogás de 834 mL e PEB de 206 mL biogás/g SSVi), os resultados do Digestor D2, em escala piloto, mostram-se superiores.

Figura 4.12. Volume de biogás (20 °C) e PEB ao longo da operação dos digestores piloto D1 e D2.



Para análise da composição do biogás gerado nos biodigestores piloto, foram realizadas coletas de amostras em bags de 1L para análise através de cromatografia em fase gasosa. Nas últimas três semanas de operação das unidades, amostras foram retiradas, e para evitar eventual contaminação, analisadas no mesmo dia.

Os resultados de cromatografia em fase gasosa (Tabela 4.9) para D1 mostraram valores de metano e gás carbônico abaixo dos indicados no Guia Prático de Biogás (PROBIOGÁS, 2010) que prevê uma porcentagem em volume de 50-75 % de CH_4 e 25-50 % de CO_2 . Já a composição de D2, manteve-se dentro da faixa para os resultados de porcentagem de metano e dióxido de carbono. Kathikeyan et al. (2018) citam que na digestão anaeróbia de RA a composição típica de biogás é de 50-70% de metano, 30-50% de CO_2 e traços de outros gases. Rasi, Veijanen e Rintala

(2007), citam que a composição de biogás de digestores de lodo é de 55-65% de metano e 35-45% de dióxido de carbono.

Tabela 4.9. Composição de biogás dos biodigestores em escala piloto.

Digestor	Semana	% CH ₄	% CO ₂
D1	16	45,8	7,0
		44,5	8,5
	17	26,4	5,5
		31,1	9,3
	Média	36,9	7,6
	DP	9,7	1,7
D2	15	48,8	18,1
	16	60,8	27,9
	17	48,2	36,4
		50,6	32,9
	Média	52,1	28,8
	DP	5,9	7,9

Com os resultados de porcentagem de metano e de PEB, e considerando-se a correção da temperatura, pode-se obter a PEM de D2 durante as últimas 3 semanas de operação. Nas semanas 15, 16 e 17 atingiu-se uma PEM média de (444 ± 26) NmL CH₄/g SSVi que, em comparação com o experimento de bancada (252 ± 29) NmL CH₄/g SSVi, apresentou um rendimento superior. Provavelmente, este aumento se deve a uma maior mistura do conteúdo do reator, por meio da bomba de recirculação, conforme também observado por Ferreira (2017), que encontrou o mesmo comportamento em seu estudo e atribuiu o resultado a uma melhor homogeneização da mistura na escala piloto. Na Tabela 4.10 são apresentados os resultados médios obtidos nos dois digestores piloto.

Zhang et al. (2015) também encontraram aumento da PEM comparando digestores de 1 L e 20 L, ambos operando sob as mesmas condições. Eles estudaram a codigestão de lodo e RA em regime semi-contínuo sob temperatura mesofílica (35 °C) utilizando 35 % de RA e TDH de 30 dias. No reator de 1 L eles encontraram PEM de 385 mL/g STV_{APLICADOS} e no de 20 L, 423 mL/g STV_{APLICADOS}. Eles atribuíram o aumento da PEM no digestor de maior volume ao uso de agitação mecânica, visto que no reator menor foi utilizada agitação eletromagnética.

Sosnowski et al. (2008), em seu estudo, obtiveram 439 mL CH₄/g STV_{APLICADOS} avaliando a codigestão de 75% lodo secundário e 25% de FORSU em reator de 40 L operando em batelada sob temperatura mesofílica durante 23 dias. Cabbai, Bortoli e

Goi (2016), trabalhando com FORSU e lodo em um reator CSTR piloto de 3400 L sob temperatura mesofílica obtiveram PEM igual a 230 NmL/g STV_{APLICADOS}.

Tabela 4.10. Resultados do monitoramento dos biodigestores piloto.

Parâmetros	Digestores	
	D1	D2
Temperatura (°C)	25,6±1,6	30,1±3,5
COV (g SSV/L.d)	0,09±0,03	0,42±0,08
pHinicial	7,2±0,2*	7,1±0,2*
pHfinal	6,9±0,2*	6,9±0,1*
SSVinicial (g/L)	2,8±0,8	12,7±2,5
SSVfinal (g/L)	0,8±0,3*	3,1±1,6*
Redução SSV (%)	62,6±19,5*	75,2±16,0*
Vol. Biogás (NmL)	--	824±224*
PEB (NmL biogás/ g SSVi)	--	780±187*
% CH ₄	36,9±9,7*	52,1±5,9*
PEM (NmL CH ₄ /g SSVi)	--	444±26*

* Após estabilização.

Nas últimas semanas foram analisadas a alcalinidade ao bicarbonato, alcalinidade total, acidez volátil e N amoniacal nos reatores, os resultados podem ser observados na Tabela 4.11. Assim como foi observado na bancada, os valores de alcalinidade, acidez volátil e N amoniacal apresentaram valores maiores no digestor D2, o qual operava em processo de codigestão com RA. Acompanhando o que foi verificado em laboratório, todos as médias, valores máximos e mínimos encontrados, incluindo os da relação AVT/AT estavam de acordo com as recomendações encontradas na literatura. Sendo assim os resultados obtidos indicaram que não havia inibidores da produção de metano entre os parâmetros analisados.

Tabela 4.51. Resultados do monitoramento dos biodigestores em escala piloto.

Parâmetro	D1	D2
Alcalinidade Bicarbonato (mg CaCO_3/L)	1011 $\pm$ 215	2716 $\pm$ 131
Alcalinidade Total (mg CaCO_3/L)	1204 $\pm$ 256	3233 $\pm$ 156
Acidez volátil (mg HAc/L)	338 $\pm$ 87	457 $\pm$ 72
AVT/AT	0,30 $\pm$ 0,06	0,14 $\pm$ 0,02
N amoniacal (mg/L)	113 $\pm$ 23	394 $\pm$ 46

Na Figura 4.13 é feita uma comparação dos valores de PEM e remoção de SSV, obtidos após estabilização nos experimentos em respirômetro e no digestor piloto, ambos com mistura de lodo e RA pré-fermentado na proporção 80:20 (% v/v). Verifica-se um melhor desempenho na escala piloto.

Na Figura 14 é apresentada uma comparação dos resultados obtidos para a PEM em estudos de digestão e codigestão conduzidos com o lodo secundário gerado no CESA/UFRJ. A comparação de diferentes escalas e condições destaca a codigestão deste lodo com RA pré-fermentado na proporção 80:20 (% v/v) em escala piloto.

Figura 4.13. Relação entre a PEM e a redução de SSV obtidos nas fases finais no respirômetro e na escala piloto.

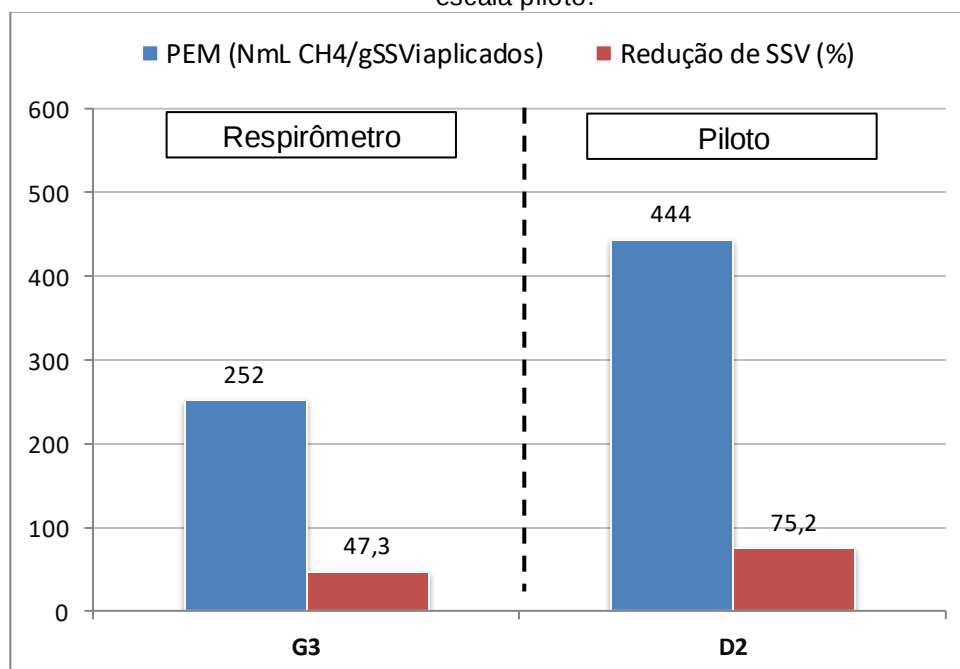
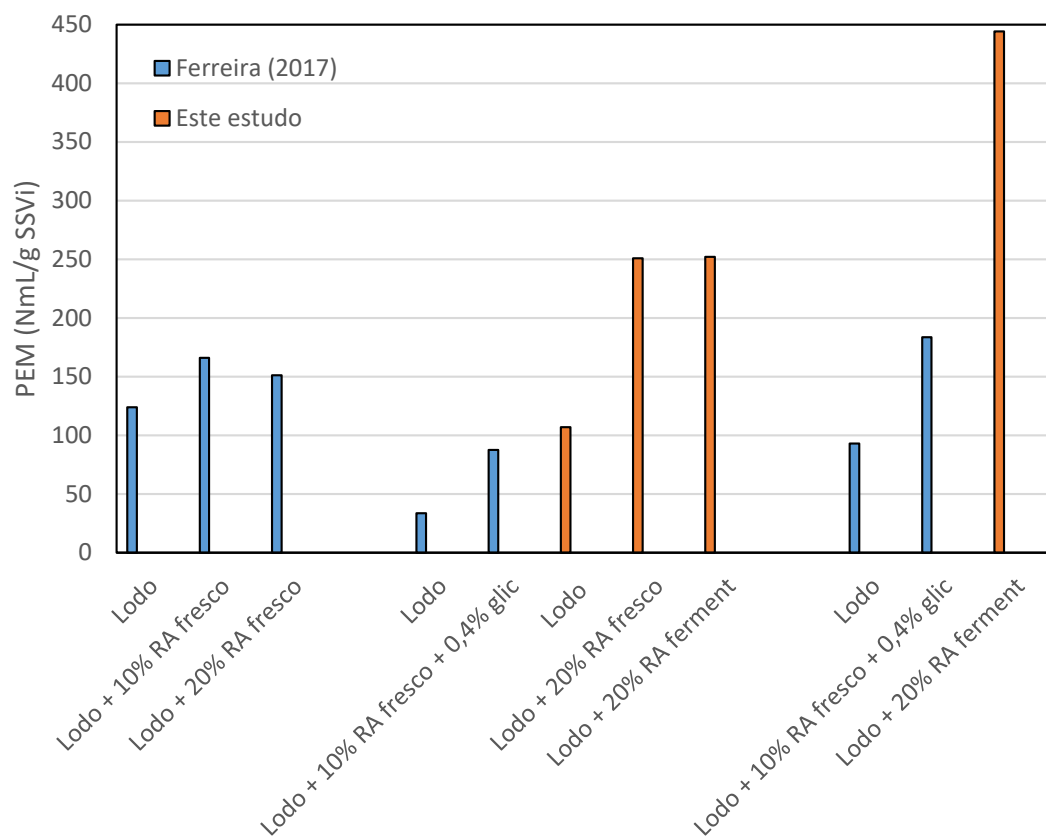


Figura 4.1414. Comparação da PEM na digestão e codigestão de lodo do CESA/UFRJ sob diferentes escalas e condições.

Escala	90 mL	800 mL	320 L
Regime	Batelada	Semi-contínuo (TDH (30 dias))	



5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

5.1. CONCLUSÕES

As condições mais adequadas de pré-tratamento do RA foram encontradas após 48 h de fermentação, observando-se uma redução no pH associada à redução de SDV e aumento de SSV. O aumento de SSV foi atribuído ao crescimento de bactérias acidogênicas durante o processo. A partir de 48 h, a maioria dos orgânicos dissolvidos já haviam sido consumidos, o pH encontrava-se estabilizado e foi observada a hidrólise dos sólidos do RA, com redução de SSV e aumento de SDV. Ainda assim, no sentido de não estender o tempo da etapa de pré-fermentação, o tempo de 48 h foi selecionado.

No experimento conduzido em bancada, a codigestão de lodo com RA (80:20 % v/v) fresco ou pré-fermentado apresentou desempenho superior em termos de remoção de sólidos voláteis e geração de biogás/metano quando comparada ao controle com somente lodo, o que também foi observado na escala piloto. Sendo assim, a mistura binária apresentou o efeito sinérgico esperado, com o RA completando as propriedades do lodo puro. Entretanto, o acúmulo de ácidos voláteis e a queda de pH mais acentuada devido a adição do resíduo, fizeram necessária a correção de pH para evitar a inibição da produção de metano.

Os biodigestores em escala piloto alimentados com lodo e RA pré-fermentado apresentaram melhores resultados de PEM em comparação com a escala de bancada em função da temperatura pouco maior e da mistura mais acentuada do conteúdo do digestor. Enquanto no digestor de bancada foram obtidas redução de SSV de $(52,8 \pm 2,4) \%$ e PEB de (206 ± 26) mL biogás/g SSVi e no respirômetro foram verificados remoção média de SSV de 47,3% e PEM de (252 ± 29) NmL CH₄/g SSVi, no digestor piloto os valores foram de $(75,2 \pm 16,0) \%$, (837 ± 201) mL biogás/g SSVi e 444 ± 26 NmL CH₄/g SSVi.

Com relação ao pré-tratamento, a codigestão com RA pré-fermentado apresentou melhores resultados de remoção de SSV e produção de biogás durante a partida dos reatores, atingido a estabilização em menor de tempo de operação. Porém, após o equilíbrio e estabilização, ambos os digestores apresentaram resultados similares. Neste sentido, pode-se concluir que visando à mais rápida aclimação e equilíbrio do processo, a pré-fermentação do RA seria indicada para a fase de *start-up* dos digestores. Os resultados obtidos durante os testes em

respirômetro indicaram uma PEM de (107 ± 8) , (251 ± 20) e (252 ± 29) NmL CH₄/g SSVi, para os Digestores G1 (100% lodo), G2 (lodo e RA recém-preparado 80:20 % v/v) e G3 (lodo e RA pré-fermentado 80:20 % v/v), respectivamente.

5.2. SUGESTÕES

Para a realização de trabalhos futuros, de forma a dar continuidade na linha de pesquisa, são apontadas as seguintes sugestões:

- a) Estudar diferentes proporções (% v/v) para a codigestão de lodo e RA pré-fermentado;
- b) Analisar a pré-fermentação do RA sob diferentes condições (variar o volume de água utilizado no processamento – umidade; aumentar a temperatura do processo; variar o tamanho das partículas);
- c) Analisar mais detalhadamente a população microbiana do RA fresco e do RA pré-fermentado;
- d) Comparar, em escala piloto, as condições de codigestão de lodo e RA, com e sem o *start up* do biodigestor com RA pré-fermentado;
- e) Verificar a viabilidade de utilização do metano produzido em escala piloto, *in situ*, para redução dos custos no CESA.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELLEIRA, J. et al. Advanced Thermal Hydrolysis of secondary sewage sludge: A novel process combining thermal hydrolysis and hydrogen peroxide addition. **Resources, Conservation And Recycling**, v. 59, p.52-57, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.03.008>.
- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2012**.
- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2016**.
- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2018/2019**.
- ABRIOUEL, H. et al. Culture-independent study of the diversity of microbial populations in brines during fermentation of naturally-fermented Aloreña green table olives. **International Journal of Food Microbiology**, v. 144, n. 3, p.487- 496, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2010.11.006>.
- ABUDI, Z. N. et al. Batch anaerobic co-digestion of OFMSW (organic fraction of municipal solid waste), TWAS (thickened waste activated sludge) and RS (rice straw): Influence of TWAS and RS pretreatment and mixing ratio. **Energy**, v. 107, p.131-140, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2016.03.141>.
- ALVES, M. M. et al. Waste lipids to energy: how to optimize methane production from long-chain fatty acids (LCFA). **Microbial Biotechnology**, v. 2, n. 5, p.538-550, 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1751-7915.2009.00100.x>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10.007**. Amostragem de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004, 25 p.
- AGYEMAN, F. O.; TAO, W. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. **Journal Of Environmental Management**, v. 133, p.268-274, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.016>.
- ALMEIDA, P. S. **Armazenamento de lixo urbano em lixões e aterros sanitários: contaminação do solo, proliferação de macro e micro vetores e contaminação do lençol freático**. São Paulo, 2009.
- 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, 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6). 2001.
- ANDREOLI, C. V. et al., Resíduos sólidos: origem, classificação e soluções para destinação final adequada. In: **Complexidade: redes e conexões do ser sustentável**. 1ª ed.: 2014, p. 531-552. Disponível em: <http://www.agrinho.com.br/site/wp-content/uploads/2014/09/32_Residuos-solidos.pdf>. Acesso em: 11 fev. 2020.

APPELS, L. et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, n. 6, p.755-781, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>.

BACIOCCHI, R. et al. Performance of a biogas upgrading process based on alkali absorption with regeneration using air pollution control residues. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p.2694-2705, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.022>.

BAMFORTH, C. W; COOK, D.J. Food, Fermentation and Micro-organisms. 26p., 2019.

BARBER, W. P. F. Thermal hydrolysis for sewage treatment: A critical review. **Water Research**, v. 104, p.53-71, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.069>.

BETTIOL, W.; DE CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Embrapa Meio Ambiente - Capítulo em livro científico (ALICE), 2005.

BHARATHIRAJA, B. et al. RETRACTED: Biogas production—A review on composition, fuel properties, feed stock and principles of anaerobic digestion. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, v. 90, p.570-582, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.093>.

BRAGUGLIA, C. M.; GIANICO, A.; MININNI, G. Comparison between ozone and ultrasound disintegration on sludge anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, v. 9, p.139-143, 2012. <http://https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.07.030>.

BRASIL. Lei n.º 12.305/2010 – Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.

BRYANT, M. P. Microbial Methane Production - Theoretical Aspects 2. **Journal of Animal Science**, v. 48, n. 1, p.193-201, 1979. <http://dx.doi.org/10.2527/jas1979.481193x>.

BURATTI, C. et al. Life Cycle Assessment of organic waste management strategies: an Italian case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 89, p.125-136, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.012>.

CABBAI, V., BORTOLI, N., GOI, D. Pilot plant experience on anaerobic codigestion of source selected OFMSW and sewage sludge. **Waste Management**, v. 49, p. 47–54. 2016.

CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, v.17, n. 12, p. 171-180, 2012.

CARRÈRE, H. et al. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 183, n. 1-3, p.1-15, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.129>.

CARRÈRE, H. et al. Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. **Bioresource Technology**, v. 199, p.386-397, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.007>.

CELIS-GARCÍA, M. I. B. et al. Sulphide and oxygen inhibition over the anaerobic digestion of organic matter: Influence of microbial immobilization type. **Environmental Technology**, v. 25, n. 11, p.1265-1275, 2004. <http://dx.doi.org/10.1080/09593332508618367>.

CHAKRABORTY, Debkumar et al. Co-digestion of food waste and chemically enhanced primary treated sludge in a continuous stirred tank reactor. **Biomass And Bioenergy**, v. 111, p.232-240, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.002>.

CHEAH, Y. et al. Volatile fatty acid production from mesophilic acidogenic fermentation of organic fraction of municipal solid waste and food waste under acidic and alkaline pH. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 35, p.35509-35522, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-05394-6>.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2º Ed. Ampl. e Atual. Belo Horizonte, Editora UFMG. 2016.

CHO, J. K.; PARK, S. C.; CHANG, H. N. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. **Bioresource Technology**, v. 52, n. 3, p.245-253, 1995. [http://dx.doi.org/10.1016/0960-8524\(95\)00031-9](http://dx.doi.org/10.1016/0960-8524(95)00031-9).

CHOI, J.; HAN, S.; LEE, C. Enhancement of methane production in anaerobic digestion of sewage sludge by thermal hydrolysis pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 259, p.207-213, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.123>.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources**. WeinheimWiley-VCH, 443p. 2011.

DOMINGUES, C. F. S. et al. Geração de resíduos sólidos orgânicos em restaurante universitário em São Paulo/SP. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 10, n. 5, p.58-73, 2016. <http://dx.doi.org/10.22292/mas.v10i5.490>.

DONOSO-BRAVO, A.; FDZ-POLANCO, M. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and grease trap: Assessment of enzyme addition. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 5-6, p.936-940, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.005>.

EDWARDS, J. et al. Anaerobic co-digestion of municipal food waste and sewage sludge: A comparative life cycle assessment in the context of a waste service provision. **Bioresource Technology**, v. 223, p. 237-249, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.044>.

ESPOSITO, G. et al. Anaerobic co-digestion of organic wastes. **Reviews in Environmental Science and Bio/technology**, v. 11, n. 4, p.325-341, 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8>.

FELIZOLA, C. S.; LEITE, V. D.; PRASSAD, S. **Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Agropecuária Técnica, v. 27, n. 1. 2006.

FERNANDES, F.; SOUZA, S. G. Estabilização de lodo de esgoto. *In: Resíduos*

sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final. Curitiba, PR: PROSAB, 2001. p. 29 – 56.

FERREIRA, J. S. **Codigestão de lodo de esgoto com resíduos urbanos e industriais visando ao aumento da produção de metano.** Rio de Janeiro. Tese - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 178f. 2017.

FERREIRA, J. S.; CAMMAROTA, M. C.; VOLSCHAN JUNIOR, I. Optimization of Methane Production Based on Mixture Content of Sewage Sludge, Food Waste, and Glycerol. **Journal Of Energy And Power Engineering**, v. 11, n. 9, p.569-583, 2017. <http://dx.doi.org/10.17265/1934-8975/2017.09.002>.

FISGATIVA, H. et al. Understanding the anaerobic biodegradability of food waste: Relationship between the typological, biochemical and microbial characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p.95-107, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.058>.

FLOR, A.; ARROJA, L.; CAPELA, I. Codigestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) e lamas secundárias (LS). 4ª Jornada da Politécnica de Engenharia Mecânica, Automóvel, Organização e Gestão Industrial, Energia e Ambiente. 2004.

GERARDI, M. H. **Temperature Wastewater Microbiology Series**, p.89-92, 2003. <http://dx.doi.org/10.1002/0471468967.ch14>.

GUIDONI, L. L. C. et al. Compostagem domiciliar: implantação e avaliação do processo. **Tecnológica**, v. 17, n. 1, p. 44-51, 2013.

GOU, C. et al. Effects of temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic co-digestion of waste activated sludge and food waste. **Chemosphere**, v. 105, p.146-151, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.018>.

GUERI, M. D; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: Uma revisão. **Biofix Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p.17-25, 2017. <http://dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55837>.

GU, J.; LIU, R.; CHENG, Y.; STANISAVLJEVIC, N.; LI, Lei; DJATKOV, D.; PENG, X.; WANG, X. Anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge under mesophilic and thermophilic conditions: Focusing on synergistic effects on methane production. **Bioresource Technology**, v. 301, p.1-35, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122765>.

GUPTA, D.; MAHAJANI, S. M.; GARG, A. Effect of hydrothermal carbonization as pretreatment on energy recovery from food and paper wastes. **Bioresource Technology**, v. 285, p.1-9, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121329>.

HAGOS, K. et al. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p.1485-1496, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>.

HE, M. et al. Influence of Temperature on Hydrolysis Acidification of Food Waste. **Procedia Environmental Sciences**, v. 16, p.85-94, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.012>.

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

HEROUT, M. et al. Biogas composition depending on the type of plant biomass used. **Research In Agricultural Engineering**, v. 57, n. 4, p.137-143, 2011. <http://dx.doi.org/10.17221/41/2010-rae>.

HUNGATE, R.E. Chapter IV. A Roll Tube Method for Cultivation of Strict Anaerobes. **Methods in Microbiology**, p.117-132, 1969. [http://dx.doi.org/10.1016/s0580-9517\(08\)70503-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0580-9517(08)70503-8).

IZUMI, K. et al. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 64, n. 7, p.601-608, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.06.013>.

JORDÃO, E.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6 ed. Rio de Janeiro, 2011.

KALOGO, Y.; MONTEITH, H. Energy and resource recovery from Sludge. State of Science Report. Netherlands, 2008.

KARTHIKEYAN, O. P. et al. Pretreatment of food waste for methane and hydrogen recovery: A review. **Bioresource Technology**, v. 249, p.1025-1039, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.105>.

KATO, M.T.; FIELD, J. A.; LETTINGA, G. Anaerobe tolerance to oxygen and the potentials of anaerobic and aerobic cocultures for wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 14, n. 4, p.395-407, 1997. <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-66321997000400015>.

KAYHANIAN, M. Ammonia Inhibition in High-Solids Biogasification: An Overview and Practical Solutions. **Environmental Technology**, v. 20, n. 4, p.355-365, 1999. <http://dx.doi.org/10.1080/09593332008616828>.

KIM, H.; HAN, S.; SHIN, H. The optimisation of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge. **Waste Management & Research**, v. 21, n. 6, p.515-526, 2003. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x0302100604>.

KIM, H. J. et al. Effect of enzymatic pretreatment on acid fermentation of food waste. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 81, n. 6, p.974-980, 2006. <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.1484>.

KIM, J. K. et al. Volumetric scale-up of a three stage fermentation system for food waste treatment. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p.4394-4399, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.031>.

KIRAN, E. U. et al. Bioconversion of food waste to energy: A review. **Fuel**, v.134,

p.389-399, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.074>.

KONDUSAMY, D.; KALAMDHAD, A. S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p.1821-1830, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.024>.

KOVÁCS, E. et al. Augmented biogas production from protein-rich substrates and associated metagenomic changes. **Bioresource Technology**, v. 178, p.254-261, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.111>.

KWIETNIEWSKA, E.; TYS, J. Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 34, p.491-500, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.041>.

LASTELLA, G. et al. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. **Energy Conversion And Management**, v. 43, n. 1, p.63-75, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/s0196-8904\(01\)00011-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0196-8904(01)00011-5).

LEITÃO, R. et al. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 9, p.1105-1118, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.007>.

LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. **Applied Energy**, v. 240, p.120-137, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.243>.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p.821-826, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>.

LIM, J. W.; WANG, J. Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. **Waste Management**, v. 33, n. 4, p.813-819, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.11.013>.

LU, S. et al. Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 416-420, 2007.

LU, J. et al. The influence of concentration of hydroxyl radical on the chemical mechanical polishing of SiC wafer based on the Fenton reaction. **Precision Engineering**, v. 52, p.221-226, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.precisioneng.2017.12.011>.

LUNA, M. L. D. **Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades**. Campina Grande: Dissertação - UFPB/UEPB/PRODEMA, 75p. 2003.

MA, J. et al. Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-

treatments. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p.592-599, jan. 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.122>.

MA, X. et al. Effect of ethanol pre-fermentation on organic load rate and stability of semi-continuous anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, v. 299, p.1-8, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122587>.

MATA-ALVAREZ, J; MACÉ, S; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, n. 1, p.3-16, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524\(00\)00023-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524(00)00023-7).

MATA-ALVAREZ, J. et al. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p.412-427, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>.

MEHARIYA, S. et al., Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective, **Bioresource Technology** (2018), doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.030>

METCALF, A.; EDDY, M.S. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. New York: McGraw-Hill International Editions, 3rd ed. 1991.

MIN, K. et al. Acidogenic fermentation of blended food-waste in combination with primary sludge for the production of volatile fatty acids. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 80, n. 8, p. 909-915, 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.1261>.

MOON, H. C.; SONG, I. S. Enzymatic Hydrolysis of Food Waste and Methane Production Using UASB Bioreactor. **International Journal Of Green Energy**, v. 8, n. 3, p.361-371, 26 2011. <http://dx.doi.org/10.1080/15435075.2011.557845>.

MUCELIN, C. A., BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade & Natureza**, v. 20, n. 1, p. 111-124, 2008. <http://www.scielo.br/pdf/sn/v20n1/a08v20n1>.

NEUMANN, P. et al. Developments in pre-treatment methods to improve anaerobic digestion of sewage sludge. **Reviews in Environmental Science and Bio/technology**, v. 15, n. 2, p.173-211, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-016-9396-8>.

NGHIEM, L. D. et al. Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and possibilities. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, v. 72, p.354-362, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.062>.

OBULISAMY, P. K. et al. Anaerobic co-digestion of food waste and chemically enhanced primary-treated sludge under mesophilic and thermophilic conditions. **Environmental Technology**, v. 37, n. 24, p. 3200-3207, 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2016.1181112>.

PAULO, D. A. et al. Compostagem doméstica: uma alternativa adequada para gestão

de resíduos orgânicos. **Nativa: Revista de Ciências Sociais do Norte de Mato Grosso**, Mato Grosso, v. 8, n. 2, p.290-305, 2019.

PEDROZA, M. M. et al. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato: educação, ciência e tecnologia**, v. 11, n. 16, p.147-157, 2010.

PEDROZA, M. M. et al. Lodo de esgoto doméstico: Características física, químicas e biológicas. **Revista Multidebates**, v. 3, n. 2, p. 206-218, 2019.

PERSSON, M.; JONSSON, O.; WELLINGER, A. Biogas Upgrading to Vehicle Fuel Standards and Grid Injection. **IEA Bioenergy**, 2006. Disponível em: <http://www.iea-biogas.net/files/daten-redaktion/download/publi-task37/upgrading_report_final.pdf> Acesso em: 20 fev. 2020.

PROBIOGÁS - Projeto Brasil Alemanha de Provento ao Aproveitamento Energético do Biogás. **Guia Prático do Biogás-Geração e Utilização**. 5ª Edição, 2010.

PROSAB. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

QUEIROZ, G. B. **Diagnóstico da gestão do lodo de uma ETE em escala real**. Natal. Trabalho de conclusão de curso - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 45f. 2019.

RAGAZZI, M. et al. Anaerobic digestion as sustainable source of energy: A dynamic approach for improving the recovery of organic waste. **Energy Procedia**, v. 119, p.602-614, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.086>.

RASI, S.; VEIJANEN, A.; RINTALA, J. Trace compounds of biogas from different biogas production plants. **Energy**, v. 32, n. 8, p.1375-1380, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2006.10.018>.p.1375-1380, 2007.

REDDY, M. V.; MOHAN, S. V. Influence of aerobic and anoxic microenvironments on polyhydroxyalkanoates (PHA) production from food waste and acidogenic effluents using aerobic consortia. **Bioresource Technology**, v. 103, n. 1, p.313-321, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.040>.

REN, Y. et al. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. **Bioresource Technology**, v. 247, p.1069-1076, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.109>.

ŞAHINKAYA, S.; SEVIMLI, M. F. Effects and modelling of ultrasonic waste-activated sludge disintegration. **Water and Environment Journal**, v. 27, n. 2, p.238-246, 2012. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-6593.2012.00358.x>.

SÁNCHEZ, E. et al. Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate. **Process Biochemistry**, v. 37, p. 483 - 489, 2001.

SCHWECKE, R. The Future of Biogas. **Energy Central**, 2014. Disponível em:

<<http://www.energycentral.com/c/um/future-biogas>>. Acesso em: 23 fev. 2020.

SIDDIQUE, M. N. I.; WAHID, Z. A. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. **Journal Of Cleaner Production**, v. 194, p.359-371, set. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.155>.

SILVA, A. S. et al. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB. **Revista Matéria**, artigo 11656, p. 840 – 851, 2015.

SILVEIRA, N.C. **Codigestão de lodo de esgoto e fração orgânica de resíduo de restaurante**. Rio de Janeiro. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 126f. 2016.

SOSNOWSKI, Piotr et al. Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Bioresource Technology**, v.99, n.13, p.5731-5737, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.019>.

TYAGI, V. K.; LO, S.-I. Application of physico-chemical pretreatment methods to enhance the sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: an up to date review. **Reviews in Environmental Science and Bio/technology**, v. 10, n. 3, p.215-242, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-011-9244-9>.

TYAGI, Vinay Kumar et al. Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, v. 93, p.380-399, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.051>.

VAN VELSEN, A. Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations. **Water Research**, v. 13, n. 10, p. 995-999, 1979. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90194-5](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(79)90194-5).

VIEIRA, G. E. G. et al. O processo de pirólise como alternativa para o aproveitamento do potencial energético de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 12, n. 17, p. 81-95, 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª edição, v. 1, p. 371-406, 2017.

WANG, Q. et al. Glucoamylase production from food waste by *Aspergillus niger* under submerged fermentation. **Process Biochemistry**, v. 43, n. 3, p.280-286, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2007.12.010>.

WANG, K. et al. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: Effect of pH. **Bioresource Technology**, v. 161, p.395-401, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.088>.

WARD, A. J. et al. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 17, p.7928-7940, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>.

WONG, J. W. C. et al. Food waste treatment by anaerobic co-digestion with saline sludge and its implications for energy recovery in Hong Kong. **Bioresource Technology**, v. 268, p.824-828, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.113>.

WU, C. et al. Effect of ethanol pre-fermentation and inoculum-to-substrate ratio on methane yield from food waste and distillers' grains. **Applied Energy**, v. 155, p.846-853, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.04.081>.

XIE, S.; WICKHAM, R.; NGHIEM, L. D. Synergistic effect from anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic wastes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 116, p.191-197, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.037>.

XIONG, X. et al. Value-added chemicals from food supply chain wastes: State-of-the-art review and future prospects. **Chemical Engineering Journal**, v. 375, p.1-8, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2019.121983>.

XU, S. Y. et al. Optimization of food waste hydrolysis in leach bed coupled with methanogenic reactor: Effect of pH and bulking agent. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 4, p.3702-3708, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.095>.

YADVIKA et al. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques - a review. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 1, p.1-10, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2004.02.010>.

YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p.429-438, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.261>.

ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 2, p.219-228, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019181376>.

ZESHAN; KARTHIKEYAN, O. P.; VISVANATHAN, C. Effect of C/N ratio and ammonia-N accumulation in a pilot-scale thermophilic dry anaerobic digester. **Bioresource Technology**, v. 113, p.294-302, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.028>.

ZHANG, R. et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p.929-935, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.039>.

ZHANG, C. et al. Biogas by Semi-Continuous Anaerobic Digestion of Food Waste. **Applied Biochemistry And Biotechnology**, v. 175, n. 8, p.3901-3914, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s12010-015-1559-5>.

ZHANG, J. et al. Optimization and microbial community analysis of anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge based on microwave

pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 200, p.253-261, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.037>.

ZHANG, J. et al. Enhancement of biogas production in anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge by biological co-pretreatment. **Energy**, v. 137, p.479-486, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2017.02.163>.

ZHENG, G. et al. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 69, p.559-577, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.187>.