



# Codigestão Anaeróbia de Resíduo Alimentar e Esgoto

Fernanda de Souza Cardoso

## **Projeto de Final de Curso**

Orientadores

Claudinei de Souza Guimarães, D.Sc.

Magali Christe Cammarota, D.Sc.

Fevereiro de 2015

# **CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO ALIMENTAR E ESGOTO**

***Fernanda de Souza Cardoso***

Projeto de Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Engenharia Química.

Aprovado por:

\_\_\_\_\_  
Verônica Marinho Fontes Alexandre (DEB/EQ), M.Sc.

\_\_\_\_\_  
Juacyara Carbonelli Campos (DPI/EQ), D.Sc.

\_\_\_\_\_  
Melissa Limoeiro Estrada Gutarra (Pólo Xerém/UFRJ), D.Sc

Orientado por:

\_\_\_\_\_  
Claudinei de Souza Guimarães (DEB/EQ), D.Sc.

\_\_\_\_\_  
Magali Christe Cammarota (DEB/EQ), D.Sc.

Rio de Janeiro – Brasil

Fevereiro

2015

Cardoso, Fernanda de Souza.

Codigestão Anaeróbia de Resíduo Alimentar e Esgoto /Fernanda de Souza Cardoso. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2015.

xiv, 63 p.; il.

(Projeto Final de Curso) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2015. Orientadores: Claudinei de Souza Guimarães e Magali Christe Cammarota.

1. Resíduo Alimentar 2. Esgoto 3. Codigestão Anaeróbia 4. Projeto Final de Curso (Graduação – UFRJ/EQ). 5. Claudinei de Souza Guimarães e Magali Christe Cammarota. I. Título

Dedico este trabalho a minha família  
e aos meus mestres.

“Os sábios não se aborrecem.”

“Pra tudo a gente dá um jeito.”

## **Agradecimentos**

Primeiramente gostaria de agradecer a minha mãe Lilian de Souza por tudo o que enfrentou para que eu estivesse aqui, hoje.

A minha avó Benedita “Dalila” Augusta de Souza que, apesar de não estar mais ao meu lado, será minha eterna inspiração.

A meu pai Antonio Gonçalves Cardoso e minha tia Ilda por todas as oportunidades oferecidas.

A minha família de Sorocaba que redescobri recentemente e pela qual já sinto um amor infinito.

A meus mestres, por toda a dedicação e paciência que demonstraram ao dividir comigo conhecimentos que levarei para o resto da vida.

A todos que trabalharam nos laboratórios LCPA/EQ e LTA/EQ por todo o apoio e suporte, em especial a David Rodrigues da Silva Maia pela paciência e ajuda com os biodigestores.

Resumo do Projeto de Final de Curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Engenharia Química.

## **CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO ALIMENTAR E ESGOTO**

Fernanda de Souza Cardoso  
Fevereiro, 2015

Orientadores: Prof. Claudinei de Souza Guimarães, D.Sc.  
Prof. Magali Christe Cammarota, D.Sc.

A matéria orgânica é fração majoritária dos resíduos sólidos gerados no Brasil e supera o valor encontrado em países desenvolvidos. Isto alerta para a necessidade de investimento em pesquisa e implantação de tecnologias na área de tratamento destes resíduos orgânicos. Nossos recursos hídricos também necessitam de melhor gerenciamento, uma vez que passamos por uma das maiores crises hídricas da história. Coletamos cerca de 50% de todo esgoto produzido no Brasil e, desta porcentagem, apenas 69,4% recebe algum tipo de tratamento. A Digestão Anaeróbia é um processo através do qual o resíduo orgânico é decomposto por uma grande variedade de micro-organismos, na ausência de oxigênio. Seus produtos são o biogás, contendo aproximadamente 60% de metano ( $\text{CH}_4$ ) e 40% de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), e um resíduo sólido rico em nitrogênio que pode ser usado como fertilizante. O biogás tem alto poder calorífico e seu uso depende de seu nível de pureza. O objetivo deste estudo é avaliar a viabilidade da codigestão anaeróbia de mistura de resíduo alimentar de um restaurante universitário e esgoto de uma estação de tratamento. Foram realizados experimentos em frascos penicilina variando as proporções destes dois resíduos para avaliar a porcentagem de sólidos totais (%ST) ótima para o processo, sendo o valor de 10% ST inoculado com lodo anaeróbio o selecionado por gerar maior volume de metano. Esta proporção foi testada em biodigestor de bancada (B2) operado a 37°C por 24 dias, gerando 105 litros de biogás. Este valor superou os 75 litros de biogás gerados no B1, alimentado com resíduo, água no lugar de esgoto e inoculado, e os 32 litros gerados no B3, com resíduo e esgoto sem inóculo. De acordo com estudos de pegada de carbono realizados neste estudo, a aplicação desta tecnologia para o gerenciamento de resíduos alimentares antes de sua disposição está de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos e pode contribuir para a mitigação dos Gases de Efeito Estufa (GEE) ao produzir gás metano ( $\text{CH}_4$ ) de forma controlada, que seria liberado para a atmosfera se o resíduo alimentar fosse disposto em lixões. Estudos de viabilidade técnica comprovaram que a aplicabilidade da co-digestão anaeróbia de resíduo alimentar e esgoto gerados em um restaurante universitário pode reduzir em 99,5% a geração de resíduos sólidos orgânicos e estimativas preliminares sugerem a viabilidade econômica do processo.

## Índice

|   |    |
|---|----|
| 1 – Introdução .....  | 1  |
| 2 – Objetivos .....   | 2  |
| 3 – Revisão Bibliográfica .....   | 2  |
| 3.1 – Contexto Ambiental.....   | 3  |
| 3.2 – Digestão Anaeróbia.....   | 7  |
| 3.3 – Biogás .....  | 8  |
| 3.4 – Digestato.....  | 9  |
| 3.5 – Fases da Digestão Anaeróbia.....                                  | 11 |
| 3.6 – Variáveis Chave do Processo .....                                 | 13 |
| 3.7 – Requerimentos Nutricionais .....                                  | 14 |
| 3.8 – Tipos de Resíduos .....   | 15 |
| 3.9 – Biodigestores Anaeróbios .....                                    | 16 |
| 4 - Materiais e Métodos.....  | 19 |
| 4.1 – Coleta e caracterização de resíduo alimentar, esgoto e lodo ..... | 19 |
| 4.2 – Procedimento experimental .....                                   | 20 |
| 4.2.1 – Experimentos em Frascos Penicilina.....                         | 22 |
| 4.2.2 – Experimentos em Biodigestores .....                             | 25 |
| 5 - Resultados e Discussão.....   | 30 |
| 5.1 – Caracterização dos Resíduos e Lodo .....                          | 30 |
| 5.2 – Experimentos com Frascos Penicilina .....                         | 32 |
| 5.2.1 – Experimento 1.....  | 32 |
| 5.2.2 – Experimento 2.....  | 35 |
| 5.2.3 – Experimento 3.....  | 37 |
| 5.3 – Experimento com o Biodigestor .....                               | 41 |



|   |    |
|---|----|
| 5.4 – Pegada de Carbono .....                                 | 47 |
| 1º Cenário: Emissão direta de gás na atmosfera.....           | 48 |
| 2º Cenário: Emissão parcial de gás na atmosfera .....         | 49 |
| 3º Cenário: Digestão Anaeróbia com Geração de Energia.....    | 50 |
| 4º Cenário: Digestão Anaeróbia com Recuperação de Biogás..... | 51 |
| 5.5 - Viabilidade Técnica.....                                | 53 |
| 5.6 – Viabilidade Econômica.....                              | 54 |
| 5.6.1 – Potencial Energético da Codigestão Anaeróbia:.....    | 54 |
| 5.6.2 - Estimativa aproximada do capital de custo:.....       | 55 |
| 5.6.3 - Período de Recuperação do Investimento:.....          | 56 |
| 6 - Conclusões .....  | 56 |
| 7 - Perspectivas Futuras .....                                | 56 |
| Referências Bibliográficas .....                              | 57 |

## Índice de Figuras:

|   |    |
|---|----|
| Figura 1: Destino final dos resíduos sólidos urbanos em solo nacional em t/dia 4  |    |
| Figura 2: Percentual do esgoto coletado tratado por classe de tamanho da população dos municípios.....                              | 5  |
| Figura 3: Estimativa de emissões antropogênicas globais de metano por fontes .....  | 6  |
| Figura 4: Tratamentos necessários para o biogás de acordo com sua finalidade .....  | 9  |
| Figura 5: Fluxograma do processo de digestão anaeróbia .....  | 11 |
| Figura 6: Biodigestores de primeira geração.....  | 17 |
| Figura 7: Biodigestores de segunda geração.....   | 18 |
| Figura 8: Biodigestores de terceira geração.....  | 19 |
| Figura 9: Fluxograma dos experimentos realizados.....   | 21 |
| Figura 10: Frascos penicilina sem e com inóculo, respectivamente, preenchidos e com seringas acopladas.....                         | 22 |
| Figura 11: Peças do experimento com frascos tipo penicilina.....  | 23 |
| Figura 12: Frascos preenchidos, sem inóculo, e acoplados.....   | 23 |
| Figura 13: Frascos inoculados preenchidos, com inóculo, e acoplados.....  | 23 |
| Figura 14: Ilustração do sistema completo do biodigestor com instrumentação .....   | 26 |
| Figura 15: Passo a passo da montagem dos biodigestores inoculados.....  | 27 |
| Figura 16: Ilustração dos biodigestores e seus respectivos conteúdos.....   | 28 |
| Figura 17: Biodigestores conectados às bolsas de <i>Tedlar</i> e ao computador ...  | 28 |
| Figura 18: Software de Controle e Automação de Biodigestores.....   | 29 |
| Figura 19: Tela de controle do biodigestor .....  | 30 |
| Figura 20: Experimento 1 - Produção média de biogás em frascos não<br>semeados.....   | 32 |
| Figura 21: Experimento 1 - Produção média de biogás em frascos<br>semeados  | 33 |
| Figura 22: Experimento 1 – Cromatograma do biogás gerado nos experimentos<br>sem (A) e com lodo (B) em 10% ST, respectivamente..... | 34 |

|  |    |
|--|----|
| Figura 23: Experimento 2 - Produção média de biogás em frascos não<br>semeados.....  | 35 |
| Figura 24: Experimento 2 - Produção média de biogás em frascos<br>semeados   | 36 |
| Figura 25: Experimento 3 - Produção média de biogás em frascos com misturas<br>de resíduo alimentar e água (sem esgoto).....   | 38 |
| Figura 26: Experimento 3 - Produção média de biogás em frascos com misturas<br>de resíduo alimentar e esgoto.....  | 39 |
| Figura 27: Experimento 3 - Correção de pH em frascos com resíduo alimentar e<br>água (sem esgoto) .....  | 39 |
| Figura 28: Correção de pH em frascos com resíduo alimentar e esgoto .....  | 40 |
| Figura 29: Biodigestores encamisados e conectados à caixa de controle .....  | 42 |
| Figura 30: Produção acumulativa de biogás nos biodigestores com diferentes<br>misturas de resíduo alimentar (10% ST), esgoto e água. B1 (água, resíduo<br>alimentar e lodo), B2 (esgoto, resíduo alimentar e lodo), B3 (esgoto, resíduo<br>alimentar e água) ..... | 43 |
| Figura 31: Evolução temporal da geração de biogás acumulativo, metano<br>acumulativo e % de metano em cada amostra de biogás recolhida ao longo de<br>24 dias de experimento no Biodigestor 1 .....  | 44 |
| Figura 32: Evolução temporal da geração de biogás acumulativo, metano<br>acumulativo e % de metano em cada amostra de biogás recolhida ao longo de<br>24 dias de experimento no Biodigestor 2 .....  | 45 |
| Figura 33: Evolução temporal da geração de biogás acumulativo, metano<br>acumulativo e % de metano em cada amostra de biogás recolhida ao longo de<br>24 dias de experimento no Biodigestor 3 .....  | 45 |
| Figura 34: DQO <sub>T</sub> monitorada ao longo dos dias. B1 (água, resíduo alimentar e<br>lodo), B2 (esgoto, resíduo alimentar e lodo), B3 (esgoto, resíduo alimentar e<br>água) .....  | 46 |
| Figura 35: Gráfico de volumes diário e acumulativo de biogás e metano do<br>artigo de FORSTER-CARNEIRO et al. (2008) .....   | 47 |
| Figura 36: Ilustração de R.U. e biodigestor associado.....   | 53 |

## Índice de Tabelas:

|  |    |
|--|----|
| Tabela 1: Emissões brasileiras de gases do efeito estufa por setor.....  | 7  |
| Tabela 2: Características e composições típicas do biogás.....   | 8  |
| Tabela 3: Necessidade de remoção de H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> e H <sub>2</sub> O do biogás de acordo com sua finalidade..... | 9  |
| Tabela 4: Variação da energia livre de Gibbs ( $\Delta G^{\circ}$ ) das reações nas diferentes fases da digestão anaeróbia .....     | 12 |
| Tabela 5: Caracterização dos resíduos alimentares coletados separadamente para os experimentos 1 a 3 e do biodigestor .....          | 30 |
| Tabela 6: Caracterização do esgoto bruto .....   | 31 |
| Tabela 7: Caracterização do lodo anaeróbio .....   | 31 |
| Tabela 8: Experimento 1 - Sólidos totais e volumes dos componentes da mistura .....  | 32 |
| Tabela 9: Experimento 1 - Caracterização do resíduo sólido e digestato da digestão anaeróbia.....                                    | 34 |
| Tabela 10: Experimento 2 - Sólidos totais e volumes de componentes das misturas ..   | 35 |
| Tabela 11: Experimento 2 - Caracterização do resíduo sólido e digestato da digestão anaeróbia.....                                   | 37 |
| Tabela 12: Experimento 3 - Sólidos totais e volumes dos componentes das misturas   | 38 |
| Tabela 13: Experimento 3 - Caracterização do resíduo sólido e do digestato da digestão anaeróbia.....                                | 41 |
| Tabela 14: Experimento em reatores: Sólidos totais e volumes dos componentes das misturas.....                                       | 42 |
| Tabela 15: Comparação entre condições de operação do projeto atual e artigo retirado da literatura.....                              | 46 |
| Tabela 16: Estimativa energética de digestão anaeróbia .....   | 55 |

## **Lista de Abreviaturas e Siglas**

AD – Anaerobic Digestion (Digestão Anaeróbia)

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CSTR – Continuous flow Stirred-Tank Reactor (Reator Tanque Agitado Contínuo)

DNA – Deoxyribose Nucleic Acid (Ácido Desoxirribonucleico)

E – Eficiência

E.T.E. – Estação de Tratamento de Esgoto

EF – Emission Factor (Fator de Emissão)

EGSB – Expanded Granular Sludge Bed (Reator de Leito Granular Expandido)

GEE – Gás do Efeito Estufa

GHG – Greenhouse Gas

GVces – Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas da Fundação Getúlio Vargas

GWP – Global Warming Potential (Potencial de Efeito Estufa)

HV – Heat Value (Poder Calorífico)

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IEA - International Energy Agency

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MV – Molecular Volume

MW – Molecular Weight (Peso Molecular)

NASA – National Aeronautics and Space Administration

OFMSW – Organic Fraction of Municipal Solid Waste (Fração Orgânica do Resíduo Sólido Municipal)

R.U. – Restaurante Universitário

RNA – Ribose Nucleic Acid (Ácido Ribonucleico)

SISNAMA – Sistema Nacional do Meio Ambiente

SNIS – Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento

SNVS – Sistema Nacional de Vigilância Sanitária no Brasil

ST – Sólidos Totais

SUASA – Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária

TCD – Thermal Conductivity Detector (Detector de Condutividade Térmica)

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)

## **Lista de Símbolos**

1 Tg =  $10^6$  Ton

CH<sub>4</sub> – metano

CO<sub>2</sub> – dióxido de carbono

CT – Carbono Total

DQO<sub>T</sub> – Demanda Química de Oxigênio Total

H<sub>2</sub>S – ácido sulfídrico

N<sub>2</sub>O – óxido nitroso

PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - fosfato

PPM – Partes por milhão

Tg – Teragrama

TgCH<sub>4</sub>/ano – Teragrama de metano por ano

TgCO<sub>2</sub>eq/ano – Teragrama de dióxido de carbono equivalente por ano

NTK – Total Kjeldahl Nitrogen

Ton – Tonelada

## 1 – Introdução

A digestão anaeróbia é um processo através do qual resíduos orgânicos são biologicamente convertidos, por um consórcio microbiano, na ausência de oxigênio (LASTELLA et al., 2002). Além de estabilizar a carga orgânica de resíduos, gera produtos como o biogás, rico em metano, e o digestato, que pode ser usado como condicionador de solos. É historicamente utilizada para a estabilização de lodo gerado no tratamento de esgotos (CECCHI et al., 1991). A literatura sugere que a digestão anaeróbia se trata de uma aplicação viável para o tratamento de qualquer resíduo rico em matéria orgânica (CURRY, N., PILLAY, P., 2012; KAYHANIAN, M., RICH, R., 1995; NISHIO, NAKASHIMASA, 2013).

No Brasil, o resíduo sólido urbano apresenta matéria orgânica como sua fração majoritária, que advém principalmente de restaurantes e resíduo doméstico (MMA, 2011). Apesar das políticas criadas para que todos os municípios dessem uma destinação correta para seus resíduos até 2014, estima-se que cerca de 40% das cidades se adequaram a tais medidas (CARVALHO, 2014).

O uso da digestão anaeróbia para o tratamento da fração orgânica do resíduo sólido municipal, resíduos alimentares e de feiras de horticultores é largamente citado na literatura (FERNANDEZ et al., 2010; KIM, OH, 2011; NISHIO, NAKASHIMASA, 2013; OWAMAH, 2014; SILVA, 2009). Com isso, a digestão anaeróbia se mostra um tipo de tratamento promissor para os resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil.

Porém, resíduos sólidos são geralmente pobres em umidade, cuja importância é crucial para a viabilidade dos micro-organismos atuantes na digestão anaeróbia. Em todos os trabalhos supracitados houve a necessidade de codigestão do resíduo sólido orgânico com outro tipo de resíduo, mais úmido, ou com água destilada (MATA-ALVAREZ et al., 2011).

Historicamente, a poluição dos recursos hídricos e o acesso a fontes de energia representam desafios para a saúde humana, a preservação ambiental e o desenvolvimento econômico para países em desenvolvimento (LANSING et al., 2008). O Brasil também passa, atualmente, por sua maior crise hídrica. Segundo Newton de Lima Azevedo, representante do Brasil no Conselho Mundial da Água, em entrevista à Globonews, as principais causas são a falta de planejamento, má gestão, falta de recursos e a comodidade nacional em usar tecnologias antigas e pouco eficientes. Além disso, estima-se que aproximadamente 40% de toda água tratada no país é desperdiçada na rede de abastecimento devido à falta de manutenção das tubulações (RIBEIRO, R., 2013). Estes valores são expressivos quando comparados a Europa, que perde



menos de 15%, e ao Japão, cuja perda está estimada em cerca de 3% (RIBEIRO, 2013).

De todo o esgoto produzido no Brasil, apenas 50% é captado e, desta proporção, cerca de 69,4% sofre algum tipo de tratamento (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2014). Por seu baixo conteúdo de sólidos, de aproximadamente 0,1% (CAMPOS et al., 1999), tem potencial para ser codigerido com o resíduo alimentar para aumentar sua umidade.

## **2 – Objetivos**

O objetivo deste estudo é avaliar a viabilidade da codigestão anaeróbia mesofílica de uma mistura de resíduo alimentar de um restaurante universitário e esgoto de uma estação de tratamento em reator batelada em escala de bancada de 5,25 litros de volume útil com agitação mecânica, controle de temperatura automático e controle de pH manual.

Primeiro foram realizados experimentos em escala reduzida, em frascos penicilina, com misturas em diferentes proporções de resíduo alimentar e esgoto para avaliação da porcentagem de sólidos totais (% ST) ótima para o processo. Nesta escala, também foi avaliada a necessidade de inóculo do processo, bem como o controle de pH.

Com esta porcentagem selecionada, realizar experimentos em reatores tipo batelada de bancada para obtenção de um melhor aproveitamento do resíduo e maior produção de metano no biogás.

Estudos de pegada de carbono foram realizados para verificação da contribuição do uso de resíduos alimentares no processo estudado na mitigação dos Gases de Efeito Estufa (GEE) por gerar metano de forma controlada, que seria liberado na atmosfera caso fosse disposto em lixões.

Estudos de viabilidade técnica objetivaram a comprovação da aplicabilidade da co-digestão anaeróbia de resíduo alimentar e esgoto gerados em restaurante universitário e a avaliação da redução de geração destes resíduos. Estudos preliminares de viabilidade econômica foram realizados para a avaliação econômica do processo.

## **3 – Revisão Bibliográfica**

### 3.1 – Contexto Ambiental

A matéria orgânica é fração majoritária dos resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil, responsável por aproximadamente 51,4% de sua composição, enquanto somente 31,9% é de material considerado como reciclável (MMA, 2011). Grande parte desta fração advém de resíduos alimentares de restaurantes e domicílios. Estes números são alarmantes quando comparados aos resíduos sólidos gerados em países de alta renda, cuja fração orgânica é de cerca de 28% e a de material reciclável, aproximadamente, 55% (WORLD BANK, 2012).

As explicações para esta discrepância são diversas e abrangem tanto questões socioculturais quanto o consumismo relativamente baixo do nosso país (WORLD BANK, 2012), porém as consequências para este problema não são pequenas. O resíduo orgânico gera odor desagradável, libera gases de efeito estufa e chuva ácida na atmosfera, e um percolado que contamina os lençóis freáticos. A proliferação de bactérias patogênicas na matéria orgânica em decomposição também é uma ameaça à flora, fauna e indivíduos que entram em contato com os lixões desativados e aterros controlados. Isto é um alerta para a necessidade de investimento em pesquisa, gerenciamento e implantação de tecnologias na área de tratamento de resíduos orgânicos gerados em solo nacional (BRASIL, 2010).

Ao se avaliar estes fatores, a principal preocupação se torna a destinação e disposição final destes resíduos sólidos. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Nº 12.302/10) criada pelo Ministério Brasileiro do Meio Ambiente define os seguintes termos (BRASIL, 2010):

- **Destinação final ambientalmente adequada:** reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, SNVS e do Suasa. Dentre estas, a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar impactos ambientais adversos;

- **Disposição final ambientalmente adequada:** distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar impactos ambientais adversos.

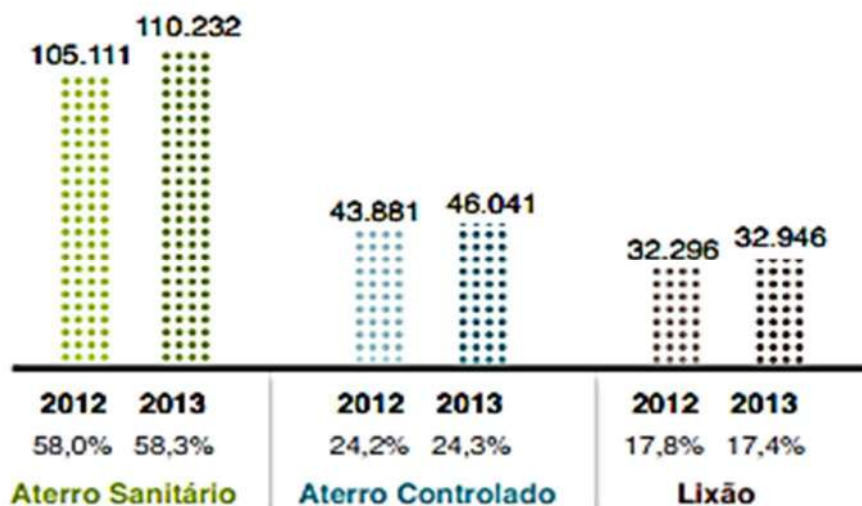
Logo, destinação final se refere ao reaproveitamento ou tratamento de resíduos sólidos, como a reciclagem, compostagem, *landfarming* e incineração, enquanto a disposição final se refere ao fim dado a um rejeito.

Aterros sanitários são considerados a forma de disposição final mais adequada para rejeitos. Porém, devido à proteção dos lençóis freáticos pela

impermeabilização do solo, cobertura da superfície, captação dos percolados gerados e queima dos gases liberados, também estão aptos a receber resíduos sólidos urbanos não perigosos (NAIME, 2012).

Infelizmente, a realidade nacional não é tão simples. O país tem poucos aterros sanitários quando comparado à quantidade de vazadouros a céu aberto e aterros controlados, que se tratam de lixões com uma cobertura de terra. Estes não possuem impermeabilização do solo, logo não há coleta do percolado que pode contaminar rios e lençóis freáticos.

Como apresentado na Figura 1, estima-se que aproximadamente 58,3% de todo o resíduo sólido urbano no Brasil sofreu disposição final adequada em 2013 (ABRELPE, 2013). Aproximadamente 79 milhões de toneladas por dia seguiram para vazadouros a céu aberto ou aterros controlados (ABRELPE, 2013).



**Figura 1:** Destino final dos resíduos sólidos urbanos em solo nacional em t/dia

**Fonte:** ABRELPE, 2013

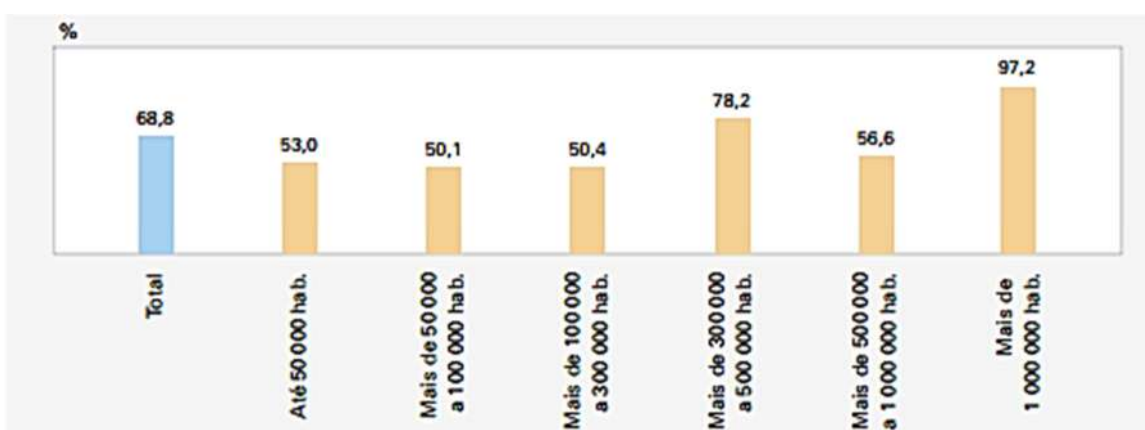
Apesar da Política de Resíduos Sólidos haver determinado a extinção dos lixões até meados de 2014, com previsão de multas de até 50 milhões de reais às prefeituras com lixão a céu aberto, estima-se que 60% das cidades ainda não se encontram adequadas à nova lei (CARVALHO, 2014).

Nossos recursos hídricos fazem parte de outro setor que carece de melhor gerenciamento. Nosso país vive, atualmente, uma das maiores crises hídricas de sua história. Apesar de nosso consumo per capita estar abaixo do de países com menor disponibilidade hídrica, a distribuição nos centros urbanos é insuficiente. Outro fator alarmante é o aquecimento global que, ao aumentar a temperatura das massas de ar, conseqüentemente altera os padrões de circulação atmosférica. Isto altera a frequência das chuvas,

agravando períodos de estiagem em certas regiões do país e reduzindo o tamanho de rios, lagos, reservatórios e lençóis freáticos importantes para a distribuição hídrica (LEITE et al., 2014).

Os serviços de saneamento básico do Brasil também necessitam de aprimoramento. Foi estimado em 2012 que menos de 50% de todo esgoto produzido em solo nacional é efetivamente coletado e, desta percentagem, aproximadamente 69,4% recebe qualquer tipo de tratamento (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2014). Consequentemente há poluição de recursos hídricos importantes e menor oferta de água potável à população.

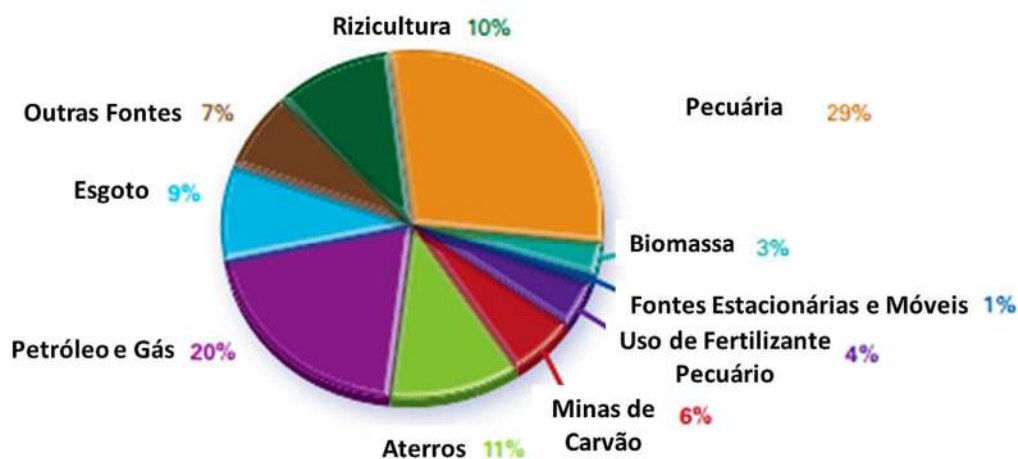
Dados de percentual de esgoto coletado pelas classes de tamanho da população dos municípios estão apresentados na Figura 2.



**Figura 2:** Percentual do esgoto coletado tratado por classe de tamanho da população dos municípios

**Fonte:** IBGE, 2008

Os efeitos da decomposição de resíduos sólidos orgânicos e esgoto não se restringem a apenas solo e água, já que liberam gases como metano e dióxido de carbono que causam consequências graves para o ar e o clima do planeta. Segundo estudos da *Global Methane Initiative*, as emissões antropogênicas de metano estão na faixa dos 70%. Como pode ser observado na Figura 3, a pecuária é responsável por cerca de 29% das emissões antropogênicas de metano, enquanto os aterros e o tratamento de esgotos emitem, respectivamente, 11% e 9%. Tratam-se de números impressionantes e que tendem a crescer com o aumento da população e renda per capita (GLOBAL METHANE, 2011).



**Figura 3:** Estimativa de emissões antropogênicas globais de metano por fontes

**Fonte:** GLOBAL METHANE, 2011

O metano se trata de uma molécula com mais de três átomos, possui momento dipolar e absorve comprimentos de onda na faixa do infravermelho. Dessa forma, possuem um potencial de aquecimento global (GWP) 21 vezes maior que o dióxido de carbono.

A remoção de metano da troposfera ocorre através dos chamados sumidouros, que abrangem três processos. O mais abundante deles é a oxidação do metano por radicais hidroxila ( $\cdot\text{OH}$ ) provenientes, principalmente, da fotólise da água ( $\text{H}_2\text{O}$ ) na troposfera, gerando monóxido e dióxido de carbono, além da formação de ozônio na presença dos óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ). O metano também pode ser transportado para a estratosfera ou capturado pelo solo e corpos d'água, onde é oxidado por micro-organismos (ALVES, VIEIRA, 1998). Estes sumidouros são responsáveis pelo consumo de quase todo o metano liberado na atmosfera (KANAKIDOU et al., 1999).

Tendo como base o território nacional, observa-se na Tabela 1 que a principal fonte de emissão de metano em 2010 era a agropecuária, seguida pelo tratamento de resíduos e o desmatamento de terra e florestas para outros fins.

**Tabela 1:** Emissões brasileiras de gases do efeito estufa por setor

| Setores                  | Gases            | 2005                  | 2010    | Variação  |
|--------------------------|------------------|-----------------------|---------|-----------|
|                          |                  | Tg CO <sub>2</sub> eq |         | 2005–2010 |
| Energia                  | CO <sub>2</sub>  | 313,7                 | 382,7   | 22,0%     |
|                          | CH <sub>4</sub>  | 11,4                  | 12,1    | 6,7%      |
|                          | N <sub>2</sub> O | 3,8                   | 4,5     | 19,5%     |
| Processos Industriais    | CO <sub>2</sub>  | 65,5                  | 74,7    | 14,1%     |
|                          | CH <sub>4</sub>  | 0,2                   | 0,2     | 26,5%     |
|                          | N <sub>2</sub> O | 7,1                   | 0,6     | -91,9%    |
|                          | Outros           | 5,2                   | 6,5     | 25,0%     |
| Agropecuária             | CH <sub>4</sub>  | 268,1                 | 275,8   | 2,9%      |
|                          | N <sub>2</sub> O | 147,6                 | 161,4   | 9,4%      |
| Uso da Terra e Florestas | CO <sub>2</sub>  | 1.103,0               | 256,6   | -76,7%    |
|                          | CH <sub>4</sub>  | 59,0                  | 20,5    | -65,2%    |
|                          | N <sub>2</sub> O | 6,0                   | 2,1     | -65,2%    |
| Tratamento de Resíduos   | CO <sub>2</sub>  | 0,1                   | 0,1     | 19,7%     |
|                          | CH <sub>4</sub>  | 37,4                  | 44,0    | 17,6%     |
|                          | N <sub>2</sub> O | 4,3                   | 4,6     | 6,0%      |
| Total                    |                  | 2.032,3               | 1.246,5 | -38,7%    |

**Fonte:** MCTI, MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO, 2013

### 3.2 – Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um método de tratamento que tem se destacado nos últimos anos. Tem como aplicação mais antiga o tratamento de lodo de esgoto e, atualmente, é considerada uma das opções mais viáveis de reciclagem da fração orgânica dos resíduos sólidos (KHALID et al., 2011).

Durante o processo, diversas populações microbianas decompõem a matéria orgânica na ausência de oxigênio (LASTELLA et al., 2002). Os produtos deste processo são o biogás, composto por uma média de 60% de metano e 40% de dióxido de carbono (MOLINO et al., 2013), e um resíduo orgânico rico em nitrogênio que, dependendo da qualidade, pode ser usado diretamente como fertilizante (LANSING et al., 2008).

A digestão anaeróbia já é uma tecnologia bem estabelecida na Europa e Ásia, sendo responsável pelo tratamento de 10% dos resíduos orgânicos de diversos países europeus (DE BAERE, 2000). O combustível gerado através deste tipo de digestão é considerado mais limpo do que o de origem fóssil, o que contribui para a maior independência da região deste tipo de fonte de energia (JINGURA, MATENGAIFA, 2009).

Este processo não é tão utilizado quanto o processo aeróbio devido ao maior tempo necessário para que atinja a estabilização (FERNANDEZ et al., 2010) e baixa eficiência de remoção de compostos orgânicos. A estrutura lignocelulósica dos materiais a serem decompostos está relacionada à taxa de

biodegradação do rejeito sólido orgânico, já que estas substâncias se mostram menos biodisponíveis para os micro-organismos (NISHIO, NAKASHIMASA, 2013).

Outra desvantagem é que o processo pode se tornar instável quando operado sob certas condições. Isto pode ser causado pela acumulação de compostos intermediários tóxicos e muitos meses podem ser necessários para recuperar a eficiência do reator (STEYER et al., 2002). A melhor forma de se controlar o processo é monitorando as suas variáveis chaves, como pH e temperatura do reator.

Dentre suas vantagens, destacam-se o baixo requerimento energético para a operação, a não necessidade de aeração e menor produção de biomassa, o que reduz o volume de resíduo gerado pelo tratamento (ANGENENT et al., 2004). Os processos anaeróbios possuem elevada tolerância a altas cargas orgânicas e a biomassa pode ser preservada dentro do biodigestor sem alimentação por vários meses. Além disso, o metano gerado é coletado como gás combustível ao invés de ser lançado para a atmosfera. Posteriormente, pode ser queimado, gerando energia e convertendo-se em dióxido de carbono (AUGENBRAUN et al., 1997).

### 3.3 – Biogás

O processo de digestão anaeróbia teve um crescimento expressivo com a primeira crise energética de 1973 e os estudos realizados deixaram de focar apenas no tratamento da matéria orgânica para abranger, também, a geração de biogás de melhor qualidade e poder calorífico, podendo atingir  $9000 \text{ kcal.m}^{-3}$  (MATA-ALVARES et al., 2000).

A Tabela 2 apresenta as características e composições típicas de um biogás produzido a partir da matéria orgânica de resíduos agropecuários em reatores anaeróbios.

**Tabela 2:** Características e composições típicas do biogás

| Parâmetro                                      | Biogás - digestão anaeróbica <sup>2</sup> |
|--|---|
| Poder calorífico inferior ( $\text{MJ/Nm}^3$ ) | 23  |
| Metano (%vol)                                  | 53-70                                     |
| Dióxido de carbono (%vol)                      | 30-47                                     |
| Nitrogênio (%vol)                              | -   |
| Ácido sulfídrico (ppm)                         | <1000                                     |
| Amônia (ppm)                                   | <100                                      |

<sup>2</sup> Produzido a partir da matéria orgânica de resíduos agropecuários em reatores anaeróbios.

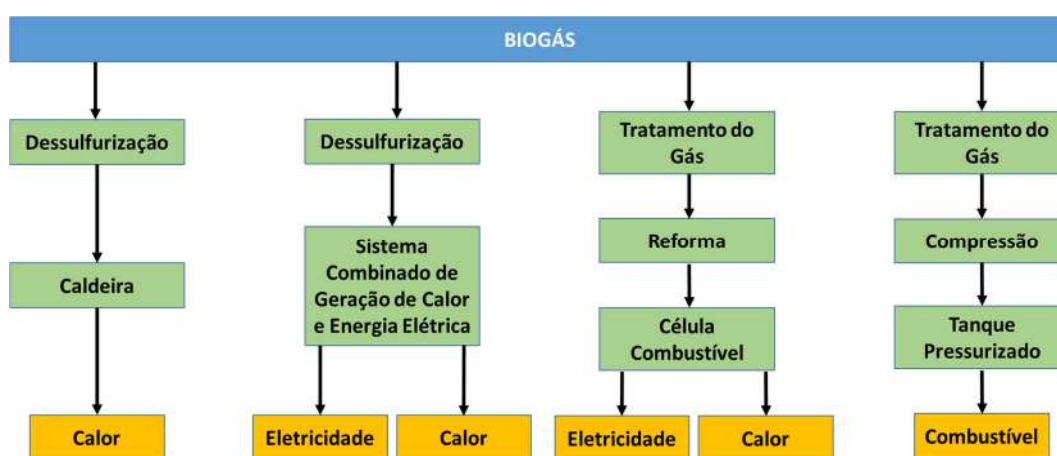
**Fonte:** ZANETTE, 2009

A Tabela 3 indica a necessidade de remoção de impurezas do biogás de acordo com a aplicação desejada. Altas concentrações de CH<sub>4</sub> estão relacionadas ao maior poder calorífico, enquanto baixas concentrações de impurezas, como vapor d'água e ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), permitem uma destinação mais nobre ao gás. A Figura 4, que explicita os tratamentos necessários para o biogás de acordo com sua finalidade, indica que para a queima do biogás em caldeiras são necessários menos tratamentos, geralmente mais simples e baratos, enquanto o uso como combustível veicular e injeção na rede de gás natural exige um gás de maior pureza e tratamentos mais caros (IEA, 2013).

**Tabela 3:** Necessidade de remoção de H<sub>2</sub>S, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O do biogás de acordo com sua finalidade

| Aplicação            | H <sub>2</sub> S | CO <sub>2</sub> | H <sub>2</sub> O     |
|----------------------|------------------|-----------------|----------------------|
| Caldeiras            | <1000 ppm        | Não             | Não                  |
| Fogões               | Sim              | Não             | Não                  |
| Co-geração           | <1000 ppm        | Não             | Condensação do vapor |
| Combustível veicular | Sim              | Recomendável    | Sim                  |
| Rede de gás natural  | Sim              | Sim             | Sim                  |

Fonte: ZANETTE, 2009



**Figura 4:** Tratamentos necessários para o biogás de acordo com sua finalidade

Alterado de: IEA, 2013

### 3.4 – Digestato

Além do biogás, a digestão anaeróbia produz um digestato rico em nutrientes que, dependendo de suas características, pode ser usado como fertilizante ou corretivo de solo. Aplicá-lo ao solo se mostra uma opção mais atrativa em termos ambientais, pois permite que os nutrientes sejam



recuperados e reduz a perda de matéria orgânica sofrida por solos sob exploração agrícola (MATA-ALVAREZ et al., 2011).

Corretivos são capazes de neutralizar a acidez dos solos. Sua qualidade depende da natureza química dos constituintes, poder de neutralização, teor de cálcio e magnésio, solubilidade, granulometria e reatividade (ALCARDE, 2005).

Os fertilizantes são empregados com o propósito de suprir as necessidades nutricionais das plantas, que se mostram insuficientes no solo. Os fertilizantes são classificados como minerais quando constituídos por compostos inorgânicos, orgânicos quando constituídos por compostos orgânicos de origem animal ou vegetal, e mistos quando se tratarem de uma mistura de fertilizante mineral e orgânico. Do ponto de vista econômico, os fertilizantes minerais apresentam grande vantagem pela alta concentração de nutrientes, reduzindo custos com armazenamento, transporte e aplicação ao solo (SOUZA, 2012).

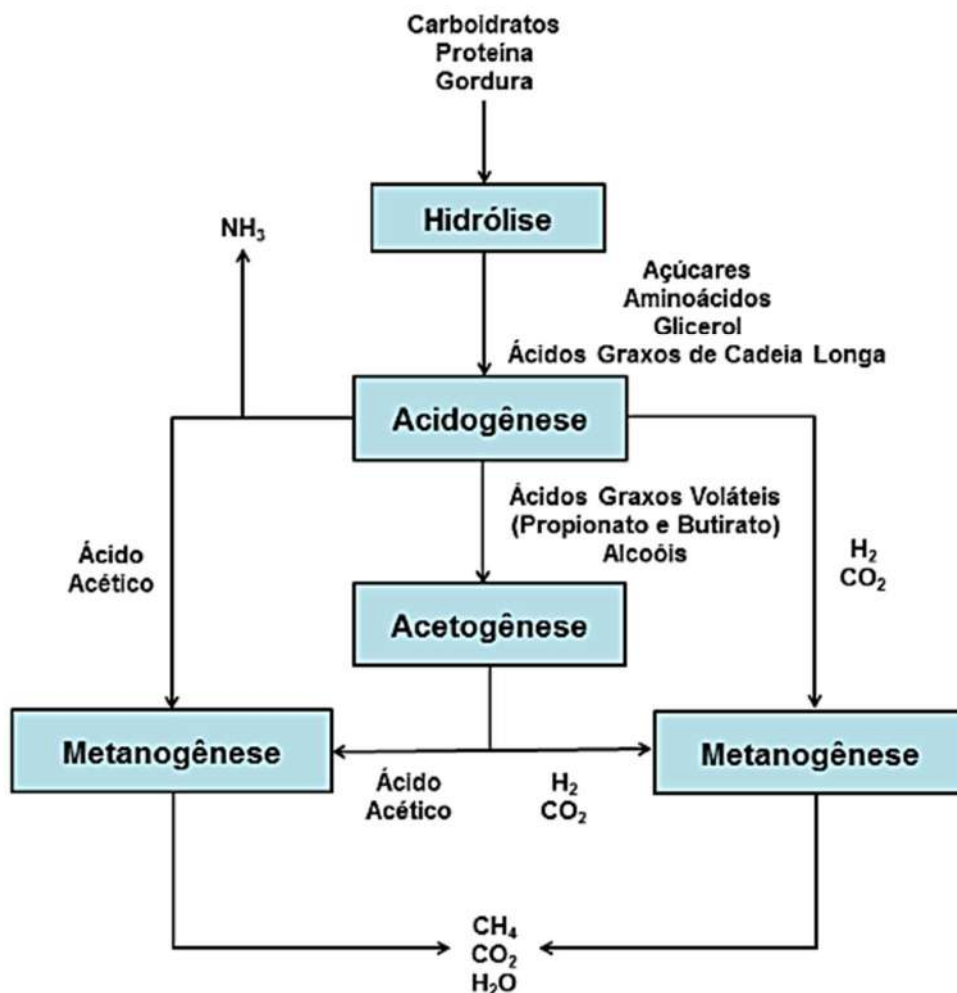
A qualidade do fertilizante está ligada a características físicas, químicas ou físico-químicas: sua distribuição granulométrica, estado físico, fluidez, densidade, consistência, número de nutrientes e sua forma química, teor de nutrientes, presença de compostos indesejáveis, solubilidade, higroscopicidade, empedramento e índice salino (RODELLA, ALCARDE, 2000). A presença de metais pesados tem adquirido maior importância nos últimos anos, já que além de exercerem efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, afetam os processos bioquímicos do solo e podem ser carregados pelas chuvas aos lençóis freáticos, contaminando recursos hídricos importantes à biota (TSUTIYA, 1999).

Diversos estudos mostram que o digestato gerado de uma digestão ou codigestão anaeróbia bem sucedida pode apresentar características superiores a fertilizantes de ótima qualidade devido à menor demanda química de oxigênio, baixa concentração de metais pesados e maior biodisponibilidade de macro-nutrientes, como nitrogênio e fósforo (OWAMAH, 2014; ROMERO et al., 2013; UGOJI, 1997).

Com isto, a digestão anaeróbia é muito bem sucedida no setor rural. Torna-se uma alternativa viável como fonte de energia renovável, tendo em vista que o estrume advindo da agropecuária pode ser usado como matéria prima e foi identificado como grande fonte poluidora. Tradicionalmente, estrume é destinado diretamente ou após compostagem para a correção do solo na indústria agrícola (GEBREZGABHER et al., 2010). Devido à degradação do ar, solo e fontes hídricas resultantes desta prática, novas legislações para a proteção do solo foram promulgadas em diversos países para controlar a aplicação de fertilizantes orgânicos de origem pecuária no solo (VAN HORN et al., 1994).

### 3.5 – Fases da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia clássica abrange quatro fases, como apresentado na Figura 5, que ocorrem de maneira concomitante e dependem de populações microbianas distintas.



**Figura 5:** Fluxograma do processo de digestão anaeróbia

**Alterado de:** YEBO et al., 2011

Durante a Hidrólise, macromoléculas orgânicas como carboidratos, proteínas e lipídeos, são despolimerizados por enzimas extracelulares. A literatura sugere que a hidrólise de substâncias orgânicas complexas a compostos solúveis se trata de um fator limitante para a degradação de rejeitos com alto teor de sólidos (PARK et al., 2005).

Conseqüentemente, muitos pré-tratamentos físicos, químicos e enzimáticos são requeridos para aumentar a solubilidade do resíduo e acelerar a taxa de biodegradação dos sólidos orgânicos (BAYR et al., 2013; CHARLES et al., 2009). Porém, este nem sempre é o caso. Quando o rejeito é submetido a pré-tratamentos muito rigorosos, podem ser gerados compostos solúveis recalcitrantes ou intermediários inibitórios que afetam a população microbiana, reduzindo a taxa de produção de metano (KIM et al., 2013; LI, JIN, 2015).

Na etapa subsequente de Acidogênese, também chamada de Fermentação, os açúcares, aminoácidos, glicerol e ácidos graxos de cadeia longa são degradados, produzindo ácido acético, ácidos graxos voláteis (principalmente propionato e butirato), alcoóis, amônia, hidrogênio e dióxido de carbono (LASTELLA et al., 2002).

Na fase de Acetogênese, outro consórcio bacteriano é responsável por consumir os ácidos graxos voláteis, gerando ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono. Dois grupos de archaeas são responsáveis pela fase Metanogênica: as Hidrogenotróficas, que são autotróficas e consomem hidrogênio e dióxido de carbono para gerar metano e vapor d'água; e as Acetotróficas, heterotróficas responsáveis pela quebra do ácido acético em metano e dióxido de carbono (LASTELLA et al., 2002).

Como pode ser observado na Tabela 4, há reações acetogênicas termodinamicamente desfavoráveis em condições padrão, mas que ocorrem naturalmente em processos anaeróbios. Estas reações só se tornam possíveis caso seus produtos sejam mantidos em baixa concentração, o que ocorre graças à simbiose entre micro-organismos acetogênicos e metanogênicos. As archaeas hidrogenotróficas e acetotróficas consomem o dióxido de carbono, hidrogênio e acetato produzidos pelas bactérias acetogênicas, mantendo-os em baixas concentrações no meio e permitindo que as reações endergônicas ocorram (NISHIO, NAKASHIMASA, 2013).

**Tabela 4:** Variação da energia livre de Gibbs ( $\Delta G^\circ$ ) das reações nas diferentes fases da digestão anaeróbia

| Fase               | Substratos                                  | Produtos  | $\Delta G^\circ$ (kJ) |
|--------------------|---|---|-----------------------|
| Acidogênese        | $C_6H_{12}O_6 + 4 H_2O \rightarrow$         | $2 CH_3COO^- + 2 HCO_3^- + 4 H^+ + 4 H_2$                       | -207                  |
|                    | $C_6H_{12}O_6 + 2 H_2O \rightarrow$         | $CH_3(CH_2)_2COO^- + 2 HCO_3^- + 3 H^+ + 2 H_2$                 | -135                  |
|                    | $3 C_6H_{12}O_6 \rightarrow$                | $4 CH_3CH_2COO^- + 2 CH_3COO^- + 2 CO_2 + 2 H_2O + 2 H^+ + H_2$ | -922                  |
| Acetogênese        | $CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow$             | $CH_3COO^- + H^+ + 2 H_2$                                       | +10                   |
|                    | $CH_3CH_2COO^- + 3 H_2O \rightarrow$        | $CH_3COO^- + H^+ + 3 H_2 + HCO_3^-$                             | +76                   |
|                    | $CH_3(CH_2)_2COO^- + 2 H_2O \rightarrow$    | $2 CH_3COO^- + H^+ + 2 H_2$                                     | +48                   |
|                    | $2 HCO_3^- + 4 H_2 + H^+ \rightarrow$       | $CH_3COO^- + 4 H_2O$  | -105                  |
| Metanogênese       | $CO_2 + 4 H_2 \rightarrow$                  | $CH_4 + 2 H_2O$   | -130                  |
|                    | $4 HCOO^- + 4 H^+ \rightarrow$              | $CH_4 + 3 CO_2 + 2 H_2O$  | -120                  |
|                    | $4 CO + 2 H_2O \rightarrow$                 | $CH_4 + 3 CO_2$   | -186                  |
|                    | $CH_3COO^- + H^+ \rightarrow$               | $CH_4 + CO_2$   | -33                   |
|                    | $4 CH_3OH \rightarrow$                      | $3 CH_4 + CO_2 + 2 H_2O$  | -309                  |
|                    | $4 (CH_3)_3NH^+ + 6 H_2O \rightarrow$       | $9 CH_4 + 3 CO_2 + 4 NH_4^+$                                    | -666                  |
| Desnitrificação    | $12 NO_3^- + C_6H_{12}O_6 \rightarrow$      | $12 NO_2^- + 6 CO_2 + 6 H_2O$                                   | -1'946                |
|                    | $8 NO_2^- + C_6H_{12}O_6 \rightarrow$       | $4 N_2O + 6 CO_2 + 6 H_2O$                                      | -632                  |
|                    | $12 N_2O + C_6H_{12}O_6 \rightarrow$        | $12 N_2 + 6 CO_2 + 6 H_2O$                                      | -134                  |
| Redução de Sulfato | $4 H_2 + SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow$       | $4 H_2O + HS^-$   | -152                  |
|                    | $CH_3COO^- + SO_4^{2-} \rightarrow$         | $2 HCO_3^- + HS^-$  | -48                   |
|                    | $4 CH_3CH_2COO^- + 3 SO_4^{2-} \rightarrow$ | $4 CH_3COO^- + 4 HCO_3^- + H^+$                                 | -151                  |

Alterado de: SILVA, 2009

Porém, as archaeas metanogênicas são muito sensíveis quando comparadas às demais populações bacterianas envolvidas na digestão anaeróbia. O pH ideal para a manutenção da atividade destas archaeas varia de 6,5 a 8,2, enquanto para as bactérias atuantes nas fases de hidrólise e acidogênese é de 5,5 a 6,5. No caso da digestão anaeróbia proceder em apenas um reator, opta-se por manter o ambiente ótimo para as archaeas, mas a literatura sugere um crescimento na utilização de dois biodigestores em série. O primeiro mantém um pH ácido para otimizar as primeiras duas fases da digestão anaeróbia e seu digestato, que se encontra em uma forma mais biodisponível, alimenta o segundo biodigestor, que mantém um pH levemente básico para favorecer a acetogênese e metanogênese (KIM et al., 2003).

Caso o meio seja inibitório para as archaeas metanogênicas, seja pelo pH ácido ou alta concentração de componentes tóxicos no meio, bactérias redutoras de sulfato podem se estabelecer e consumir os substratos da fase metanogênica (ECKE, LAGERKVIST, 2000). Com isso, há geração de ácido sulfídrico, que reduz a qualidade do biogás e seu valor comercial.

Este processo também é sensível a concentrações acima de 150 mg.L<sup>-1</sup> de amônia livre, resultante da degradação anaeróbia de componentes ricos em proteína (FOUNTOULAKIS et al., 2008). A literatura sugere que isto se deve, em parte, à redução da atividade específica de archaeas metanogênicas com o aumento da concentração de amônia (CHEN et al., 2008). É importante destacar que nem todos os componentes do resíduo a ser tratado estão biodisponíveis. Há metais e componentes orgânicos recalcitrantes que ficarão concentrados no resíduo, podendo se tornar tóxicos.

### **3.6 – Variáveis Chave do Processo**

Os processos de digestão anaeróbia são classificados pelos parâmetros operacionais críticos, como continuidade, conteúdo sólido, temperatura de operação, número de resíduos utilizados e configuração do reator, que será abordada mais a frente (YEBO et al., 2011).

O reator pode operar em batelada ou de forma contínua e ter conteúdo seco ou úmido. A digestão anaeróbia com conteúdo seco, de 30 a 20% ST, gera um digestato pelletizado de mais fácil manuseio e que apresenta vantagens como fertilizante, por liberar seus nutrientes de forma mais lenta sob o solo. Porém, sua transferência de massa é menor, o que resulta em um tempo de retenção três vezes maior no biodigestor e pode aumentar o gasto energético pelo aquecimento e agitação do reator (YEBO et al., 2011).

A temperatura de operação é de grande importância para o controle do processo e, conseqüentemente, a qualidade do biogás e do digestato formado. A digestão anaeróbia que procede em temperaturas abaixo de 25°C, típica de pântanos, é chamada psicofílica, enquanto que em temperaturas acima de 45°C é chamada termofílica, geralmente em ecossistemas aquecidos geotermicamente. O termo mesofílico é usado para temperaturas

intermediárias e é encontrado no sistema digestivo de animais ruminantes e cupins (KHALID et al., 2011.).

A digestão anaeróbia em temperaturas mesofílicas e termofílicas é mais facilmente encontrada na literatura. Em temperaturas abaixo de 30°C, os microorganismos apresentam menor velocidade de crescimento, enquanto em temperaturas acima de 65°C, grande parte das enzimas da biota presente se desnaturam e impossibilitam a geração de metano. Foi relatado que o rendimento de metano não varia entre 30 e 65°C, porém é sabido que temperaturas mais altas dentro deste intervalo levam a tempos de retenção menores (KHALID et al., 2011).

O processo termofílico exige atenção, já que pode ocasionar descontrole no processo. Ao se operar um reator com temperaturas elevadas, a população microbiana tem seu metabolismo acelerado, resultando no aumento da velocidade das fases de hidrólise e acidogênese. Com isso, as bactérias acetogênicas não são capazes de assimilar todo o ácido gerado, que se acumula no meio. Isto resulta em uma redução drástica do pH e a morte de bactérias mais frágeis e archaeas metanogênicas. Com isto, deixa-se de produzir metano e toda a digestão anaeróbia eventualmente entra em colapso, extinguindo também o tratamento do resíduo e deteriorando a qualidade do digestato formado. Para reverter este problema, basta a implementação de um bom sistema de controle de pH no biodigestor (SUN et al., 2012).

### **3.7 – Requerimentos Nutricionais**

Archaeas metanogênicas apresentam requerimento nutricional específico e bastante estudado para seu crescimento robusto. A deficiência de um de seus nutrientes minerais essenciais pode levar a uma bioconversão instável ou incompleta e, em último caso, na falha da biodigestão (YEBO et al., 2011).

Para o bom funcionamento do metabolismo das archaeas e um processo de digestão anaeróbia estável, os nutrientes precisam se encontrar nas razões e concentrações corretas (KAYHANIAN, RICH, 1995).

O carbono é um bloco de construção biológico de grande importância para a célula bacteriana. Como resíduos orgânicos são muito ricos em carbono, raramente este se mostra um nutriente limitante. Os requerimentos nutricionais acerca do carbono giram em torno de suas razões com outros macro-nutrientes, como nitrogênio e fósforo (TAKASHIMA, SPEECE, 1990).

É possível associar carbono com a demanda química de oxigênio total (DQO<sub>T</sub>). DQO<sub>T</sub> se trata de um parâmetro indispensável e de rápida realização em estudos de caracterização de esgotos e outros resíduos líquidos. É a quantidade de oxigênio necessário para oxidação da matéria orgânica de uma amostra por intermédio de um agente químico, geralmente dicromato de potássio. Cada grama de DQO<sub>T</sub> removida equivale a 0,375 gramas de carbono (SAWYER et al., 2003).

O nitrogênio é de suma importância para a manutenção e proliferação microbiana, sendo imprescindível na síntese de proteínas, RNA e DNA

(TAKASHIMA, SPEECE, 1990). Neste trabalho, analisou-se o Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK), que é composto por nitrogênio orgânico, amônia e amônio.

O fósforo também é necessário, principalmente para a síntese de ácidos nucleicos, porém em quantidade muito menor quando comparado ao requerimento de nitrogênio e carbono. Já o potássio aumenta a permeabilidade da parede celular, auxiliando no transporte celular de nutrientes e no balanço catiônico (WANG, 1984).

O requerimento de enxofre é uma questão complexa para a digestão anaeróbia, já que além de se tratar de um nutriente importante para os micro-organismos das quatro fases, em caso de descontrole do processo pode ser consumido por bactérias redutoras de sulfato, gerando ácido sulfídrico e reduzindo o valor do biogás. Também pode ser inibidor em concentrações acima de 200 mg.L<sup>-1</sup>. As archaeas só consomem formas reduzidas de enxofre, como o sulfito, que é importante para o funcionamento de enzimas específicas (KAYHANIAN, RICH, 1995).

Outros minerais, como potássio, cobre, cobalto e ferro, são citados na literatura como nutrientes geralmente encontrados em archaeas, porém seu acréscimo ao meio nem sempre aumenta a produção de biogás ou auxilia na estabilidade do processo (KAYHANIAN, RICH, 1995).

Razões mais citadas na literatura são C:N e DQO:N:P. A razão ótima de carbono total para nitrogênio total varia de 20/1 a 30/1 (YEBO et al., 2011) e razões menores revelam um meio muito rico em proteínas ou outros compostos ricos em nitrogênio, que poderiam levar a uma elevada geração de amônia e inibir as archaeas metanogênicas. Razões maiores revelam um meio pobre em nitrogênio e que necessita de suplementação para o bom funcionamento dos micro-organismos. Razões DQO:N:P citadas podem variar de acordo com o autor, mas a mais aceita para digestão anaeróbia é a de 350:5:1 (VON SPERLING, 1996).

### **3.8 – Tipos de Resíduos**

Resíduos das mais variadas fontes podem sofrer digestão anaeróbia. Foi convencionalizado que a digestão anaeróbia de apenas uma espécie de resíduo, ou mono-digestão, apresenta desvantagens devido às propriedades dos seus componentes.

A literatura sugere que fertilizantes de origem agropecuária apresentam altas concentrações de nitrogênio, o que inibe as archaeas metanogênicas e pode gerar colapso do processo de digestão. O uso da fração orgânica dos resíduos sólidos como matéria prima geralmente causa inibição da população bacteriana por estarem impregnados por metais pesados, enquanto o uso de biomassa se mostra um desafio pela baixa concentração de nitrogênio disponível, que se trata de um nutriente importante para o funcionamento do organismo microbiano.

Resíduos de abatedouro são conhecidos por serem ricos em nitrogênio e gordura, que em grandes quantidades pode impermeabilizar as membranas bacterianas e impedir a passagem de nutrientes para o interior da célula e a excreção de enzimas extracelulares, causando a morte do micro-organismo (KHALID et al., 2011).

Uma solução simples encontrada foi a de misturar dois ou mais resíduos para melhorar o equilíbrio entre macro e micro-nutrientes, corrigir a umidade e/ou diluir compostos inibitórios ou tóxicos (MATA-ALVAREZ et al., 2011). Este procedimento é chamado de codigestão e o número de publicações que abordam este tópico cresceu drasticamente nos últimos anos, sendo considerado o de maior relevância dentro das pesquisas de digestão anaeróbia da atualidade. A codigestão de dois resíduos misturados tem o potencial de superar a soma da mono-digestão dos dois separados na geração de metano sem afetar a qualidade do digestato, o que aumenta a viabilidade econômica do processo (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Para que haja maior rendimento na produção de metano, o resíduo da digestão anaeróbia deve apresentar umidade entre 80 e 99%, já que esta influencia diretamente na transferência de massa e oferta de nutrientes para os micro-organismos (KIM, OH, 2011). Com isso, muitos artigos que relatam a digestão anaeróbia de resíduos mais secos, como resíduos urbanos de feiras e alimentares, fazem diluição dos mesmos em água, ou fazem uma codigestão com outro resíduo de maior umidade (KIM, OH, 2011; LIU et al., 2012; ZUPANCIC et al., 2008).

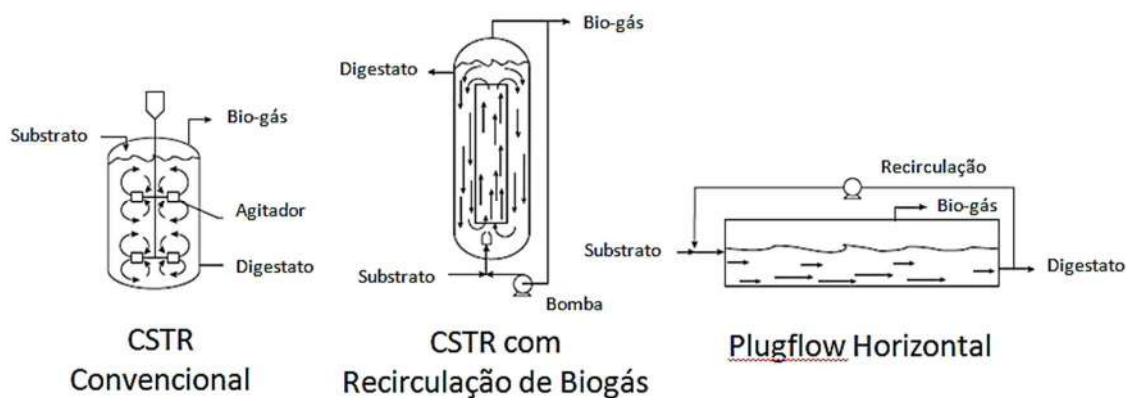
Outra prática que pode aumentar o rendimento de metano do biogás é a semeadura do biodigestor. Este procedimento é feito empregando-se lodo anaeróbio advindo de um biodigestor em plena atividade como inóculo do meio do reator, semeando o processo com bactérias e archaeas importantes para uma digestão anaeróbia bem equilibrada (KIM, OH, 2011).

### **3.9 – Biodigestores Anaeróbios**

Os reatores onde ocorre a digestão anaeróbia, também chamados de biodigestores, devem ser completamente herméticos, já que concentrações acima de  $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$  de oxigênio geram um ambiente de alta toxicidade para as bactérias e archaeas estritamente anaeróbias. Os biodigestores podem ser classificados de diversas formas, sendo a mais usual a de separá-los pela forma de imobilização dos micro-organismos presentes.

Nos reatores de primeira geração, apresentados na Figura 6, a população bacteriana se encontra em suspensão e são mais utilizados em função de seu baixo custo e simplicidade de operação. Dentre eles estão: o Reator em Batelada, um tanque com agitação mecânica que não admite entrada ou saída de reagentes ou produtos durante o processo; o Reator Tanque Agitado Contínuo (CSTR) convencional, com agitação e recolhimento contínuo de todo o biogás gerado; o CSTR com recirculação de biogás, que dispensa o uso de agitação já que parte do biogás gerado é re-injetado na parte inferior do reator e as bolhas formadas proporcionam turbulência, que

promove a transferência de massa necessária; e o *plugflow* horizontal, ou reator de fluxo pistonado horizontal, no qual parte do digestato gerado é misturado ao resíduo e bombeado de volta ao biodigestor para o aumento da eficiência do processo (NISHIO, NAKASHIMASA, 2013).



**Figura 6:** Biodigestores de primeira geração

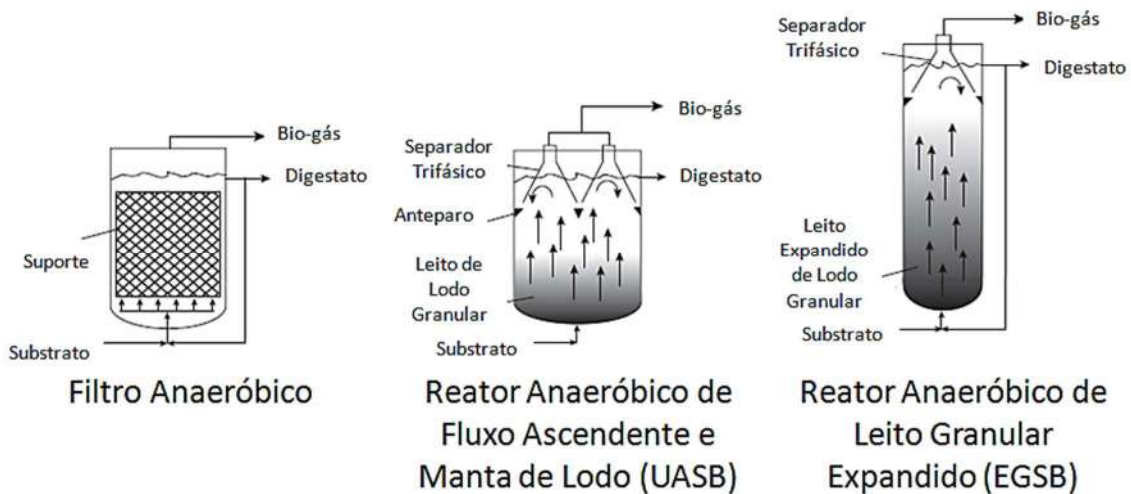
**Alterado de:** NISHIO, NAKASHIMASA, 2013

A Figura 7 apresenta reatores de segunda geração, cujos micro-organismos se apresentam suportados ou sedimentados. O reator do tipo filtro anaeróbio contém micro-organismos suportados em um leito de britas que convertem resíduo em digestato, gerando biogás. Parte do digestato é recirculado para aumentar a eficiência do processo (NISHIO, NAKASHIMASA, 2013).

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, ou UASB, se baseia na capacidade de agregação das bactérias e archaeas anaeróbias. O resíduo entra pela parte inferior do reator, sendo consumido por micro-organismos agregados em um leito de lodo granular. Durante o processo, bolhas de biogás são geradas e sobem até a superfície pela diferença de densidade, perturbando o leito e permitindo que parte dos grânulos seja carregada à superfície. Os anteparos, ou defletores de gases, agem guiando os gases até o separador trifásico e atuam na separação sólido-líquido na lateral do reator, provocando turbulência no fluxo ascendente da mistura e permitindo que os micro-organismos desçam para o leito de lodo granular. Já o separador trifásico se incumbem de separar grânulos microbianos, digestato líquido, que é recolhido pela lateral superior do biodigestor, e biogás gerado, coletado no topo. Este tipo de reator vem ganhando aceitação por combinar uma boa eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos com a baixa necessidade de terreno, operação simples e baixos custos de construção, operação e manutenção (NISHIO, NAKASHIMASA, 2013).

O reator de leito granular expandido, ou EGSB, se assemelha ao reator UASB, porém é maior em comprimento e com uma alta taxa de reciclo para aumentar a velocidade do fluxo ascendente. Com isso, há aumento do contato entre grânulos e o resíduo, permitindo o tratamento de resíduos de alta carga, superior a 30 kg/m<sup>3</sup>.d (LIM, 2009).





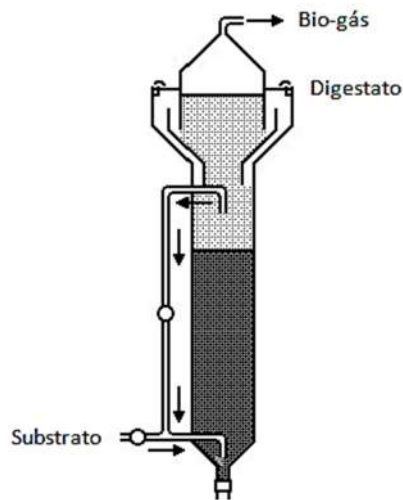
**Figura 7:** Biodigestores de segunda geração

**Alterado de:** NISHIO, NAKASHIMASA, 2013

A Figura 8 ilustra os biodigestores de terceira geração, nos quais os micro-organismos encontram-se aderidos a um suporte que pode ser expandido ou fluidizado. Os reatores anaeróbios de leito expandido e de leito fluidizado são muito similares estruturalmente e no modo de funcionamento. O resíduo é injetado na parte inferior do reator e passa por um leito suportado de lodo. O biogás gerado sai pelo topo, e o digestato por pequenas saídas laterais superiores. Há uma taxa de reciclo alta e regulável para a manipulação da velocidade do fluxo ascendente (REATORES – CETESB).

A diferença entre os dois reatores se encontra no estado do leito inerte de areia, cascalho ou plástico durante o processo. Para partículas de forma e tamanho uniforme, a relação entre queda de pressão e velocidade do fluxo ascendente é praticamente linear até que se atinja a velocidade de mínima fluidização. A partir deste ponto, o aumento de velocidade não altera a queda de pressão e o leito passa a ser chamado de fluidizado. Reatores de leito expandido são mecanicamente mais fáceis de operar e suas partículas costumam ter diâmetro maior, enquanto os de leito fluidizado são conhecidos pela maior eficiência na remoção de altas cargas orgânicas (WEBER, 2006).

Autores divergem quanto às diferenças entre estes dois reatores. KUNII & LEVENSPIEL (1969) afirmam que velocidades acima da velocidade de mínima fluidização já permitem considerar o leito como fluidizado, e velocidades abaixo desta promovem um leito expandido. Já autores como JEWELL et al. (1982) discordam, se baseando apenas na altura do leito para definir se este se encontra expandido ou não durante o processo. Alturas de leito durante a operação do reator de 10 a 25% superiores à altura do leito em repouso caracteriza o reator como leito expandido, enquanto em leitos fluidizados, a expansão é da ordem de 80 a 100%.



Reator Anaeróbico de  
Leito Expandido e  
Leito Fluidizado

**Figura 8:** Biodigestores de terceira geração

**Alterado de:** REATORES – CETESB

## 4 - Materiais e Métodos

### 4.1 – Coleta e caracterização de resíduo alimentar, esgoto e lodo

Foram realizadas quatro coletas de resíduo alimentar, de forma aleatória, em um Restaurante Universitário do Campus do Fundão da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), sendo triturados e liquefeitos com o uso de um processador de alimentos em conjunto com um liquidificador. Nestes resíduos, foram realizadas análises de Demanda Química de Oxigênio Total (DQO<sub>T</sub>) e pH foram realizados de acordo com a metodologia APHA (2005). Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) e Fosfato Total (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) foram medidos com o uso do método e kit HACH, enquanto a Umidade era medida em balança analisadora de umidade por infravermelho.

Por se tratar de um resíduo sólido, para que a análise de DQO<sub>T</sub> fosse realizada de acordo com a metodologia desejada, foi necessário realizar uma diluição de aproximadamente 0,5 gramas de resíduo em 200mL de água destilada. A concentração obtida foi corrigida para gerar um resultado de concentração em mg/g p.u. (grama de peso úmido).

O esgoto bruto foi coletado em uma estação de tratamento de esgotos da cidade do Rio de Janeiro após a etapa de desarenação do tratamento preliminar. Este foi caracterizado em termos de DQO<sub>T</sub>, Nitrogênio Amônia (N-NH<sub>3</sub>), Óleos e Graxas (O&G) e pH.

O lodo anaeróbio empregado como inóculo nos experimentos foi coletado de um reator UASB em operação em uma indústria local, sendo caracterizado por Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).

Os experimentos de caracterização de esgoto e lodo foram realizados de acordo com a metodologia APHA (2005).

Os resíduos, assim que coletados, eram selados em frascos e armazenados em 4°C até a data do experimento para evitar degradação prévia.

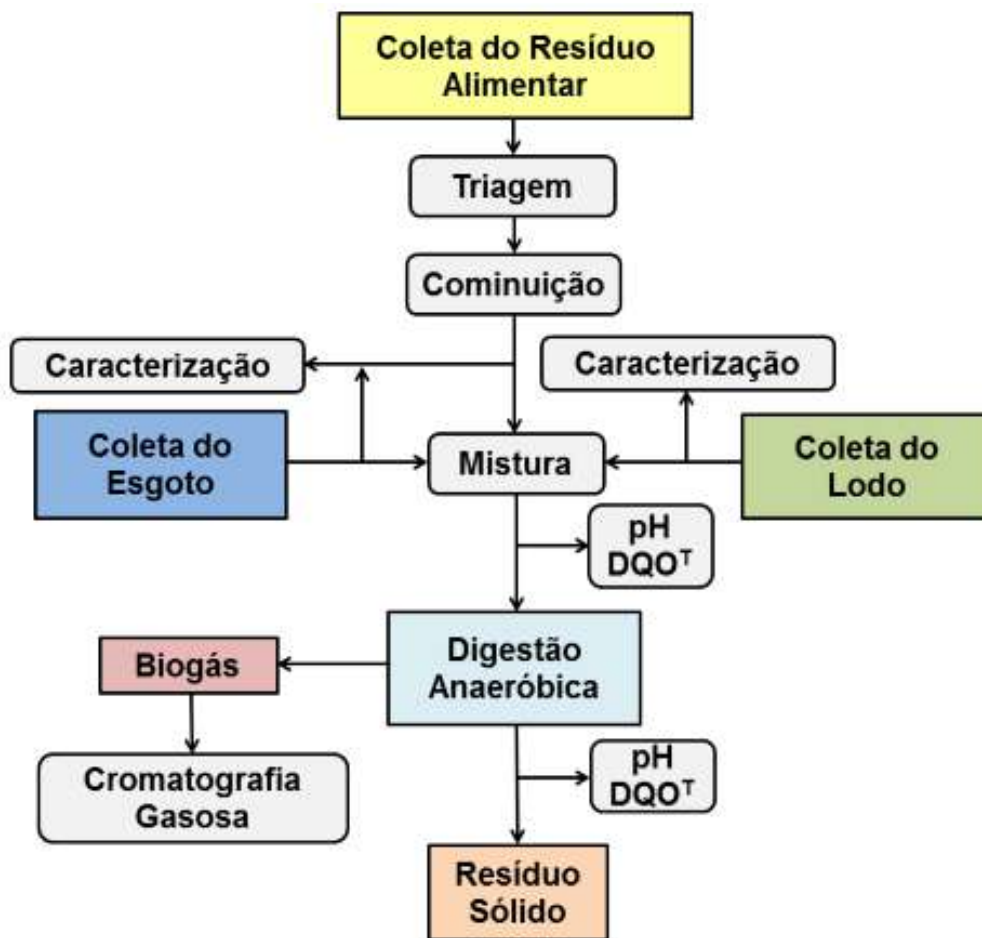
Todas as análises foram determinadas de acordo com APHA (2005). O resultado de Carbono Total (CT) foi calculado através da Equação 1, enquanto os valores da razão CT/NTK foram obtidos através da divisão do valor encontrado na Equação 1 e o resultado da análise de NTK, ambos em unidade de mg/g p.u..

**Equação 1:** Cálculo do Carbono Total a partir da DQO total

$$C_{total} = \frac{DQO_{total}}{2,67}$$

## 4.2 – Procedimento experimental

Os experimentos prosseguiram de acordo com o fluxograma apresentado na Figura 9.



**Figura 9:** Fluxograma dos experimentos realizados

A digestão anaeróbia foi conduzida em duas escalas diferentes: frascos tipo penicilina de 100 mL e biodigestores tipo batelada de bancada de volume útil de 5,25 L.

Nos experimentos com frascos penicilina, o Resíduo Alimentar triturado foi misturado com Esgoto Bruto para obtenção de diferentes proporções de sólidos totais (ST): 20, 15, 10 e 5%, a fim de se avaliar o efeito da umidade dentro da faixa de 80 a 99% de umidade citada como ideal para a digestão anaeróbia pela literatura (KIM, OH, 2011). Os experimentos foram conduzidos com e sem adição de inóculo (lodo anaeróbio) na proporção de 10% v/v, para avaliação do efeito da semeadura (ZHIDONG, 2011). A umidade selecionada foi usada como base para a mistura dos resíduos nos experimentos em biodigestores de bancada.

As misturas tiveram seu pH corrigido para valores entre 7 e 8 empregando-se solução 1 molar de bicarbonato de sódio, e foram suplementadas com fosfato monobásico de potássio para correção da

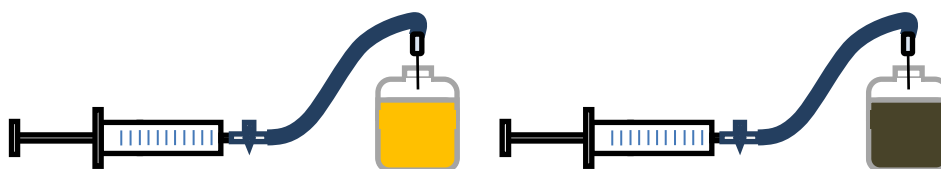
concentração de fósforo, segundo uma relação DQO:P de 350:1 (VON SPERLING, 1996).

Foram realizadas análises de DQO<sub>T</sub> e pH antes e após o processo de digestão anaeróbia. No caso do experimento em biodigestores, também foram feitas análises durante o processo, com o recolhimento de alíquotas.

O biogás coletado foi acondicionado em seringas e armazenado a -10°C até a análise cromatográfica. A determinação da composição do biogás foi realizada em um Micro Cromatógrafo Portátil Varian CP-4900 com detector de condutividade térmica (TCD), coluna PPQ de 10 m x 0,32 mm, com nitrogênio e hélio como gases de arraste. A pressão era de 21 psi, a temperatura do injetor de 80°C e da coluna, 50°C.

#### 4.2.1 – Experimentos em Frascos Penicilina

Frascos tipo penicilina de 100mL sem e com inóculo, como ilustrados na Figura 10, foram preenchidos com as misturas de diferentes proporções de resíduo e esgoto e com pH corrigido. Foram fechados com batoques de borracha, lacrados com lacres de alumínio e acoplados a ampolas de plástico de 60 mL para a coleta do biogás. Para realizar a conexão com o mínimo de perda de biogás, as ampolas foram conectadas a uma válvula de três vias, permitindo seu fechamento e armazenamento após o experimento até o momento da análise, uma mangueira polimérica e uma agulha para perfuração do batoque. O esquema de montagem está demonstrado na Figura 11.



**Figura 10:** Frascos penicilina sem e com inóculo, respectivamente, preenchidos e com seringas acopladas

Os frascos foram incubados a 37°C por aproximadamente 30 dias em estufa com controle de temperatura, tempo em que se verificou a estabilização da produção de biogás. Fotos dos experimentos com diversas proporções sem e com inóculo, respectivamente, estão apresentadas nas Figuras 12 e 13.



**Figura 11:** Peças do experimento com frascos tipo penicilina



**Figura 12:** Frascos preenchidos, sem inóculo, e acoplados



**Figura 13:** Frascos inoculados preenchidos, com inóculo, e acoplados

Para a realização dos experimentos, selecionou-se quatro pesos secos para a digestão anaeróbia da mistura de resíduo alimentar e esgoto: 20, 15, 10 e 5% dentro da faixa de umidade típica para a digestão anaeróbia de 80 a 99% ST (KIM, OH, 2011). Para descobrir quanto de volume utilizar de cada um dos

resíduos, foram realizados cálculos tendo conhecimento dos valores de sólidos totais unitários de cada resíduo.

O volume final utilizado foi o de 75% do volume útil do frasco, dando assim uma margem de segurança de 25% da superfície do meio à boca do frasco. Essa margem é importante, pois durante o processo as bolhas de biogás perturbam o meio e o carregam para cima, podendo entupir as agulhas.

O volume de lodo (inóculo) selecionado foi de 10%v/v, de acordo com a literatura (ZHIDONG, 2011). Os valores de umidade de esgoto e lodo são de aproximadamente 99,9% (CAMPOS et al., 1999; SILVA et al., 2001), logo a porcentagem de sólidos totais para ambos é de 0,1%, como pode ser calculado pela Equação 2.

Logo, o único valor necessário para o cálculo dos volumes de esgoto e resíduo alimentar a serem utilizados é o de sólidos totais do resíduo alimentar. Este valor pode ser obtido através da Equação 2, a partir da umidade do resíduo alimentar.

**Equação 2:** Cálculo do valor de sólidos totais do resíduo alimentar (STRA)

$$STRA = 100 - Umidade_{RA}$$

Logo, o sistema de equações empregado para misturas não inoculadas está apresentado na Equação 3, enquanto o cálculo para misturas inoculadas, na Equação 4.

**Equação 3:** Sistema de equações para o cálculo de volumes para misturas não inoculadas

$$STM * VM = STRA * VRA + STE * VE$$

$$VM = VRA + VE$$

**Equação 4:** Sistema de equações para o cálculo de volumes para misturas inoculadas

$$STM * VM = STRA * VRA + STE * VE + STL * VL$$

$$VM = VRA + VE + VL$$

Onde:

Sólidos Totais da Mistura = STM

Sólidos Totais do Resíduo Alimentar = STRA

Sólidos Totais do Esgoto = STE = 0,1%

Sólidos Totais do Lodo = STL = 0,1%

Volume da Mistura =  $VM = V$  útil do reator ou frasco

Volume de Resíduo Alimentar =  $VRA$

Volume de Esgoto =  $VE$

Volume de Lodo =  $VL = 0,1 * VM$

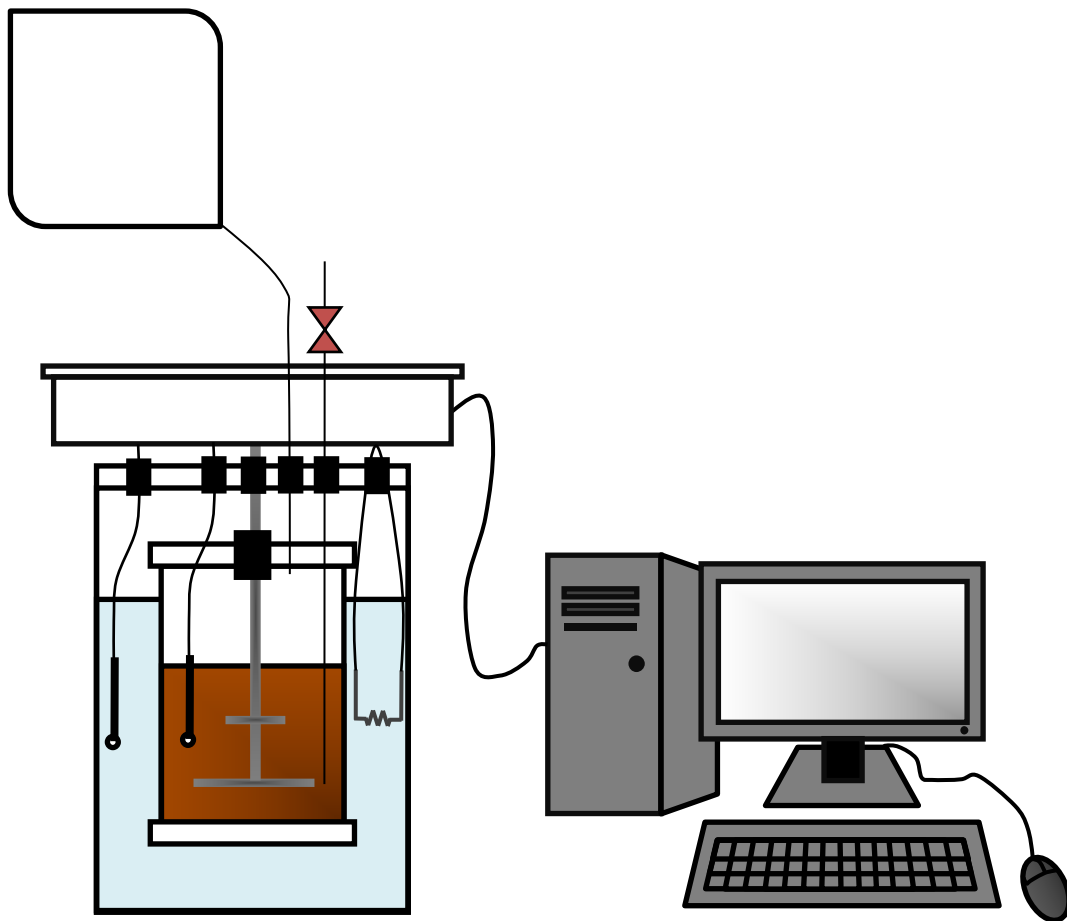
Cada condição foi avaliada com três réplicas, sendo considerados os valores médios de produção de biogás.

#### 4.2.2 – Experimentos em Biodigestores

Biodigestores encamisados, como o ilustrado na Figura 14, foram elaborados e construídos no Laboratório de Controle de Poluição do Ar (LCPA) da Escola de Química, bem como o programa utilizado para visualização dos parâmetros e controle dos biorreatores. Os reatores de vidro, com volume total de 7 litros e volume útil de 5,25 litros, são perfeitamente selados e permitem um ambiente anaeróbio, enquanto um cilindro de acrílico maior e cheio d'água destilada é usado como camisa. Sensores de temperatura no interior do biodigestor e da camisa e uma resistência são responsáveis pelo esquema de controle de temperatura, com o auxílio de uma bomba de recirculação de água no interior da camisa, enquanto um agitador atua na troca térmica e de massa no interior do biodigestor.

O biogás gerado era coletado em bolsas de *Tedlar* de 5 litros e trocadas quando cheias. Foram realizadas análises de cromatografia em fase gasosa em alíquotas extraídas de cada uma das bolsas ao longo do experimento. Uma mangueira com válvula embutida inserida no fundo do reator permitia a extração de amostras para medição de pH e  $DQO_T$ , bem como a inserção de solução 1 molar de bicarbonato de sódio para correções de pH.

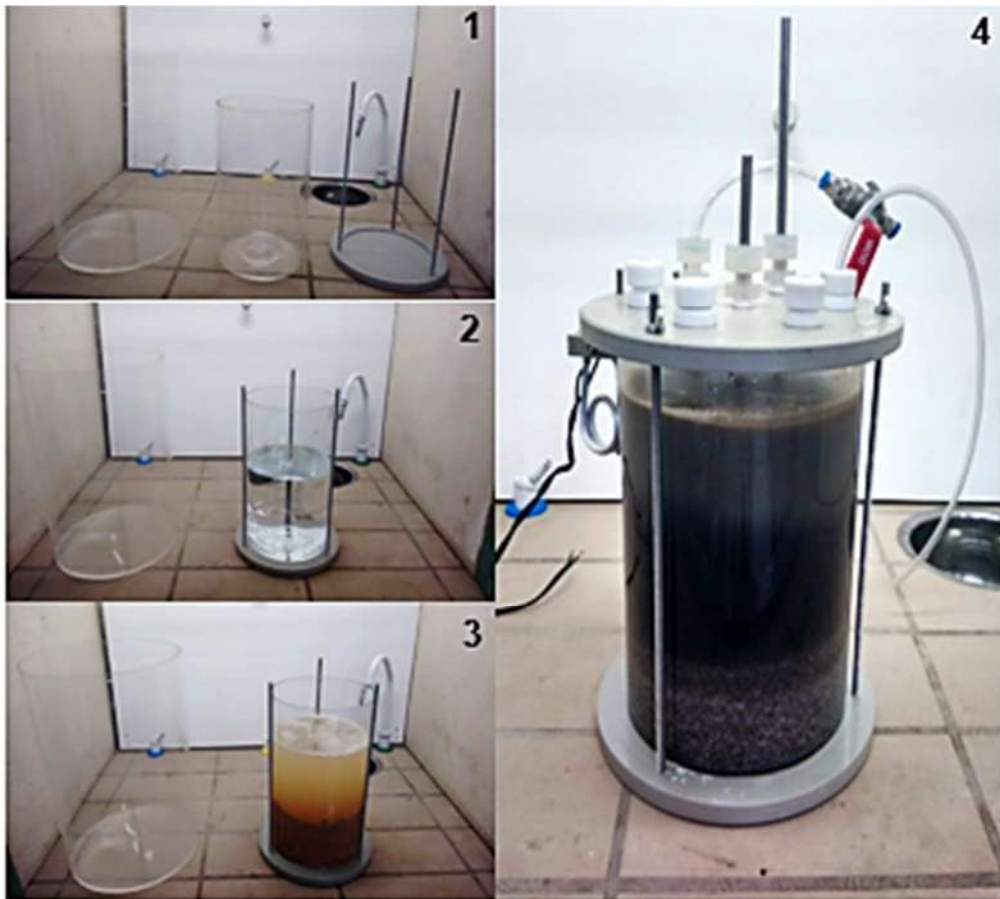




**Figura 14:** Ilustração do sistema completo do biodigestor com instrumentação

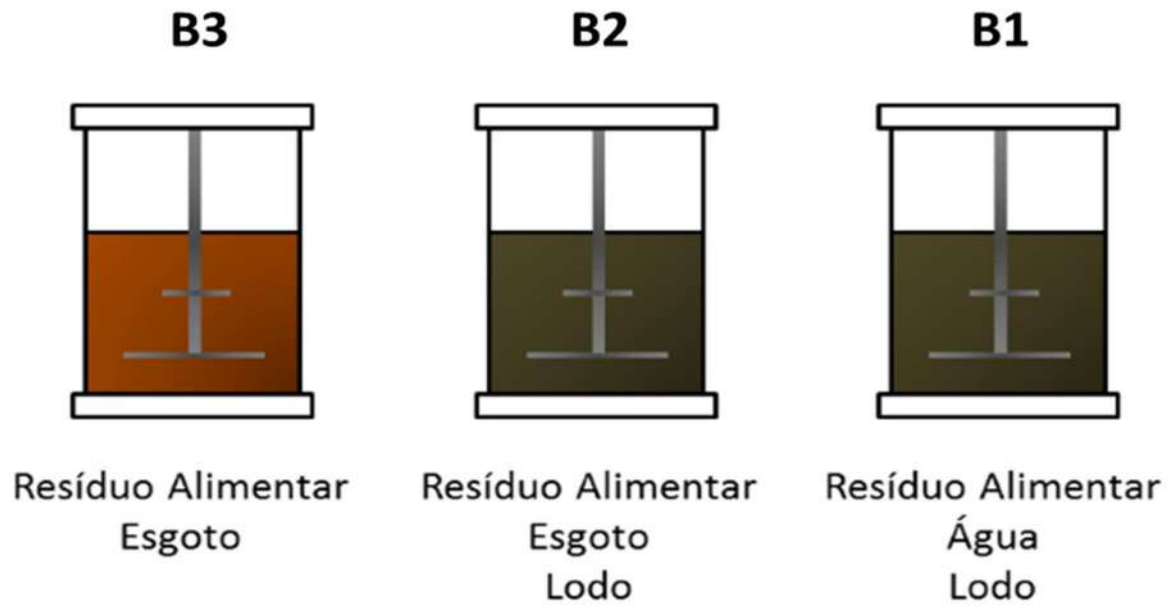
A temperatura do digestor (37°C) é controlada através de um controlador lógico programado (CLP). A leitura do sensor de temperatura da amostra envia um sinal para a placa, que por sua vez envia para o computador. O computador compara os valores recebidos com o *set point* e envia o comando para ligar ou desligar a resistência da camisa. O pH é medido durante amostragens diárias do biodigestor e corrigido quando se encontra ácido para valores entre 7 e 8 com bicarbonato de sódio.

A Figura 15 mostra o esquema de montagem em passo a passo do biodigestor. Esgoto ou água são adicionados ao biodigestor, seguido de resíduo alimentar. Após o ajuste de pH, em dois reatores, a mistura de resíduo e água ou esgoto foi semeada com 10% em volume de lodo anaeróbio antes do biodigestor ser selado.



**Figura 15:** Passo a passo da montagem dos biodigestores inoculados

A Figura 16 mostra a composição de cada um dos biodigestores, enquanto a Figura 17 mostra os biodigestores 1, 2 e 3, da direita para a esquerda (encamisados e conectados a bolsas de *Tedlar* para coleta de biogás), uma caixa de controle e o computador. Experimentos foram conduzidos por até 30 dias, monitorando-se o pH e DQO da mistura, bem como a produção de biogás.

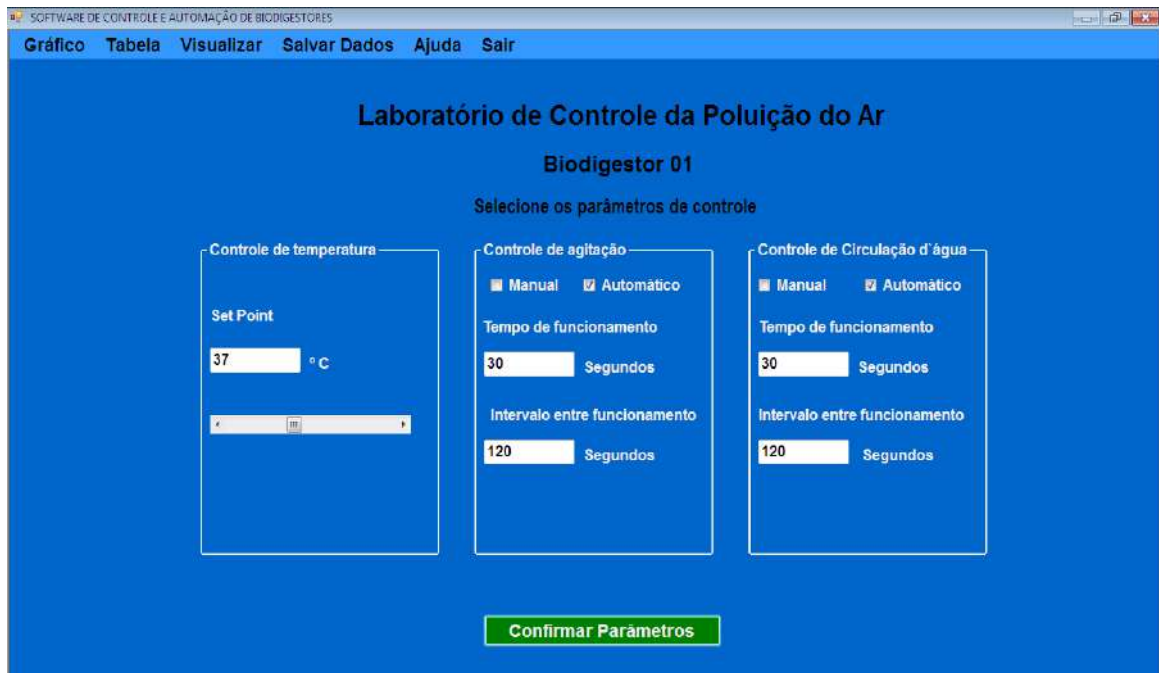


**Figura 16:** Ilustração dos biodigestores e seus respectivos conteúdos



**Figura 17:** Biodigestores conectados às bolsas de *Tedlar* e ao computador

O Software de Controle e Automação de Biodigestores foi desenvolvido no laboratório, utilizando-se o *Visual Studio* da Microsoft. Como apresentado na Figura 18, é possível inserir um *set point* no controle de temperatura, controlar a agitação no interior do reator pelo tempo de funcionamento e o intervalo entre as agitações, do mesmo modo que a circulação d'água dentro da camisa. Os dois últimos podem entrar em modo Manual e agitarem ou ficarem desligados indefinidamente.



**Figura 18:** Software de Controle e Automação de Biodigestores

Há dois sensores de temperatura: um dentro da mistura, no interior do reator, e um no banho da camisa. Apenas o primeiro sensor é responsável pelo controle. Caso a temperatura da amostra esteja abaixo do definido no *set point*, a resistência é ligada e inicia o aquecimento. Do mesmo modo, quando a temperatura da amostra ultrapassa o *set point*, a resistência é desligada automaticamente.

Também é possível acionar uma Tela de Controle, como apresentado na Figura 19, que mostra como se encontram os parâmetros e variáveis do biodigestor em tempo real. Com o uso de um programa de acesso remoto, é possível variar os parâmetros do biodigestor de qualquer lugar com acesso à internet.

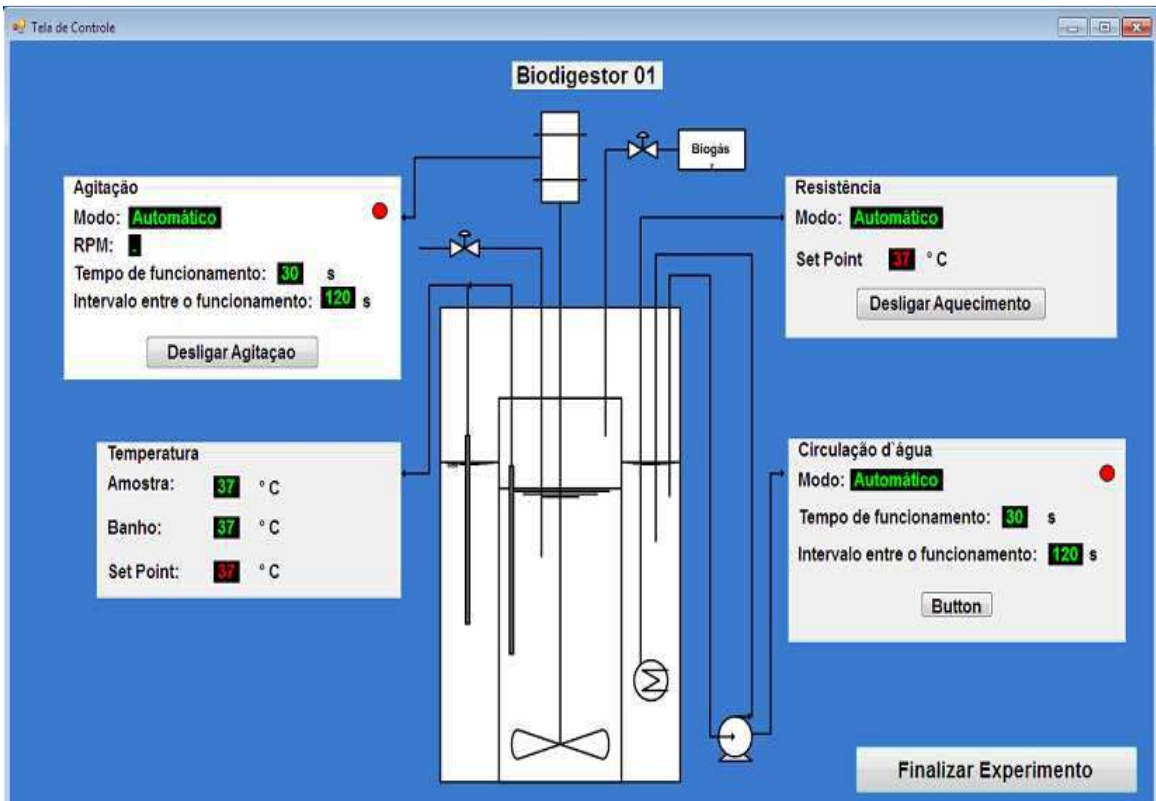


Figura 19: Tela de controle do biodigestor

## 5 - Resultados e Discussão

### 5.1 – Caracterização dos Resíduos e Lodo

Os resultados das caracterizações dos resíduos alimentares usados em cada um dos experimentos realizados, do esgoto bruto e lodo empregado como inóculo se encontram nas Tabelas 5, 6 e 7.

**Tabela 5:** Caracterização dos resíduos alimentares coletados separadamente para os experimentos 1 a 3 e do biodigestor

| Parâmetros                  | Exp1   | Exp2  | Exp3  | Biodigestor |
|-----------------------------|--------|-------|-------|-------------|
| pH                          | 5,88   | 6,30  | 5,78  | 5,87        |
| Umidade (%)                 | 75     | 65,8  | 70,95 | 64,65       |
| Sólidos Totais (ST) (%)     | 25     | 34,2  | 29,05 | 35,35       |
| NTK (mg/gp.u.)              | 378    | 308   | 335   | 306         |
| Fósforo (mg/gp.u.)          | 0,0068 | 0,004 | 0,006 | 0,005       |
| DQO <sub>T</sub> (mg/gp.u.) | 201    | 172   | 159   | 108         |
| CT (mg/gp.u.)               | 75,31  | 64,59 | 59,59 | 40,49       |
| CT/NTK (mg/gp.u.)           | 0,20   | 0,21  | 0,18  | 0,13        |
| Densidade (g/mL)            | 1,08   | 0,89  | 0,92  | 0,81        |

**Tabela 6:** Caracterização do esgoto bruto

| Parâmetros               | Resultado |
|--------------------------|-----------|
| pH                       | 6,61      |
| DQO <sub>T</sub> (mg/L)  | 738       |
| N-NH <sub>3</sub> (mg/L) | 15,05     |

**Tabela 7:** Caracterização do lodo anaeróbio

| Parâmetros | Resultado |
|------------|-----------|
| SST (mg/L) | 51556     |
| SSF (mg/L) | 19616     |
| SSV (mg/L) | 31940     |

Os resultados apresentados na Tabela 5 mostram que as coletas permitiram a obtenção de um resíduo triturado relativamente homogêneo, com pouca variação de composição em termos de C e N. Destaca-se a elevada concentração de NTK comparado ao Carbono, resultando em relações C/N muito reduzidas e impróprias para a digestão anaeróbia. Valores de nitrogênio em resíduo alimentar, na literatura, costumam ficar entre 2,5 e 13% (FORSTER-CARNEIRO et al., 2008; KIM et al., 2006; LIU et al., 2012). Estes resíduos costumam ter caráter ácido e seus valores de DQO<sub>T</sub>, Nitrogênio total e nitrogênio amoniacal giram em torno de 240, 6,9 e 0,5 g/L, respectivamente (KIM et al., 2011).

Pode-se concluir que os valores de NTK do resíduo alimentar estudado ultrapassa em muito o observado na literatura. Isto pode ser causado pela grande quantidade de alimentos ricos em proteína encontrados nos resíduos, podendo acarretar problemas futuros em relação à inibição das archaeas metanogênicas pela geração de amônia na fase de fermentação.

As concentrações de fósforo se encontravam muito reduzidas, indicando a necessidade de suplementação para uma digestão anaeróbia bem equilibrada.

A Tabela 6 apresenta resultados da caracterização do esgoto bruto coletado em estação de tratamento. Pela alta concentração de DQO<sub>T</sub>, se trata de um esgoto caracterizado como forte e a concentração de amônia está de acordo com o encontrado na literatura para este tipo de esgoto (METCALF & EDDY, 1991). Já a Tabela 7 demonstra que o lodo anaeróbio coletado se encontra com caracterizações adequadas às encontradas na literatura (LIU et al., 2012)

## 5.2 – Experimentos com Frascos Penicilina

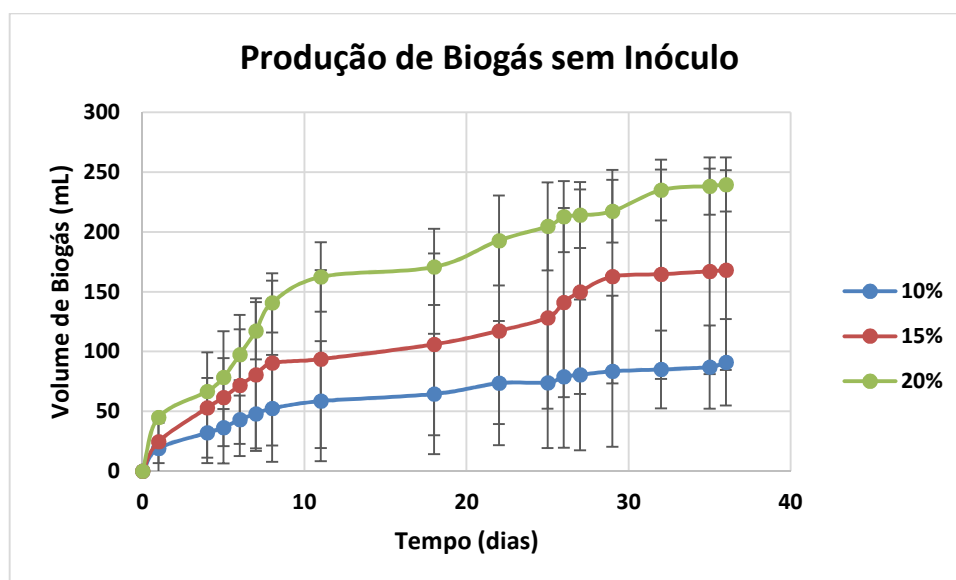
### 5.2.1 – Experimento 1

No primeiro experimento com frascos penicilina, foram feitas triplicatas de diferentes misturas de esgoto e resíduo alimentar, com e sem sementeira. As misturas foram feitas com o objetivo de se obter 20%, 15% e 10% em sólidos totais. Os volumes de cada componente das misturas e seus respectivos sólidos totais estão apresentados na Tabela 8.

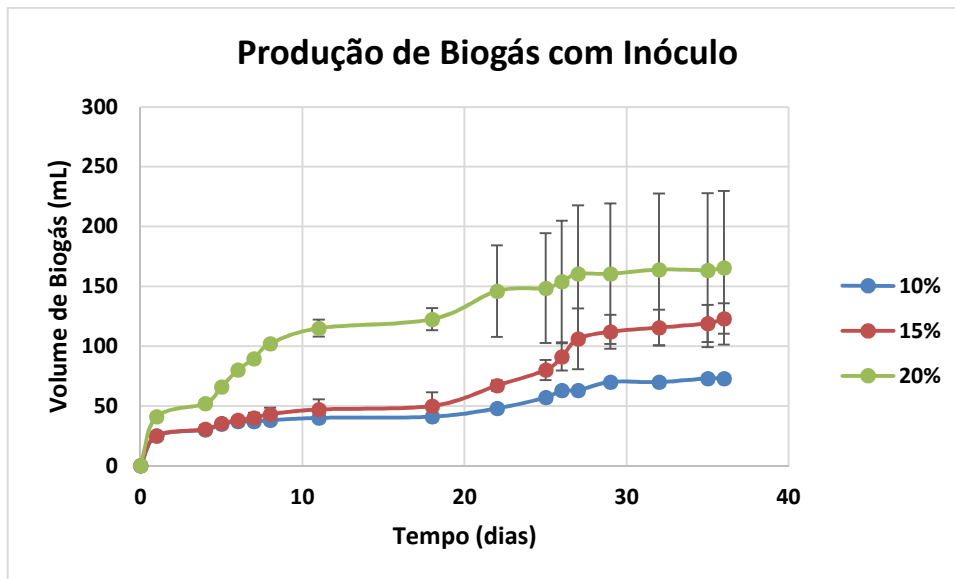
**Tabela 8:** Experimento 1 - Sólidos totais e volumes dos componentes da mistura

|          | Sem Inóculo |     |     | Com Inóculo |     |     |
|----------|-------------|-----|-----|-------------|-----|-----|
| STM (%)  | 20          | 15  | 10  | 20          | 15  | 10  |
| STRA (%) | 32          | 32  | 32  | 32          | 32  | 32  |
| STE (%)  | 0,1         | 0,1 | 0,1 | 0,1         | 0,1 | 0,1 |
| STL (%)  | 0,1         | 0,1 | 0,1 | 0,1         | 0,1 | 0,1 |
| VM (mL)  | 75          | 75  | 75  | 75          | 75  | 75  |
| VRA (mL) | 47          | 35  | 23  | 47          | 35  | 23  |
| VE (mL)  | 28          | 40  | 52  | 21          | 32  | 44  |
| VL (mL)  | 0           | 0   | 0   | 8           | 8   | 8   |

O experimento foi conduzido a 37°C e pressão atmosférica, por 36 dias. Os gráficos de produção de biogás (média e desvio-padrão) são apresentados nas Figuras 20 e 21, com volumes medidos a 37°C e 1 atm.



**Figura 20:** Experimento 1 - Produção média de biogás em frascos não sementeados



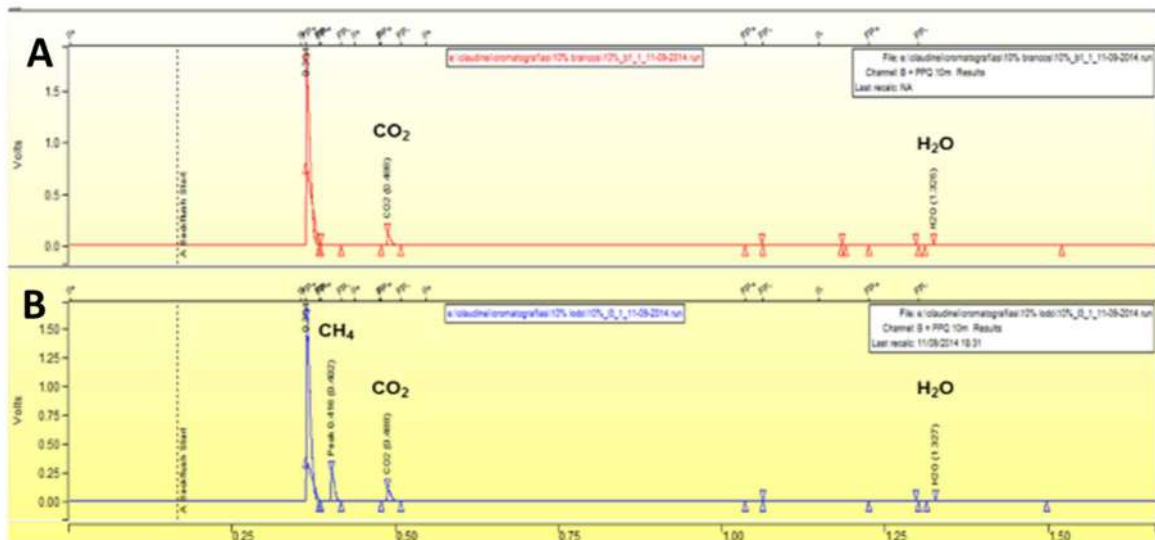
**Figura 21:** Experimento 1 - Produção média de biogás em frascos semeados

Apesar dos elevados desvios-padrão, típico em experimentos com resíduos sólidos e pouco homogêneos, pode-se comparar os valores médios obtidos. A produção de biogás foi superior nos experimentos sem inóculo e com valores superiores de sólidos totais, logo com maiores cargas orgânicas. No entanto, a análise cromatográfica não detectou a presença de metano no biogás.

Nos experimentos com inóculo, a amostra com 10% ST foi a única que teve metano detectado pela cromatografia gasosa do biogás, com aproximadamente 75% (v/v).

A Figura 22 compara os cromatogramas das amostras 10% ST sem e com sementeira, respectivamente.





**Figura 22:** Experimento 1 – Cromatograma do biogás gerado nos experimentos sem (A) e com lodo (B) em 10% ST, respectivamente

A caracterização do resíduo e do digestato, apresentadas na Tabela 9, revelou que uma porcentagem muito pequena da DQO<sub>T</sub> foi efetivamente consumida pela população microbiana, quando a literatura sugere o consumo de até 70% da DQO<sub>T</sub> de resíduos semelhantes (FORSTER-CARNEIRO et al., 2008) e o pH final foi extremamente baixo.

Tal resultado indica que o experimento foi interrompido precocemente, ainda na fase acidogênica, o que explica a não detecção de metano no biogás. Na condição em que metano é detectado observa-se um pH final superior de 6,01. Nesta condição, a degradação se deu de forma mais adequada, não havendo acúmulo de ácidos voláteis e mantendo-se o pH mais próximo da faixa de 6,5 e 8,2 (KIM et al., 2003), compatível com as exigências da população metanogênica.

**Tabela 9:** Experimento 1 - Caracterização do resíduo sólido e digestato da digestão anaeróbia

| Parâmetros                       | Sem Inóculo |        |        | Com Inóculo |        |        |
|----------------------------------|-------------|--------|--------|-------------|--------|--------|
|                                  | 10%         | 15%    | 20%    | 10%         | 15%    | 20%    |
| ST                               | 10%         | 15%    | 20%    | 10%         | 15%    | 20%    |
| DQO <sub>Ti</sub> (mg)           | 2973        | 4917   | 8681   | 2825        | 4534   | 7383   |
| DQO <sub>Tf</sub> (mg)           | 1970        | 4347   | 6995   | 1674        | 3993   | 6518   |
| DQO consumida (%)                | 33,7        | 11,6   | 19,4   | 40,7        | 11,9   | 11,7   |
| pH <sub>i</sub>                  | 7,6         | 7,2    | 7,4    | 7,7         | 7,3    | 7,4    |
| pH <sub>f</sub>                  | 4,6         | 4,2    | 3,7    | 6,0         | 4,6    | 4,1    |
| V <sub>biogás</sub> (mL)         | 91±23       | 168±84 | 240±36 | 73±0        | 123±13 | 166±64 |
| %CH <sub>4</sub>                 | 0,0         | 0,0    | 0,0    | 74,9        | 0,0    | 0,0    |
| V <sub>CH4</sub> (mLCNTP)        | 0,0         | 0,0    | 0,0    | 48,0        | 0,0    | 0,0    |
| PEM (mLCNTP/g DQO <sub>T</sub> ) | 0           | 0      | 0      | 42          | 0      | 0      |

PEM = produção específica de metano na CNTP = volume de metano (mL) por g DQO consumida.

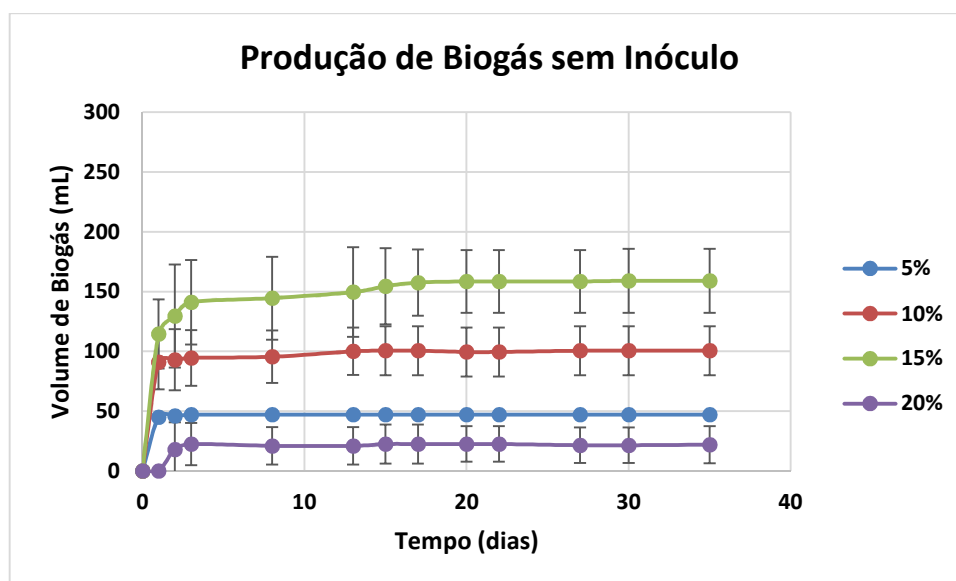
## 5.2.2 – Experimento 2

No segundo experimento com frascos penicilina foi realizado para conferir a reprodutibilidade e repetibilidade do primeiro. Diferentes misturas de esgoto e resíduo alimentar, com e sem semente, foram realizados em triplicata. Além das misturas com o objetivo de atingir os 20%, 15% e 10% TS do primeiro experimento, uma quarta mistura de 5% de sólidos totais foi inserida para verificar se a produção de metano seria maior com o aumento da umidade. Os volumes de cada componente das misturas e seus respectivos sólidos totais estão apresentados na Tabela 10.

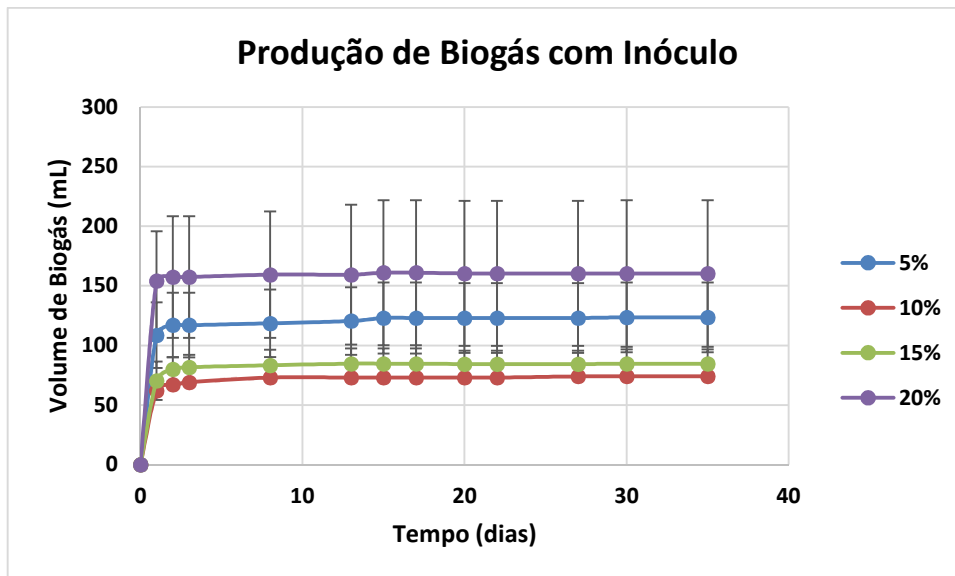
**Tabela 10:** Experimento 2 - Sólidos totais e volumes de componentes das misturas

|          | Sem Inóculo |     |     |     | Com Inóculo |     |     |     |
|----------|-------------|-----|-----|-----|-------------|-----|-----|-----|
| STM (%)  | 20          | 15  | 10  | 5   | 20          | 15  | 10  | 5   |
| STRA (%) | 34          | 34  | 34  | 34  | 34          | 34  | 34  | 34  |
| STE (%)  | 0,1         | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1         | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| STL (%)  | 0,1         | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1         | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| VM (mL)  | 75          | 75  | 75  | 75  | 75          | 75  | 75  | 75  |
| VRA (mL) | 44          | 33  | 22  | 11  | 44          | 33  | 22  | 11  |
| VE (mL)  | 31          | 42  | 53  | 64  | 24          | 35  | 46  | 57  |
| VL (mL)  | 0           | 0   | 0   | 0   | 8           | 8   | 8   | 8   |

O experimento foi conduzido a 37°C e pressão atmosférica, por 35 dias. Os gráficos de produção de biogás (média e desvio-padrão) são apresentados nas Figuras 23 e 24, com volumes medidos a 37°C e 1 atm.



**Figura 23:** Experimento 2 - Produção média de biogás em frascos não semeados



**Figura 24:** Experimento 2 - Produção média de biogás em frascos semeados

A produção de biogás estabilizou após alguns dias de experimento, o que não é usual na digestão anaeróbia (NISHIO, N., NAKASHIMASA, Y., 2013). A cinética de produção de biogás foi bem diferente nos dois experimentos, provavelmente em decorrência de variações na composição da mistura, não detectadas na caracterização apresentada na Tabela 5.

Nos experimentos com inóculo, as amostras com 10% e 5% ST obtiveram metano detectado pela cromatografia gasosa do biogás, porém em proporções ínfimas. A porcentagem de metano da 5% ST foi superior a de 10%. Com base nos resultados obtidos, não houve reprodutibilidade do experimento.

A Tabela 11, revelou que uma porcentagem muito pequena da DQO<sub>T</sub> foi efetivamente consumida pela população microbiana e o pH final foi extremamente baixo. Isto é indicativo que, como no primeiro experimento, não se passou da fase acidogênica, sendo o pH drasticamente reduzido e inibindo o crescimento microbiano.

**Tabela 11:** Experimento 2 - Caracterização do resíduo sólido e digestato da digestão anaeróbia

| Parâmetros                       | Sem Inóculo |        |        |       | Com Inóculo |      |       |        |
|----------------------------------|-------------|--------|--------|-------|-------------|------|-------|--------|
|                                  | 5%          | 10%    | 15%    | 20%   | 5%          | 10%  | 15%   | 20%    |
| ST                               |             |        |        |       |             |      |       |        |
| DQO <sub>Ti</sub> (mg)           | 808         | 3034   | 4752   | 8666  | 837         | 2036 | 5003  | 8958   |
| DQO <sub>Tf</sub> (mg)           | 453         | 1902   | 4490   | 6631  | 629         | 1949 | 3801  | 7922   |
| DQO consumida (%)                | 43,9        | 37,3   | 5,5    | 23,5  | 24,9        | 4,3  | 24,0  | 11,6   |
| pH <sub>i</sub>                  | 7,9         | 7,6    | 7,5    | 7,5   | 7,8         | 7,6  | 7,5   | 7,4    |
| pH <sub>f</sub>                  | 4,1         | 5,0    | 4,6    | 5,3   | 4,3         | 4,6  | 4,8   | 4,1    |
| V <sub>biogás</sub> (mL)         | 47±0        | 100±21 | 159±27 | 22±16 | 124±62      | 74±0 | 85±12 | 160±29 |
| %CH <sub>4</sub>                 | 0,0         | 0,0    | 0,0    | 0,0   | 7,1         | 0,2  | 0,0   | 0,0    |
| V <sub>CH4</sub> (mLCNTP)        | 0,0         | 0,0    | 0,0    | 0,0   | 8,7         | 0,1  | 0,0   | 0,0    |
| PEM (mLCNTP/g DQO <sub>T</sub> ) | 0           | 0      | 0      | 0     | 412         | 1    | 0     | 0      |

### 5.2.3 – Experimento 3

Para avaliação da necessidade de controle de pH, o terceiro experimento com frascos penicilina foi realizado com quatro réplicas de misturas de 10% e 5% ST resíduo alimentar com sementeira, que mostraram maior geração de metano no experimento anterior. Metade dos frascos recebeu esgoto para a diluição do resíduo alimentar, enquanto a outra metade recebeu água para a avaliação da viabilidade da codigestão.

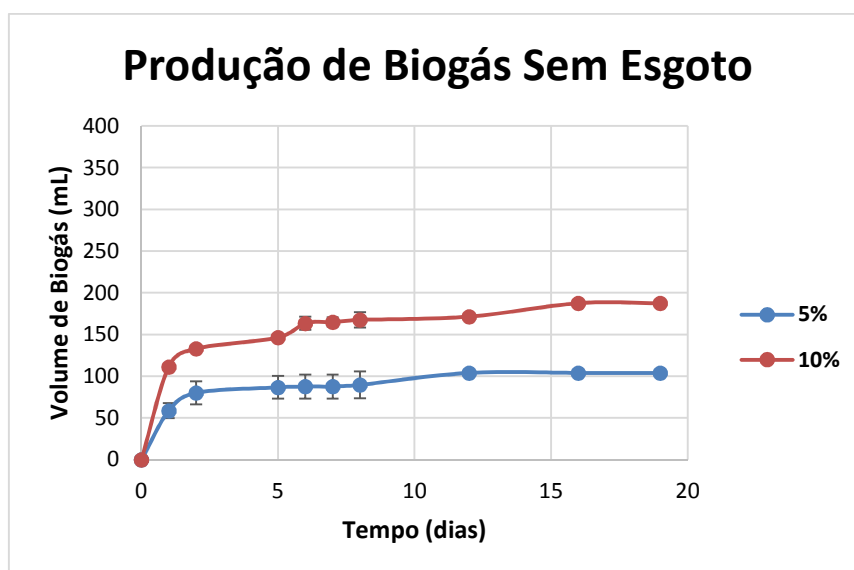
Devido ao reduzido diâmetro do bucal dos frascos penicilina, o ajuste de pH ao longo do experimento foi realizado com a abertura diária do frasco para medição de pH com papel indicador de pH e eventual correção em caso de acidez para pH entre 7 e 8. Para reduzir o efeito da entrada de oxigênio no sistema pela diária abertura dos frascos, um volume maior de mistura foi utilizado, reduzindo assim o volume vazio do frasco e o contato da superfície da mistura com o oxigênio.

Os volumes de cada componente das misturas e seus respectivos sólidos totais estão apresentados na Tabela 12.

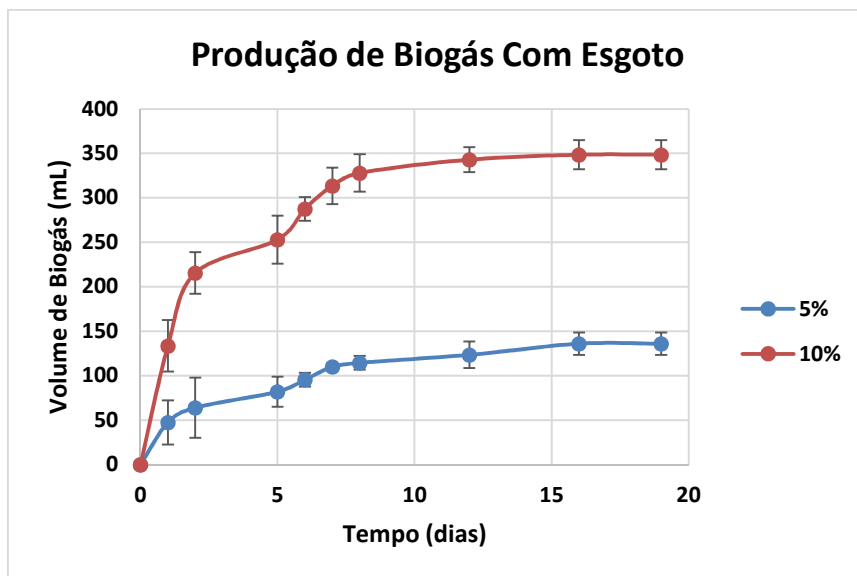
**Tabela 12:** Experimento 3 - Sólidos totais e volumes dos componentes das misturas

|          | Com Inóculo |     |            |     |
|----------|-------------|-----|------------|-----|
|          | Com Esgoto  |     | Sem Esgoto |     |
| STM (%)  | 10          | 5   | 10         | 5   |
| STRA (%) | 29          | 29  | 29         | 29  |
| STE (%)  | 0,1         | 0,1 | 0,1        | 0,1 |
| STL (%)  | 0,1         | 0,1 | 0,1        | 0,1 |
| STA (%)  | 0,0         | 0,0 | 0,0        | 0,0 |
| VM (mL)  | 90          | 90  | 90         | 90  |
| VRA (mL) | 31          | 15  | 31         | 15  |
| VE (mL)  | 50          | 66  | 0          | 0   |
| VA (mL)  | 0           | 0   | 50         | 66  |
| VL (mL)  | 9           | 9   | 9          | 9   |

O experimento foi conduzido a 37°C e pressão atmosférica, por 19 dias. Os gráficos de produção de biogás (média e desvio-padrão) são apresentados nas Figuras 25 e 26, com volumes medidos a 37°C e 1 atm.



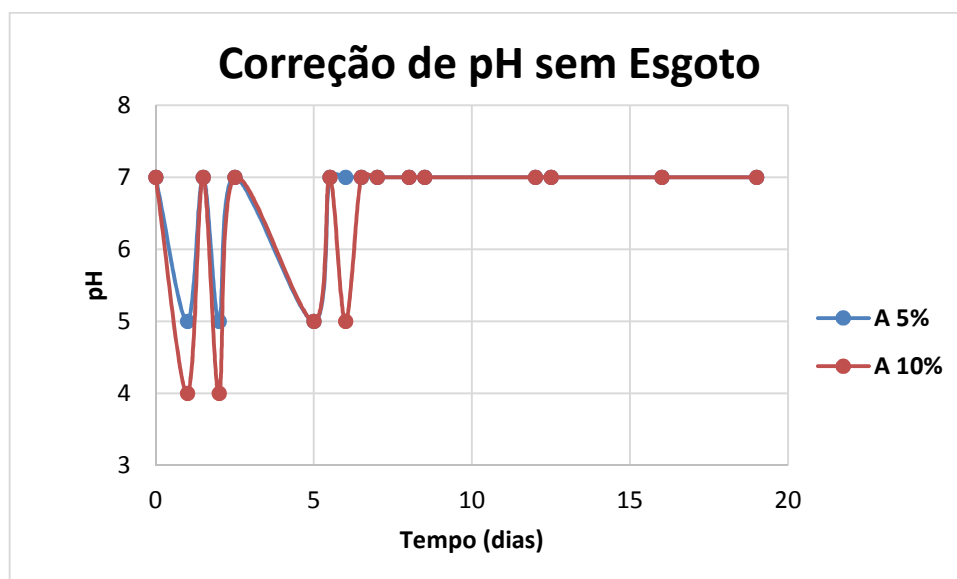
**Figura 25:** Experimento 3 - Produção média de biogás em frascos com misturas de resíduo alimentar e água (sem esgoto)



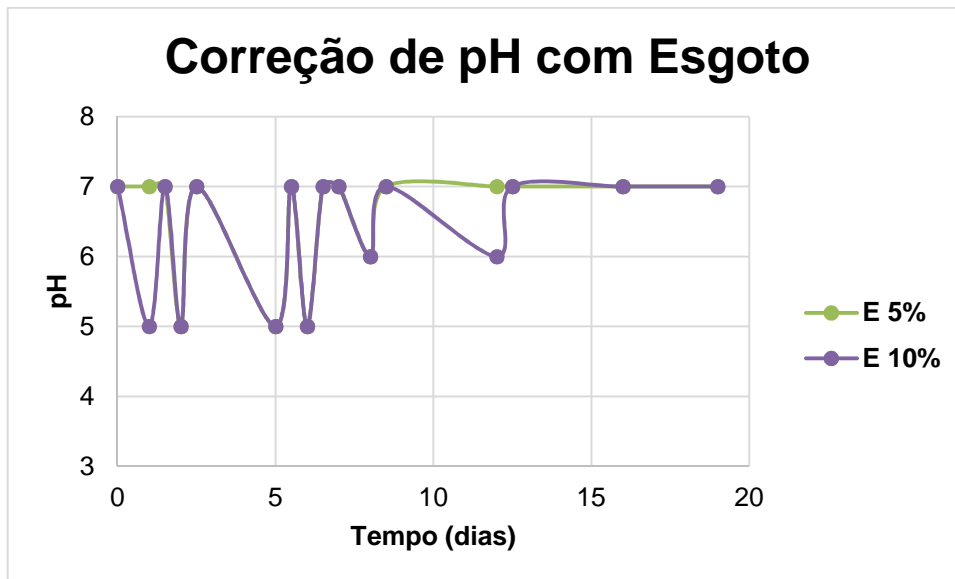
**Figura 26:** Experimento 3 - Produção média de biogás em frascos com misturas de resíduo alimentar e esgoto

Observa-se que os experimentos com esgoto geraram um volume maior de biogás e levaram mais tempo para a estabilização. As misturas sem esgoto foram metabolizadas mais rapidamente, enquanto as misturas com esgoto apresentam geração mais lenta de biogás nos 19 dias de experimento.

Gráficos relacionados à correção de pH no decorrer dos dias estão representados nas Figuras 27 e 28. O pH foi medido com papel indicador de pH e corrigido com a adição de solução 1 M de bicarbonato de sódio.



**Figura 27:** Experimento 3 - Correção de pH em frascos com resíduo alimentar e água (sem esgoto)



**Figura 28:** Correção de pH em frascos com resíduo alimentar e esgoto

Os gráficos sugerem que a correção de pH foi necessária por mais dias nos experimentos com esgoto, o que coincide com a geração de biogás por um maior período.

Em todos os experimentos houve detecção de metano, porém em concentrações muito menores do que as encontradas nos experimentos anteriores. Uma possível causa é a inibição das archaeas metanogênicas pela presença de oxigênio, que contaminava o meio toda vez que o frasco era aberto em curto período de tempo para a medição e correção de pH.

Nas misturas com esgoto, a condição 10% ST superou a 5% ST nas porcentagens de metano. Porém, o inverso ocorre nos brancos com água.

A caracterização do resíduo sólido e do digestato na Tabela 13 revelou que uma porcentagem superior da  $DQO_T$  foi efetivamente consumida pela população microbiana.

**Tabela 13:** Experimento 3 - Caracterização do resíduo sólido e do digestato da digestão anaeróbia

| Parâmetros                       | Sem Esgoto |       | Com Esgoto |        |
|----------------------------------|------------|-------|------------|--------|
|                                  | 5%         | 10%   | 5%         | 10%    |
| ST                               |            |       |            |        |
| DQO <sub>Ti</sub> (mg)           | 950        | 3942  | 1123       | 4373   |
| DQO <sub>Tf</sub> (mg)           | 618        | 2386  | 536        | 1947   |
| DQO <sub>T</sub> consumida (%)   | 34,9       | 39,5  | 52,3       | 55,5   |
| V <sub>biogás</sub> (mL)         | 104±4      | 188±4 | 136±13     | 349±16 |
| %CH <sub>4</sub>                 | 2,5        | 0,9   | 0,4        | 0,8    |
| V <sub>CH4</sub> (mLCNTP)        | 2,3        | 1,4   | 0,5        | 2,5    |
| PEM (mLCNTP/g DQO <sub>T</sub> ) | 107        | 28    | 12         | 31     |

O consumo de DQO total foi maior nos experimentos com esgoto, o que condiz com sua maior geração de biogás. Em compensação, o branco com 5% ST gerou um biogás com porcentagem levemente maior de metano. Como a entrada de ar no meio pode ter afetado as archaeas, foi levado em consideração o potencial de tratamento do resíduo pelo consumo da DQO<sub>T</sub> e volume de biogás gerado na escolha da porcentagem usada nos biodigestores de bancada, que foi a de 10% ST.

### 5.3 – Experimento com o Biodigestor

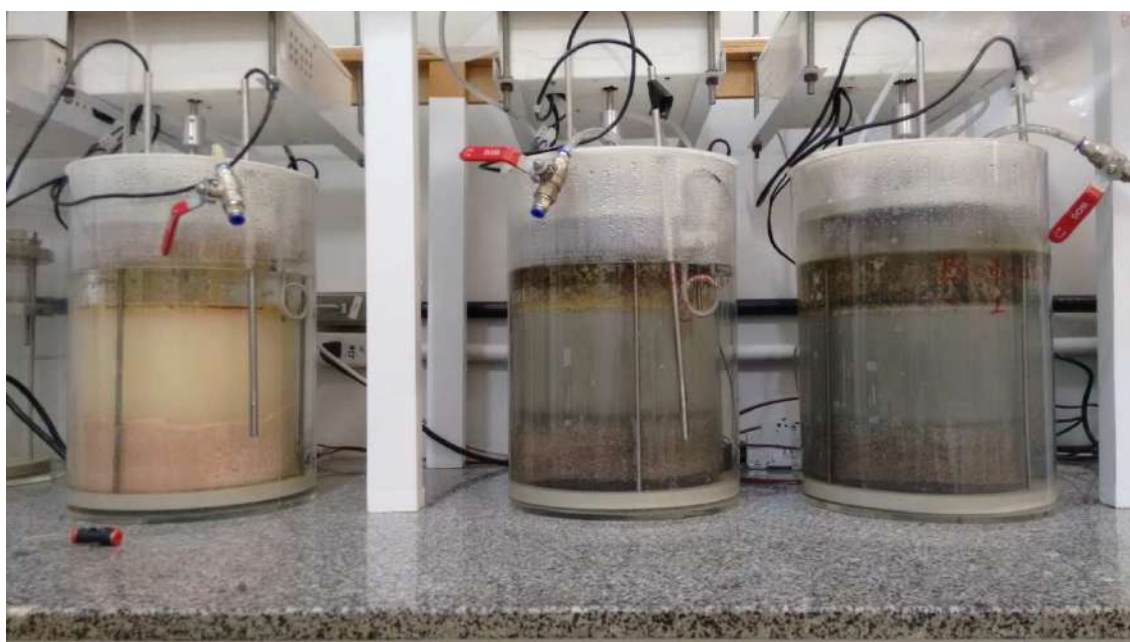
A proporção de resíduos selecionada a partir dos experimentos com frascos penicilina, com base nos resultados obtidos, foi a de 10% ST. As proporções estão apresentadas na Tabela 14:



**Tabela 14:** Experimento em reatores: Sólidos totais e volumes dos componentes das misturas

|          | Com Inóculo |            | Sem Inóculo |
|----------|-------------|------------|-------------|
|          | Sem Esgoto  | Com Esgoto |             |
|          | B1          | B2         | B3          |
| STM (%)  | 10          | 10         | 10          |
| STRA (%) | 35          | 35         | 35          |
| STE (%)  | 0,1         | 0,1        | 0,1         |
| STL (%)  | 0,1         | 0,1        | 0,1         |
| STA (%)  | 0,0         | 0,0        | 0,0         |
| VM (mL)  | 5250        | 5250       | 5250        |
| VRA (mL) | 1490        | 1470       | 1470        |
| VE (mL)  | 0           | 3250       | 3250        |
| VA (mL)  | 3240        | 0          | 530         |
| VL (mL)  | 530         | 530        | 0           |

Foram utilizados três biodigestores com conteúdos diferentes apresentados na Figura 29, apresentados da esquerda para a direita como B3 (esgoto, resíduo alimentar e água), B2 (esgoto, resíduo alimentar e lodo) e B1 (água, resíduo alimentar e lodo).

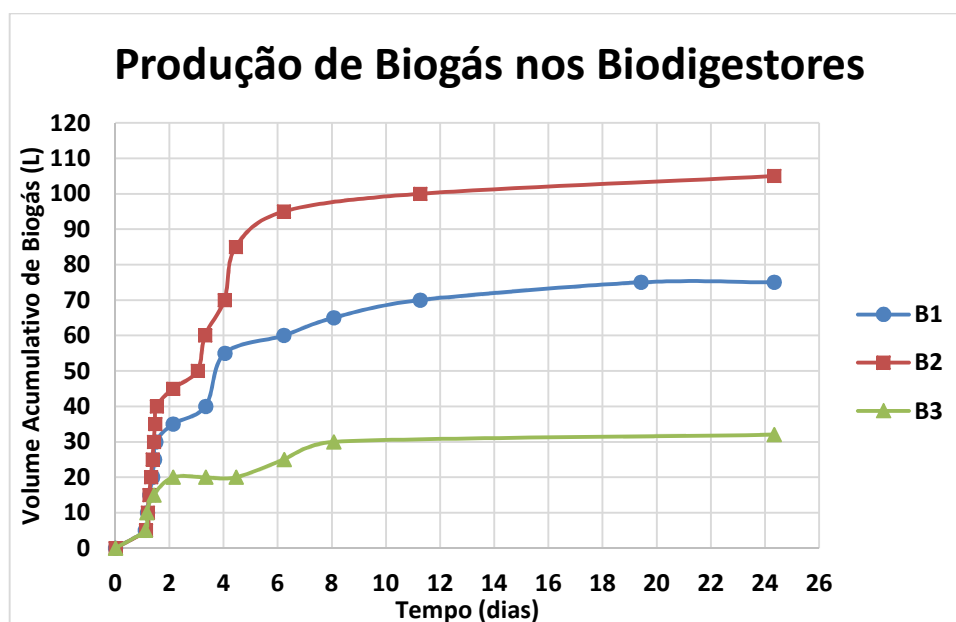


**Figura 29:** Biodigestores encamisados e conectados à caixa de controle

A Figura 30 apresenta a produção de biogás gerado em cada um dos biodigestores ao longo do tempo. É possível observar que o biodigestor B2 gerou maior volume e velocidade de produção de biogás, seguido pelo B1 e o B3. A maior produção de biogás no biodigestor B2, em comparação à obtida no B1, não pode ser atribuída tão somente à adição de esgoto à mistura, pois a

concentração de matéria orgânica no esgoto é baixa. Mesmo que toda a DQO do esgoto fosse convertida a biogás, considerando um percentual de metano de 70% v/v, haveria uma produção de cerca de 1,4L de biogás ( $0,738 \text{ g DQO/L} \times 3,3\text{L} \times 397,4 \text{ mL CH}_4/\text{g DQO} \times 1/0,7$ ). Tal resultado indica que o esgoto contém em sua composição substâncias que complementam as necessidades dos micro-organismos anaeróbios e/ou mantém melhores condições para a biodegradação dos constituintes do resíduo.

Já a elevada diferença de volume de biogás entre os biodigestores B2 (esgoto, resíduo alimentar e lodo) e B3 (esgoto, resíduo alimentar e água) indica o efeito da sementeira na biodegradação do resíduo. O resíduo alimentar e o esgoto provavelmente não contém representantes em quantidade e variedade necessária de toda a população microbiana para a completa degradação de seus constituintes, fazendo com que a degradação e, conseqüentemente, a produção de biogás fosse lenta e praticamente interrompida aos 8 dias do experimento.

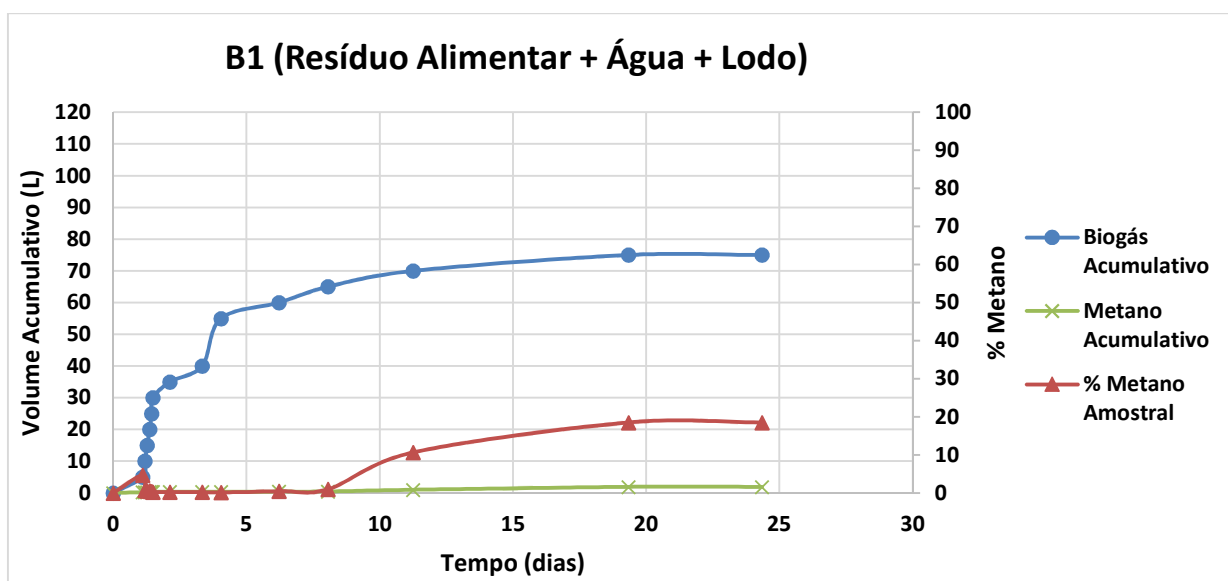


**Figura 30:** Produção acumulativa de biogás nos biodigestores com diferentes misturas de resíduo alimentar (10% ST), esgoto e água. B1 (água, resíduo alimentar e lodo), B2 (esgoto, resíduo alimentar e lodo), B3 (esgoto, resíduo alimentar e água)

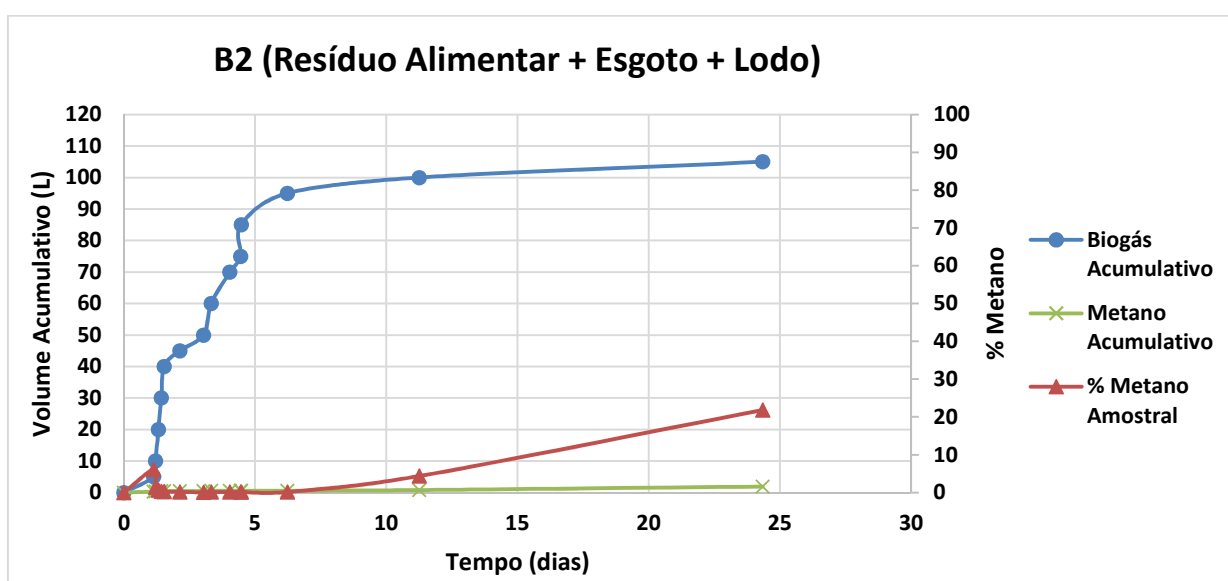
As Figuras 31, 32 e 33 mostram a evolução temporal da geração de volume acumulativo de biogás e metano e a percentagem de metano nas alíquotas de biogás retirado das bolsas de *Tedlar*. É possível observar que há produção de metano no primeiro dia de experimento dos biodigestores 1 e 2 que é praticamente interrompida até o oitavo dia. Esse fato pode ser atribuído ao controle de pH feito de maneira manual e apenas diariamente, e não de forma controlada.

Os biodigestores 1 e 2 tiveram comportamento similar, porém houve maior volume de biogás gerado na mistura com esgoto, o que indica que a população microbiana presente no esgoto contribuiu para a degradação da matéria orgânica.

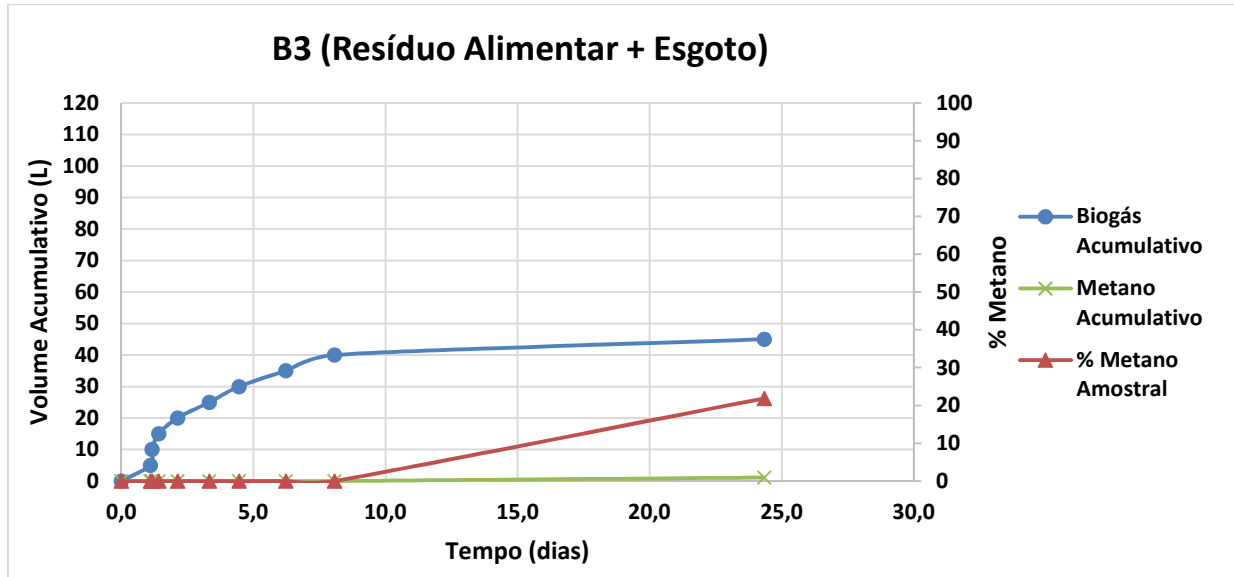
Experimentos anteriores comprovaram que o resíduo alimentar, apenas, não possui o consórcio microbiano necessário para a biodigestão anaeróbica. Porém, o biodigestor 3 apresentou uma geração de metano após 24 dias de experimento, o que pode ser atribuído às bactérias e archaeas presentes no esgoto.



**Figura 31:** Evolução temporal da geração de biogás acumulativo, metano acumulativo e % de metano em cada amostra de biogás recolhida ao longo de 24 dias de experimento no Biodigestor 1

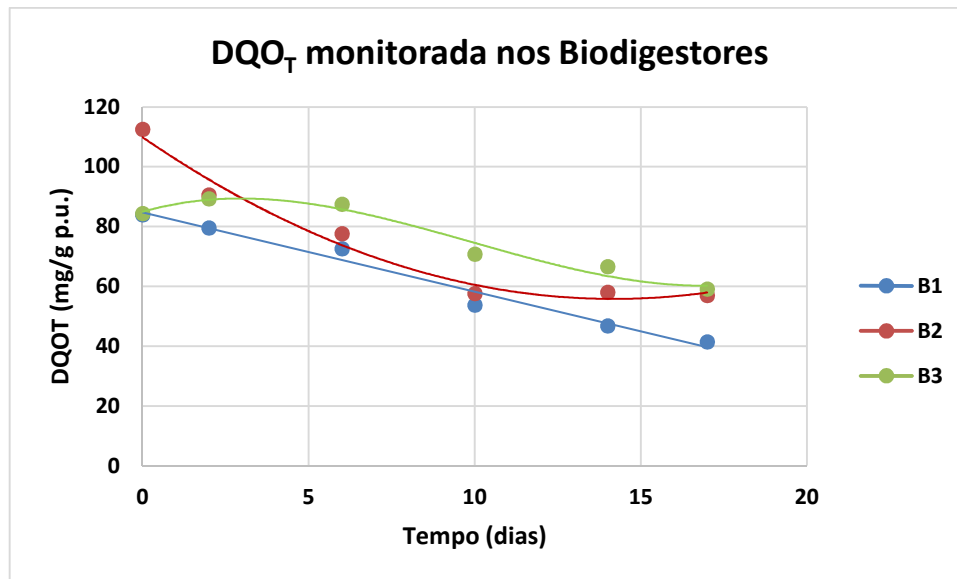


**Figura 32:** Evolução temporal da geração de biogás acumulativo, metano acumulativo e % de metano em cada amostra de biogás recolhida ao longo de 24 dias de experimento no Biodigestor 2



**Figura 33:** Evolução temporal da geração de biogás acumulativo, metano acumulativo e % de metano em cada amostra de biogás recolhida ao longo de 24 dias de experimento no Biodigestor 3

O consumo da  $DQO_T$  (mg/g p.u.) nas misturas dos biodigestores ao longo do tempo de operação é apresentada na Figura 34. A mistura do biodigestor B2 apresentou maior  $DQO_T$  inicial em função da adição de esgoto e lodo à mistura. No biodigestor B2, a taxa de consumo da  $DQO$  total foi mais acentuada, estabilizando em torno do 10º dia de operação, condizendo com a produção de biogás registrada neste biodigestor. No biodigestor B1, a taxa de consumo da  $DQO$  total foi menor e constante, também condizendo com a produção de biogás. Enquanto no branco, B3, a  $DQO$  total se mantém por cerca de 5 dias, decaindo lentamente em seguida e apresentando um menor consumo de  $DQO$  total, condizendo com a baixa produção de biogás registrada neste biodigestor. Com relação à remoção de  $DQO$  total, obteve-se 51,2%, 49,6% e 29,8% para os biodigestores B1, B2 e B3, respectivamente. Tal resultado indica que a presença de lodo de semente acelera a degradação da matéria orgânica contida no resíduo alimentar pelo acréscimo em quantidade e variedade de micro-organismos envolvidos no processo.



**Figura 34:** DQOT monitorada ao longo dos dias. B1 (água, resíduo alimentar e lodo), B2 (esgoto, resíduo alimentar e lodo), B3 (esgoto, resíduo alimentar e água)

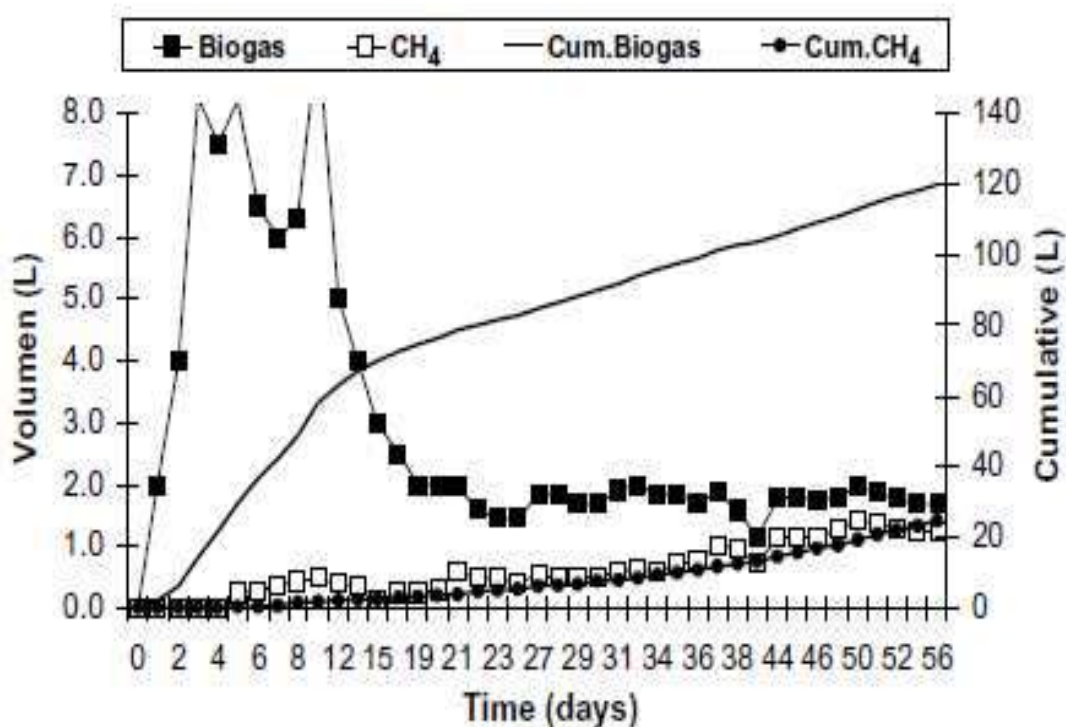
Os resultados obtidos neste experimento em reatores batelada pode ser comparado a artigos que citem o uso do mesmo tipo de reator e resíduo alimentar. O artigo de FORSTER-CARNEIRO et al. (2008) foi utilizado para comparação dos dados obtidos. A Tabela 15 compara as variáveis e condições de cada trabalho, levando em consideração os experimentos com resíduos alimentares inoculados em reatores batelada.

Pode-se avaliar pela Tabela 15 que o experimento do FORSTER-CARNEIRO (2008) foi realizado em reator de mesmo tipo, batelada, e com volumes úteis de aproximadamente 5 L, porém dentro da faixa de temperatura termofílica, que favorece a cinética enzimática e acelera o processo. Porcentagens de sólidos totais mais elevadas também foram usadas, logo, o resíduo se encontra mais seco. O tempo de operação e porcentagem de lodo relatados foram três vezes mais elevados.

**Tabela 15:** Comparação entre condições de operação do projeto atual e artigo retirado da literatura

|                          | Projeto Atual           | Artigo da Literatura          |
|--------------------------|-------------------------|-------------------------------|
| Fonte                    | CARDOSO (2015)          | FORSTER-CARNEIRO et al (2008) |
| % ST                     | 10                      | 20                            |
| Temperatura (°C)         | 37                      | 55                            |
| Reator                   | Batelada                | Batelada                      |
| Volume Útil (L)          | 5,25                    | 5,00                          |
| Tempo de Operação (dias) | 25                      | 60                            |
| % Inóculo                | 10                      | 30                            |
| Resíduos                 | B1 (Alimentar)          | Alimentar                     |
|                          | B2 (Alimentar + Esgoto) | -                             |

A Figura 35 indica o volume cumulativo e diário de biogás gerado no experimento de FORSTER-CARNEIRO et al. (2008). Pode-se observar que, no 25º dia de experimento, o autor havia obtido um volume cumulativo de, aproximadamente, 75 litros de biogás e 3 litros de metano. Estes resultados estão de acordo com os resultados obtidos no biorreator B1, contendo resíduo alimentar umedecido com água e inoculado. A cinética e comportamento da curva cumulativa de biogás obtida no artigo apresentaram características similares a do B1.



**Figura 35:** Gráfico de volumes diário e acumulativo de biogás e metano do artigo de FORSTER-CARNEIRO et al. (2008)

Através da comparação destes dois resultados, é possível confirmar que os experimentos realizados em biodigestores de bancada apresentados neste trabalho estão de acordo com artigos da literatura que se utilizam de reatores similares e resíduos alimentares.

#### 5.4 – Pegada de Carbono

Para realizar a pegada de carbono de um processo de digestão anaeróbia, é necessário que haja a análise dos mais diversos cenários possíveis. Esta análise foi baseada no BSI (2008) e no artigo de LIU et al. (2012) e leva em consideração apenas o resíduo alimentar.

## 1º Cenário: Emissão direta de gás na atmosfera

Este se trata do pior cenário possível. Assume-se que todo o resíduo alimentar não será tratado, e sim enviado para um lixão. A matéria orgânica no fundo de uma pilha no resíduo sólido acumulado se encontra em condições parcialmente anaeróbias, gerando o chamado gás composto, em média, por 55% de metano e 45% de dióxido de carbono.

Mede-se o CO<sub>2</sub> equivalente emitido por tonelada de resíduo.

Dados:

$$Q(\text{CH}_4) = \text{Potencial de geração de CH}_4 \text{ do resíduo} = 19,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$$

$$\text{MW}(\text{CH}_4) = \text{Peso molecular do CH}_4 = 16 \text{ g} \cdot \text{gmol}^{-1}$$

$$\text{MW}(\text{CO}_2) = \text{Peso molecular do CO}_2 = 44 \text{ g} \cdot \text{gmol}^{-1}$$

$$\text{MV}(\text{CNTP}) = \text{Volume Molecular na CNTP} = 22,4 \text{ L} \cdot \text{gmol}^{-1}$$

$$\text{GWP}(\text{CH}_4) = \text{Potencial de aquecimento global do metano} = 21$$

$$\text{GWP}(\text{CO}_2) = \text{Potencial de aquecimento global do CO}_2 = 1$$

$$\% \text{CH}_4 = \text{Porcentagem de CH}_4 \text{ no biogás} = 55\%$$

$$\% \text{CO}_2 = \text{Porcentagem de CO}_2 \text{ no biogás} = 45\%$$

O potencial de geração de CH<sub>4</sub> em massa pode ser calculado através da seguinte equação:

$$G(\text{CH}_4) = Q(\text{CH}_4) * \frac{\text{MW}(\text{CH}_4)}{\text{MV}(\text{CH}_4)} = 13,8 \frac{\text{kg}}{\text{ton}}$$

Pode-se calcular o potencial de geração de CO<sub>2</sub> do resíduo facilmente, já que a proporção dos dois gases é conhecida.

$$G(\text{CO}_2) = Q(\text{CH}_4) * \frac{\% \text{CO}_2}{\% \text{CH}_4} * \frac{\text{MW}(\text{CO}_2)}{\text{MV}(\text{CO}_2)} = 31,0 \frac{\text{kg}}{\text{ton}}$$

Levando em consideração que o metano tem um potencial de aquecimento global 21 vezes maior que o dióxido de carbono, conclui-se que a emissão de CO<sub>2</sub> equivalente por tonelada de resíduo é:

$$G_1 = G(\text{CH}_4) * \text{GWP}(\text{CH}_4) + G(\text{CO}_2) * \text{GWP}(\text{CO}_2) = 320,8 \frac{\text{kgCO}_2}{\text{ton}}$$

Logo, ao se optar pela destinação de resíduo alimentar a um lixão são liberados, aproximadamente, 321 quilos de CO<sub>2</sub> equivalente por tonelada de resíduo.

## **2º Cenário:** Emissão parcial de gás na atmosfera

Neste cenário, assume-se que todo o resíduo alimentar não será tratado, e sim enviado para um lixão ou aterro de coleta parcial do gás gerado. Metade do gás será coletado e queimado para geração de energia.

Mede-se a emissão de CO<sub>2</sub> equivalente por tonelada de resíduo, considerando os mesmos dados do cenário anterior e:

$$Q (\text{CH}_4) = \text{Potencial de geração de CH}_4 \text{ do resíduo} = 19,3 \text{ L.kg}^{-1}$$

$$\text{MW} (\text{CH}_4) = \text{Peso molecular do CH}_4 = 16 \text{ g.gmol}^{-1}$$

$$\text{MW} (\text{CO}_2) = \text{Peso molecular do CO}_2 = 44 \text{ g.gmol}^{-1}$$

$$\text{MV} (\text{CNTP}) = \text{Volume Molecular na CNTP} = 22,4 \text{ L.gmol}^{-1}$$

$$\text{GWP} (\text{CH}_4) = \text{Potencial de aquecimento global do metano} = 21$$

$$\text{GWP} (\text{CO}_2) = \text{Potencial de aquecimento global do CO}_2 = 1$$

$$\% \text{CH}_4 = \text{Porcentagem de CH}_4 \text{ no biogás} = 55\%$$

$$\% \text{CO}_2 = \text{Porcentagem de CO}_2 \text{ no biogás} = 45\%$$

$$\text{HV} (\text{CH}_4) = \text{Poder calorífico do CH}_4 = 35,9 \text{ MJ.m}^{-3} = 35900 \text{ kJ.m}^{-3}$$

$$E = \text{Eficiência de geração de energia de gás gerado} = 0,3$$

$$\text{EF} = \text{Fator de emissão de GHG para geração de energia maior que } 1000\text{MW} = 0,8578 \text{ kgCO}_2\text{eq/kWh} = 0,000238 \text{ kgCO}_2\text{eq/kJ}$$

**1º Passo:** Cálculo da emissão de CO<sub>2</sub> equivalente da metade do gás não coletado, que é metade do resultado do primeiro cenário.

$$G_{21} = 160,4 \frac{\text{kgCO}_2}{\text{ton}}$$

## **2º Passo:** Emissão de CO<sub>2</sub> através da geração de energia

Metade do gás será queimado, então o metano será convertido em dióxido de carbono.



$$G22 = 0,5 * \left[ Q(CH_4) + Q(CH_4) * \frac{\%CO_2}{\%CH_4} \right] * \frac{MW(CO_2)}{MV(CO_2)} = 34,5 \frac{kgCO_2}{ton}$$

**3º Passo:** Compensação de GHG pela geração de energia

O metano que foi convertido em energia gera compensação de gás de efeito estufa.

$$G23 = 0,5 * Q(CH_4) * HV(CH_4) * E * EF = 24,7 \frac{kgCO_2}{ton}$$

$$G2 = G21 + G22 - G23 = 170,2 \frac{kgCO_2}{ton}$$

Ao se queimar metade do gás gerado, libera-se 170,2 quilos de CO<sub>2</sub> equivalente por tonelada de resíduo. Isto significa que a geração de GEE (do inglês, GHG) é reduzida em 47%.

### **3º Cenário:** Digestão Anaeróbia com Geração de Energia

Neste cenário, assume-se que o resíduo alimentar será tratado através de digestão anaeróbia e que todo o biogás gerado será queimado em caldeiras para geração de energia.

Mede-se a emissão de CO<sub>2</sub> equivalente por tonelada de resíduo, sendo considerados os dados do primeiro e segundo cenários e:

QAD (CH<sub>4</sub>) = Potencial de geração de CH<sub>4</sub> do resíduo por AD= 46,8 L.kg<sup>-1</sup>

QAD (b) = Potencial de geração de biogás do digestato gerado por AD=1 L.kg<sup>-1</sup>

MW (CH<sub>4</sub>) = Peso molecular do CH<sub>4</sub> = 16 g.gmol<sup>-1</sup>

MW (CO<sub>2</sub>) = Peso molecular do CO<sub>2</sub> = 44 g.gmol<sup>-1</sup>

MV (CNTP) = Volume Molecular na CNTP = 22,4 L.gmol<sup>-1</sup>

GWP (CH<sub>4</sub>) = Potencial de aquecimento global do metano = 21

GWP (CO<sub>2</sub>) = Potencial de aquecimento global do CO<sub>2</sub> = 1

%CH<sub>4</sub> = porcentagem de CH<sub>4</sub> no biogás = 75%

%CO<sub>2</sub> = porcentagem de CO<sub>2</sub> no biogás = 25%

HV (CH<sub>4</sub>) = Poder calorífico do CH<sub>4</sub> = 35,9 MJ.m<sup>-3</sup> = 35900 kJ.m<sup>-3</sup>

E = Eficiência de geração de energia de gás gerado = 0,3

EF = Fator de emissão de GHG para geração de energia maior que 1000MW = 0,8578 kgCO<sub>2</sub>eq/kWh = 0,000238 kgCO<sub>2</sub>eq/kJ

**1º Passo:** Cálculo da emissão de biogás do digestato formado após a digestão anaeróbia.

$$G_{31} = QAD(b) * \frac{\%CH_4}{100} * \frac{MW(CH_4)}{MV(CH_4)} * GWP(CH_4) + QAD(b) * \frac{\%CO_2}{100} * \frac{MW(CO_2)}{MV(CO_2)} * GWP(CO_2) = 11,74 \frac{kgCO_2}{ton}$$

**2º Passo:** Emissão de CO<sub>2</sub> pela geração de energia

$$G_{32} = \left[ QAD(CH_4) + QAD(CH_4) * \frac{\%CO_2}{\%CH_4} \right] * \frac{MW(CO_2)}{MV(CO_2)} = 122,6 \frac{kgCO_2}{ton}$$

**3º Passo:** Compensação de GHG pela geração de energia

O metano que foi convertido em energia gera compensação de gás de efeito estufa.

$$G_{33} = QAD(CH_4) * HV(CH_4) * E * EF = 120,0 \frac{kgCO_2}{ton}$$

$$G_3 = G_{31} + G_{32} - G_{33} = 14,3 \frac{kgCO_2}{ton}$$

Ao se queimar metade do biogás gerado, são liberados 14,3 quilos de CO<sub>2</sub> equivalente por tonelada de resíduo. Logo, do terceiro cenário para o primeiro, há uma diferença de mais de 95,5% na emissão de GEE.

#### **4º Cenário:** Digestão Anaeróbia com Recuperação de Biogás

Neste cenário, assume-se que o resíduo alimentar será tratado através de digestão anaeróbia e que todo o biogás gerado será recuperado e purificado.

Mede-se a emissão de CO<sub>2</sub> equivalente por tonelada de resíduo, considerando-se os dados do segundo e terceiro cenários e:

QAD (CH<sub>4</sub>) = Potencial de geração de CH<sub>4</sub> do resíduo por AD = 46,8 L.kg<sup>-1</sup>

QAD (b) = Potencial de geração de biogás do digestato gerado por AD = 1 L.kg<sup>-1</sup>

MW (CH<sub>4</sub>) = Peso molecular do CH<sub>4</sub> = 16 g.gmol<sup>-1</sup>

MW (CO<sub>2</sub>) = Peso molecular do CO<sub>2</sub> = 44 g.gmol<sup>-1</sup>

MV (CNTP) = Volume Molecular na CNTP = 22,4 L.gmol<sup>-1</sup>

GWP (CH<sub>4</sub>) = Potencial de aquecimento global do metano = 21

GWP (CO<sub>2</sub>) = Potencial de aquecimento global do CO<sub>2</sub> = 1

%CH<sub>4</sub> = porcentagem de CH<sub>4</sub> no biogás = 75%

%CO<sub>2</sub> = porcentagem de CO<sub>2</sub> no biogás = 25%

HV (CH<sub>4</sub>) = Poder calorífico do CH<sub>4</sub> = 35,9 MJ.m<sup>-3</sup> = 35900 kJ.m<sup>-3</sup>

EF = Fator de emissão de GHG para geração de energia maior que 1000MW = 0,8578 kgCO<sub>2</sub>eq/kWh = 0,000238 kgCO<sub>2</sub>eq/kJ

%Rec = Taxa de recuperação do sistema de purificação e separação = 95%

%Loss = Taxa de perda de biogás pelo sistema ou impurezas = 5%

**1º Passo:** Cálculo da emissão de biogás do digestato formado após a digestão anaeróbia.

$$G41 = QAD(b) * \frac{\%CH4}{100} * \frac{MW(CH4)}{MV(CH4)} * GWP(CH4) + QAD(b) * \frac{\%CO2}{100} * \frac{MW(CO2)}{MV(CO2)} * GWP(CO2) = 11,7 \frac{kgCO2}{ton}$$

**2º Passo:** Emissão de CO<sub>2</sub> pela geração de energia

$$G42 = \left[ QAD(CH4) + QAD(CH4) * \frac{\%CO2}{\%CH4} \right] * \frac{MW(CO2)}{MV(CO2)} = 122,6 \frac{kgCO2}{ton}$$

**3º Passo:** Perda de gás pelo *flare*

O gás perdido pelo sistema e impurezas são queimadas em *flare* e liberados para a atmosfera.

$$G43 = \frac{\left[ \left( QAD(CH4) * \frac{\%CO2}{\%CH4} + QAD(CH4) \right) * \%Loss * \frac{MW(CO2)}{MV(CO2)} \right]}{100} = 6,1 \frac{kgCO2}{ton}$$

**4º Passo:** Compensação de GHG pela geração de energia

O metano que foi convertido em energia gera compensação de gás de efeito estufa.

$$G_{44} = Q_{AD}(CH_4) * HV(CH_4) * EF * \%Rec = 379,9 \frac{kgCO_2}{ton}$$

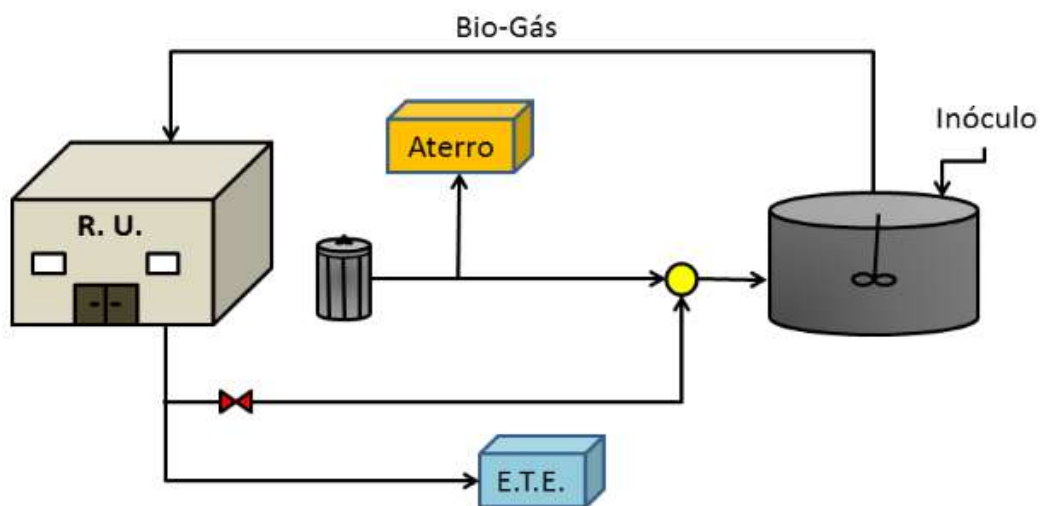
$$G_4 = G_{41} + G_{42} + G_{43} - G_{44} = -239,4 \frac{kgCO_2}{ton}$$

A emissão de GEE é negativa, o que significa que o gás foi permanentemente removido da atmosfera e teve um impacto positivo para o planeta.

### 5.5 - Viabilidade Técnica

Com os dados obtidos no experimento com o biodigestor, foi elaborado um cenário para a realização de um experimento de viabilidade técnica para o processo de Codigestão Anaeróbia de resíduo alimentar e esgoto.

O cenário escolhido é o que melhor se encaixa com o que se pretende realizar é o de um restaurante universitário (R.U.) que queira se tornar mais sustentável. Enquanto trata parte do esgoto e resíduo alimentar que produz, pode gerar energia para a sua cozinha através do biogás, como apresentado na Figura 36.



**Figura 36:** Ilustração de R.U. e biodigestor associado

Com base nas estimativas descritas por Jordão & Pessoa (1995), um restaurante gera, aproximadamente, 25 litros de esgoto por refeição servida por dia e 90 quilos de resíduo alimentar por mil dólares em vendas.

Como os preços dos restaurantes universitários são muito baixos e, provavelmente, não condizentes com os estudos de Jordão & Pessoa (1995),

utilizou-se valores de um restaurante comum de média renda. Foi assumido que um cliente gastaria, em média, 16 reais por refeição, que o custo do dólar é de 2,5 reais e que seriam servidas 1000 refeições por dia.

Assumindo, também, que a densidade do resíduo alimentar é  $1\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ , conclui-se que são gerados 576 litros de resíduo alimentar e 25000 litros de esgoto por dia neste único restaurante.

A porcentagem de sólidos totais ótimo da mistura é de 10%, então deve-se misturar o resíduo alimentar e o esgoto em proporções de acordo com o seu valor de sólidos totais. Sabe-se que a umidade do esgoto e do lodo é de aproximadamente 99%, logo seu valor de sólidos totais é de 1%, e admitindo que a faixa de porcentagem de sólidos totais do resíduo alimentar é de 32 a 25% TS, em média, de 28,5%.

Utilizando a Equação 4 apresentada anteriormente, para um biodigestor de volume útil de 1750 litros, calcula-se que a mistura deve ser feita com 175 litros de lodo, 573 litros de resíduo alimentar e 1002 litros de esgoto. Isto reduziria em 99,5% a geração de resíduos sólidos orgânicos.

Caso o processo seja conduzido em bateladas sequenciais, com retirada parcial do digestato e realimentação do biodigestor, a necessidade de lodo pode ser reduzida.

## **5.6 – Viabilidade Econômica**

Antes da implantação de um sistema de digestão anaeróbia é necessária uma avaliação econômica do processo, pois esta operação pode se mostrar bastante custosa (AGRI-FACTS, 2008). Tópicos importantes a serem avaliados são o contexto, a produção energética, a geração de fertilizante e o potencial energético do biogás oriundo da codigestão.

### **5.6.1 – Potencial Energético da Codigestão Anaeróbia:**

Estima-se que 1 tonelada de resíduo alimentar gera entre 75 e 135  $\text{m}^3$  de metano, e que durante o tratamento do esgoto, 1  $\text{m}^3$  de seu lodo anaeróbio retido gera entre 57 e 100  $\text{m}^3$  de metano (EBMUD, 2008). Estes resultados estão de acordo com os encontrados na literatura (CURRY, PILLAY, 2012).

Estimando a densidade do resíduo alimentar triturado para  $1000\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  e calculando uma média entre os mínimos e máximos dos volumes de metano gerados pelo tratamento, conclui-se que a geração de metano por resíduo alimentar é de  $105\text{m}^3_{\text{metano}}/\text{m}^3_{\text{resíduo alimentar}}$  e, pelo tratamento de esgoto,  $79\text{m}^3_{\text{metano}}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$ .

Sabendo-se que o potencial de geração energética do metano é de 10 kWh/m<sup>3</sup><sub>metano</sub> e que a eficiência do Sistema Combinado de Geração de Calor e Energia Elétrica, ou CHP, é de 35% para a geração de energia elétrica e de 50% para a térmica (BANKS, 2009), é possível chegar aos resultados apresentados na Tabela 15.

**Tabela 16:** Estimativa energética de digestão anaeróbia

| Resíduo   | Volume de Resíduo (m3) | Potencial de Geração de Metano (m3/m3) | Volume de Metano (m3) | Potencial Energético (KWh) | Potencial Elétrico (KWh) | Potencial Térmico (KWh) |
|-----------|------------------------|--|-----------------------|----------------------------|--------------------------|-------------------------|
| Alimentar | 0,573                  | 105                                    | 60                    | 602                        | 211                      | 301                     |
| Esgoto    | 1,002                  | 79                                     | 79                    | 785                        | 275                      | 393                     |

As estimativas feitas a seguir são baseadas no relatório publicado pelo Ministério da Cultura de Alberta, Canadá, e levam em consideração a operação de um reator em batelada.

$$\text{Potencial Elétrico Total} = 211 + 275 = 486 \text{ kWh/batelada}$$

$$\text{Preço da Energia Elétrica (FIRJAN, 2015)} = \text{R\$ } 0,4022 \text{ /kWh/batelada}$$

$$\text{Economia de Energia Elétrica} = 486 * 0,4022 = \text{R\$ } 195,42 \text{ /batelada}$$

$$\text{Potencial Térmico Total} = 301 + 393 = 694 \text{ kWh} = 2,50 \text{ GJ/batelada}$$

$$\text{Preço de Aquecimento à Gás Natural (BRAGA et al., 2009)} = \text{R\$ } 22,21 \text{ /GJ/batelada}$$

$$\text{Economia com o Aquecimento} = 2,50 * 22,21 = \text{R\$ } 55,59 \text{ /batelada}$$

$$\text{Economia Total} = 195,42 + 55,59 = \text{R\$ } 251,01 \text{ /batelada}$$

$$\text{Dias por Batelada} = 45 \text{ dias/batelada}$$

São assumidos 40 dias por ano de paradas para manutenção e limpeza e operação de 24 horas por dia.

$$\text{Dias Úteis de Operação por ano} = 315 \text{ dias/ano}$$

$$\text{Nº de Bateladas por ano} = 315 / 45 = 7 \text{ bateladas}$$

$$\text{Economia Anual} = 251,01 * 7 = \text{R\$ } 1757,04 \text{ /ano}$$

### 5.6.2 - Estimativa aproximada do capital de custo:

$$\text{Potencial Elétrico Total} = (211 + 275) * 7 = 3402 \text{ kWh/ano}$$

$$\text{Dias Operacionais} = 315$$

$$\text{Assumindo Operação de 24h/dia} = 3402 / 24 / 315 = 0,45 \text{ kWh}$$

Investimento Inicial = R\$ 5000 /kWh

**Custo do Sistema =  $0,45 * 5000 = \text{R\$ } 2249,43$**

### **5.6.3 - Período de Recuperação do Investimento:**

(MARTINS, OLIVEIRA, 2011)

Custo do Sistema = R\$ 2249,43

Custo de Operação da Planta = R\$ 0,13 /kWh

Potencial Elétrico Total = 3402 kWh/ano

Custo Operacional/ano =  $0,13 * 3402 = \text{R\$ } 442,26$  /ano

Rendimento Energético Anual = R\$ 1767,04 /ano

Rendimento Anual Total =  $1767,04 - 442,26 = \text{R\$ } 1314,78$

**Período de Recuperação Simples =  $2249,43 / 1314,78 = 1,71$  anos**

## **6 - Conclusões**

Os dados levantados na literatura, nos experimentos realizados e nas análises de viabilidade técnica e econômica permitem concluir que:

- A codigestão anaeróbia de resíduo alimentar e esgoto bruto é viável, apresentando melhores resultados na proporção de 10% ST;
- A adição de lodo de semeadura aumenta a produção de biogás e acelera o processo de degradação da mistura de resíduo alimentar e esgoto, sendo recomendável sua utilização;
- O aproveitamento (recuperação e purificação) de todo o biogás gerado na codigestão anaeróbia de resíduo alimentar e esgoto seria o melhor cenário possível para a pegada de carbono;
- A aplicação da codigestão anaeróbia de resíduo alimentar e esgoto gerados em um restaurante universitário pode reduzir em 99,5% a geração de resíduos sólidos orgânicos e em 4% a geração de esgoto;
- Estimativas preliminares sugerem que o processo é economicamente viável.

## **7 - Perspectivas Futuras**

Uma possível causa para a relativa baixa composição de metano no biogás gerado está relacionada ao alto conteúdo proteico do resíduo alimentar coletado e ao controle ineficiente de pH durante os primeiros dias do processo.

Afim de solucionarmos estes problemas em experimentos futuros e alcançarmos melhores resultados em tratamento e produção de metano, um conjunto maior de análises pode ser realizado durante a caracterização do resíduo alimentar. Análises de ácidos voláteis e amônia gerados durante o processo auxiliariam no diagnóstico de problemas durante o tratamento e indicariam a melhor forma de solucioná-los.

Para solucionar a questão do controle de pH durante o processo e otimizar a biodigestão, está sendo desenvolvido no laboratório LCPA um sistema completo de medição e controle de pH nos biodigestores. Com uma correção mais rápida e efetiva do pH, as archaeas metanogênicas seriam menos afetadas pela acidez e produziram metano continuamente e em maior quantidade, aumentando sua proporção no biogás.

## Referências Bibliográficas

ABRELPE, 2013. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2013. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>> Acesso em Dezembro de 2014

AGRI-FACTS, 2008. Economic feasibility of anaerobic digesters. Practical Information for Alberta's Agriculture Industry. June 2008.

ALCARDE, J.C., 2005. Corretivos da acidez dos solos: características e interpretações técnicas por J.C. Alcarde. São Paulo, ANDA, 2005 24p. (ANDA, Boletim Técnico, 6)

ALVES, J.W.S. E VIEIRA, S.M.M., 1998. Inventário Nacional de Emissões de Metano pelo Manejo de Resíduos. São Paulo: CETESB, 1998. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/geesp/docs/docs\\_cetesb/2.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/geesp/docs/docs_cetesb/2.pdf)> Acesso em Julho de 2014

ANGENENT, L.T., KARIM, K., AL-DAHAN, M.H., WRENN, B.A., DOMINGUEZ-ESPINOSA, R., 2004. Production of bioenergy and biochemicals from industrial and agricultural wastewater. Trends in Biotechnology, v 22, pp 477-485

APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Nineteenth ed. American Public Health Association, Washington DC, USA.



AUGENBRAUN, H., MATTHEUS, E. & SARMA, D., 1997. The Global Methane Cycle. Education: Global Methane Inventory. National Aeronautics and Space Administration, Goddard Institute for Space Studies. ASA-GISS-ICP. Disponível em: <http://icp.giss.nasa.gov/education/methane/intro/cycle.html> Acesso em Dezembro de 2014

BANKS, C., 2009. Optimising Anaerobic Digestion. University of Southampton

BAYR, S., KAPARAJU, P., RINTALA, J., 2013. Screening pretreatment methods to enhance thermophilic anaerobic digestion of pulp and paper mill wastewater treatment secondary sludge. Chemical Engineering Journal, v 223, pp 479-486

BRAGA et al., 2009. Análise de viabilidade econômica da integração de células a combustível nas plantas de cloro-soda para a utilização do hidrogênio gerado no processo. Engevista, v 11(1), pp 8-23

BRASIL, 2010. Lei Federal Nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BSI, 2008. Guide to PAS 2050: How to assess the carbon footprint of goods and services. British Standards Institute, London (2008)

CAMPOS, J. R. et al., 1999. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, PROSAB/FINEP.

CARVALHO, E., 2014. Lei exige fim de lixões até este sábado; 60% das cidades não se adequaram. G1, São Paulo. Disponível em: <http://g1.globo.com/natureza/noticia/2014/08/lei-exige-fim-de-lixoes-ate-este-sabado-60-das-cidades-nao-se-adequaram.html> Acesso em Agosto de 2014

CECCHI, F. et al, 1991. Anaerobic digestion of municipal solid waste thermophilic vs. mesophilic performance at high solids. Management & Research, v 9, pp 305-315.

CHARLES, W., WALKER, L., CORD-RUWISCH, R., 2009. Effect of pre-aeration and inoculums on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. Bioresource Technology, v 100, pp 2329-2335

CHEN, Y., CHENG, J.J., CREAMER, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. Bioresource Technology. 99, 4044–4064.

CURRY, N., PILLAY, P., 2012. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. Renewable Energy, v 41, pp 200-209

DE BAERE, L., 2000. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. Water Science and Technology, v 41(3), pp 283–290

EBMUD, 2008. East Bay Municipal Utility District (EBMUD). Disponível em: <https://www.ebmud.com/for-customers/for-residential-customers/residential-conservation-rebates-and-services> Acesso em Dezembro de 2014.

ECKE, H., LAGERKVIST, A., 2000. Anaerobic Treatment of Putrescible Refuse (ATPR), Report 2000:01. The Division of Waste Science & Technology, Lulea University of Technology, Lulea, Sweden, pp 47

FERNANDEZ, J., PEREZ, M. & ROMERO, L.I., 2010. Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of the municipal solid waste: influence of initial total solid concentration. *Bioresource Technology*, v 101, pp 6322-6328

FIRJAN, 2015. Sistema Firjan. Quanto Custa a Energia Elétrica para a Indústria no Brasil. Disponível em: <http://www.quantocustaenergia.com.br/quantocusta/quanto-custa/quanto-custa-quanto-custa-a-energia-eletrica-para-a-industria-no-brasil-sistema-firjan.htm> Acesso em Janeiro, 2015.

FORSTER-CARNEIRO, T., PÉREZ, M., ROMERO, L.I., 2008. Anaerobic digestion of municipal solid wastes: Dry thermophilic performance. *Bioresource Technology*, v 99, pp 8180–8184

FOUNTOULAKIS, M.S., DRAKOPOULOU, S., TERZAKIS, S., GEORGAKI, E., MANIOS, T., 2008. Potential for methane production from typical Mediterranean agro-industrial by-products. *Biomass Bioenergy*, v 32, pp 155-161

GEBREZGABHER, S.A. et al., 2010. Economic analysis of anaerobic digestion - A case of Green Power biogas plant in Netherlands. *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences*, v 57, pp 109-115

GLOBAL METHANE, 2011. Global methane emissions and mitigations opportunities. Disponível em: [https://www.globalmethane.org/documents/analysis\\_fs\\_en.pdf](https://www.globalmethane.org/documents/analysis_fs_en.pdf) Acesso em Janeiro de 2015

IBGE, 2008. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

IEA, 2013. Biogas production and utilization – Update 18. IEA Bioenergy, Task 37, International Energy Agency. Disponível em: <http://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2013/10/IEA-Bioenergy-Update-18-Biogas-Production-and-Utilisation.pdf> Acesso em Março de 2014

JEWELL, J.W. et al., 1982. Anaerobic attached film expanded bed process. First International Conference on Fixed-Film Biological Processes, pp 1-26, Ohio

JINGURA, R.M. & MATENGAIFA, R., 2009. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, v 13, pp 1116-1120

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A., 1995. Tratamento de esgotos domésticos. Tio de Janeiro: ABES, 3. Ed. 1995

KANAKIDOU, M. et al., 1999. 3-D Global Simulations of Tropospheric CO<sub>2</sub> distributions – Results of the GIM/IGAC Intercomparison 1997 Exercise. Chemosphere – Global Change Science, v. 1, pp. 263-282

KAYHANIAN, M., RICH, R., 1995. Pilot scale high solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements. Biomass and Bioenergy, v 8(6), pp 433-444

KHALID, A. et al., 2011. The Anaerobic Digestion of Solid Organic Waste, Waste Management, v 31, pp 1737-1744

KIM, D.H., CHO, S.K., LEE, M.K., KIM, M.S., 2013. Increased solubilization of excess sludge does not always result in enhanced anaerobic digestion efficiency. Bioresource Technology, v 143, pp 660-664

KIM, D.H., OH, S.E., 2011. Continuous high-solids anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. Waste Management, v 31, pp 1943-1948

KIM, J., PARK, C., KIM, T.H., LEE, M., KIM, S., KIM, S.W., LEE, J., 2003. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. Journal of Bioscience and Bioengineering, v 95(3), pp 271-275

KIM, J.K., OH, B.R., CHUN, Y.N., KIM, S.W., 2006. Effects of Temperature and Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Food Waste. Journal of Bioscience and Bioengineering, v 102(4), pp 328-332

KUNII, D., LEVENSPIEL, O., 1969. Fluidization Engineering. New York. John Wiley & Sons Inc.

LANSING, S. et al., 2008. Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters, Bioresource Technology, v 99, pp 5881-5890

LASTELLA, G., TESTA, C. CORNACCHIA, G., NOTOTNICOLA, M., VOLTASIO, F., SHARMA, V.K., 2002. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification, Energy Conversion Management, v 43 (1), pp 63-75

LEITE, M. et al. 2014. Líquido e Incerto: O Futuro dos Recursos Hídricos do Brasil. Folha de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://arte.folha.uol.com.br/ambiente/2014/09/15/crise-da-agua/>> Acesso em Dezembro de 2014

LI, Y., JIN, Y., 2015. Effects of thermal pretreatment on acidification phase during two-phase batch anaerobic digestion of kitchen waste. Renewable Energy, v 77, pp 550-557

LIM, S.J., 2009. Comparisons between the UASB and the EGSB reactor. Iowa State University, 17.

- LIMA, L., 2014. Quatro anos após tragédia, perigo ainda ronda o Morro do Bumba. G1, RIO. Disponível em: <<http://oglobo.globo.com/rio/quatro-anos-apos-tragedia-perigo-ainda-ronda-morro-do-bumba-12101052>> Acesso em Janeiro de 2015.
- LIU, X., GAO, X., WANG, W., ZHENG, L., SUN, Y., 2012. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction. *Renewable Energy*, v 44, pp 463-468
- MARTINS, F.M., OLIVEIRA, P.A.V., 2011. Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinocultura. *Engenharia Agrícola*, v 31(3)
- MATA-ALVAREZ, J., DOSTA, J., MACÉ, S., ASTALS, S., 2011. Codigestion of solid wastes: a review of its uses and perspectives including modeling. *Journal of Environmental Management*, v 92, PP 1091-1096
- MATA-ALVAREZ, J., DOSTA, J., ROMERO-GUIZA, M.S., FONOLL, X., PECES, M., ASTALS, S., 2014. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v 36, pp 412-427
- MATA-ALVAREZ, J., MACÉ, S. & LLABRÉS, P., 2000. Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes. An Overview of Research Achievements and Perspectives. *Bioresource Technology*, v 74, pp 3-16
- MCTI, MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO, 2013. Estimativas anuais de emissões de gases do efeito estufa no Brasil. Brasília, SEPED. Disponível em: <<http://gvces.com.br/arquivos/177/EstimativasClima.pdf>> Acesso em Dezembro de 2014
- METCALF & EDDY, 1991. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., New York.
- MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2014. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2012. Brasília, SNSA/MCIDADES, pp 164
- MMA, 2011. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Versão para consulta pública. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/253/publicacao/253\\_publicacao02022012041757.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf)> Acesso em Julho de 2014.
- MOLINO, A. et al., 2013. Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. *Fuel*, v 103, pp 1003-1009
- NAIME, R., 2012. Destinação final em aterro sanitário. *EcoDebate*. Disponível em: <http://www.ecodebate.com.br/2012/05/03/destinacao-final-em-aterro-sanitario-artigo-de-roberto-naime/> Acesso em Janeiro de 2015
- NISHIO, N., NAKASHIMASA, Y., 2013. Chapter 7 – Manufacture of biogas and fertilizer from solid food wastes by means of anaerobic digestion, in food

industry wastes. Edited by Kosseva, M.R. and Webb, C., Academic Press, San Diego, pp 121-133

OWAMAH, H.I., 2014. Fertilizer and sanitary quality of digestate biofertilizer from the co-digestion of food waste and human excreta. Waste Management, v 34(4), pp 747-752

PARK, C., LEE, C., KIM, S., CHEN, Y., CHASE, H.A., 2005. Upgrading of anaerobic digestion by incorporating two different hydrolysis processes. Journal of Bioscience and Bioengineering, v 100, pp 164-167

REATORES - CETESB – Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/biogas/Biog%C3%A1s/20-Reatores>> Acesso em Junho de 2014

RIBEIRO, R., 2013. Quase 40% da água tratada no Brasil é desperdiçada, aponta estudo. G1, São Paulo. Disponível em: < <http://g1.globo.com/bom-dia-brasil/noticia/2013/03/quase-40-da-agua-tratada-no-brasil-e-desperdicada-aponta-estudo.html>> Acesso em Junho de 2014

RODELLA, A.A., ALCARDE, J.C., 2000. Requisitos de qualidade física e química de fertilizantes minerais. In: GONÇALVES, J.L. de M.; BENEDETTI, V. Nutrição e fertilização florestal. Piracicaba: IPEF. pp 59-78

ROMERO, C. et al, 2013. Raw and digested waste compost leachate as potential fertilizer: comparison with a commercial fertilizer. Journal of Cleaner Production, v 59, pp 73-78

SAWYER, C.N., MCCARTY, P.L., PARKIN, G.F., 2003. Chemistry for Environmental Engineering and Science. New York: McGraw-Hill, 2003

SILVA, A.M.R.B., 2001. Avaliação das características físico-químicas de biossólidos provenientes de estações de tratamento de esgoto doméstico aeróbio em Pernambuco. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

SILVA, W.R., 2009. Estudo cinético do processo de digestão anaeróbica de resíduos sólidos vegetais. Tese (doutorado) – UFPB/CEN, João Pessoa

SOUZA, M.M.V.M., 2012. Processos inorgânicos. 1. Ed. Rio de Janeiro: Synergia. FAPERJ, 2012.

STEYER, J.P., BOUVIER, J.C., CONTE, T., GRAS, P., SOUSBIE, P., 2002. Evaluation of a four year experience with a fully instrumented anaerobic digestion process. Water Science and Technology, v 45, pp 495-502

SUN, X. et al., 2012. Acidification of waste activated sludge during thermophilic anaerobic digestion. Procedia Environmental Sciences, v 16, pp 391-400

TAKASHIMA, M., SPEECE, R.E., 1990. Mineral requirements for methane fermentation. Critical Reviews in Environmental Control, v 19, pp 465-479

TSUTIYA, M.I., 1999. Metais pesados: O principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20. Rio de Janeiro, RJ, Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1999b. PP 753-761

UGOJI, E.O., 1997. Anaerobic digestion of palm mill effluent and its utilization as fertilizer for environmental protection. *Renewable Energy*, v 10(2-3), pp 291-294

VAN HORN, H.H. et al., 1994. Components of dairy waste management systems. *Journal of Dairy Science*, v 77, pp 2008-2030

VON SPERLING, M., 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. Ed. – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.

WANG, D. I. C. et al, 1984. *Fermentation and Enzyme Technology*, John Wiley and Sons, NY.

WEBER, M.I., 2006. Avaliação da eficiência de um reator anaeróbico de leite fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes. Dissertação (mestrado) – UFP, Curitiba. Disponível em: <[http://www.ppgerha.ufpr.br/publicacoes/dissertacoes/files/120-Marisa\\_Isabel\\_Weber.pdf](http://www.ppgerha.ufpr.br/publicacoes/dissertacoes/files/120-Marisa_Isabel_Weber.pdf)> Acesso em Junho de 2014

WORLD BANK, 2012. What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management, Chapter 5. Urban Development Series Knowledge Papers. Disponível em: <<http://siteresources.worldbank.org/INTURBANDEVELOPMENT/Resources/336387-1334852610766/Chap5.pdf>> Acesso em Julho de 2014.

YEBO, L, PARK, S.Y., ZHU, J., 2011. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v 15(1), pp 821-826

ZANETTE, A.L., 2009. Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil. Dissertação (mestrado) – UFRJ/COPPE/Programa de Planejamento Energético, Rio de Janeiro. Disponível em: <[ppe.ufrj.br/pppe/production/tesis/zanette\\_luiz.pdf](http://ppe.ufrj.br/pppe/production/tesis/zanette_luiz.pdf)> Acesso em junho de 2014

ZHIDONG, L., 2011. A Study of Anaerobic Digestion of Excess Petrochemical Plant Sludge. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environment Effects*, v 33(10)

ZUPANCIC, G.D. et al., 2008. Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. *Biomass and Bioenergy*, v 32(2) pp 162-167