



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE
RESTAURANTES – PARTIDA DO REATOR E AVALIAÇÃO
DO BIOFERTILIZANTE**

DOUGLAS FERREIRA VELHO

São Leopoldo, Julho de 2016

DOUGLAS FERREIRA VELHO

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE
RESTAURANTES – PARTIDA DO REATOR E AVALIAÇÃO
DO BIOFERTILIZANTE**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Área de concentração: Gerenciamento de resíduos

Orientador: Prof. Dra. Luciana Paulo Gomes

Banca examinadora: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo
Miranda
Prof. Dr. Geraldo Antônio Reichert

São Leopoldo, Julho de 2016

V436d	<p data-bbox="376 799 667 824">Velho, Douglas Ferreira</p> <p data-bbox="389 831 1251 925">Digestão anaeróbia de resíduos de restaurantes: partida do reator e avaliação do biofertilizante / por Douglas Ferreira Velho. -- São Leopoldo, 2016.</p> <p data-bbox="432 965 724 990">110 f. : il. color. ; 30 cm.</p> <p data-bbox="389 1032 1217 1126">Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, RS, 2016.</p> <p data-bbox="432 1133 1027 1158">Área de concentração: Gerenciamento de resíduos.</p> <p data-bbox="432 1164 1179 1189">Orientação: Prof^a Dr^a. Luciana Paulo Gomes, Escola Politécnica.</p> <p data-bbox="389 1232 1251 1326">1.Engenharia sanitária. 2.Digestão anaeróbia. 3.Biodigestores. 4.Adubos e fertilizantes orgânicos. 5.Reaproveitamento (Sobras, refugos, etc.). I.Gomes, Luciana Paulo. II.Título.</p> <p data-bbox="911 1368 1059 1462" style="text-align: right;">CDU 628 628.35 631.86</p>
-------	---


Catalogação na publicação:
Bibliotecária Carla Maria Goulart de Moraes – CRB 10/1252

DOUGLAS FERREIRA VELHO

"DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE RESTAURANTES – PARTIDA DO REATOR E AVALIAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE"

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração: Gerenciamento de Resíduos, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Aprovada em 29 de julho de 2016

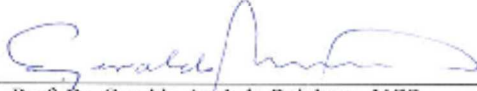


Prof.ª Dr.ª Luciana Paulo Gomes
Orientadora - UNISINOS



Prof.ª Dr.ª Luciana Paulo Gomes
Coordenadora do PPGEC - UNISINOS

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Geraldo Antônio Reichert - UCS



Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda - UNISINOS

“Nós somos o que fazemos todos os dias. Deste modo,
a excelência não é um ato, mas um hábito...”

Aristóteles

AGRADECIMENTOS

Primeiramente dedico esta dissertação a Deus, pela graça a mim concedida de poder alcançar tantos marcos importantes e felizes em minha vida.

Dedico e agradeço à minha amada esposa Bruna Bondan pelo amor incondicional, incentivo e compreensão nos momentos de ausência. Por sempre acreditar no meu potencial e não permitir desistir nos momentos de fraqueza.

Aos meus pais, Rosemari Ferreira Velho e Marcílio Ferreira Velho e minha irmã Daiane Ferreira Velho pela confiança, incentivo, amor e por me guardarem sempre.

Não menos importantes, minha avó Leonilde e minha tia Leda que mesmo estando longe sempre se fizeram presentes em orações e incentivo. Dedico ainda, de forma especial, ao meu avô Ângelo, que faltando menos de trinta dias para a entrega final deste trabalho passou por momentos difíceis de saúde e mesmo estando em um leito de UTI pediu em suas orações que Deus me abençoasse para que eu obtivesse êxito.

Dedico e agradeço, com a mesma intensidade e carinho da minha família, à minha professora orientadora Dra. Luciana Paulo Gomes pelo conhecimento compartilhado, dedicação na pesquisa, confiança, amizade, sinceridade e firmeza, o que me deu o rumo a seguir.

À empresa SEMANT, representados pela Sra. Márcia, Sr. Manoel, Luciano e Bianor que acreditaram na nossa proposta e auxiliaram no desenvolvimento, instalação e manutenção dos equipamentos.

Quero ainda aqui expressar os meus sinceros agradecimentos aos amigos e colegas do curso que me auxiliaram nesta longa caminhada.

Ao amigo Roger Pieri que foi meu braço direito e sempre manteve à disposição em todos os momentos de necessidade.

Às amigas e colaboradoras Aimée da Silva funcionária do laboratório de Saneamento Ambiental e Carol Lobato pelos auxílios prestados durante a execução da pesquisa.

Ao amigo Daniel Klein pelo incentivo e por permitir me fazer ausente em diversos momentos e à todos os demais amigos e colaboradores que atuaram de forma direta ou indireta no desenvolvimento das atividades.

Obrigado.

FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA

EXECUÇÃO



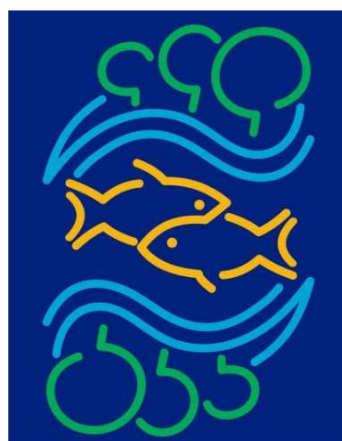
PATROCÍNIO



PETROBRAS



PROJETO VERDESINOS



VerdeSinos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVOS	23
2.1.1	<i>Objetivo geral.....</i>	23
2.1.2	<i>Objetivos específicos</i>	23
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1	TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	25
3.2	TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS VIA DIGESTÃO ANAERÓBIA	28
3.3	PROCESSOS DE CONVERSÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA VIA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	29
3.3.1	<i>Hidrólise</i>	31
3.3.2	<i>Acidogênese.....</i>	32
3.3.3	<i>Acetogênese</i>	32
3.3.4	<i>Metanogênese</i>	33
3.4	FATORES INTERVENIENTES AO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA.....	34
3.4.1	<i>Temperatura</i>	34
3.4.2	<i>Potencial hidrogeniônico (pH).....</i>	35
3.4.3	<i>Alcalinidade.....</i>	37
3.4.4	<i>Ácidos Graxos Voláteis (AGV).....</i>	37
3.4.5	<i>Umidade</i>	38
3.4.6	<i>Relação Carbono/Nitrogênio (C/N).....</i>	39
3.4.7	<i>Taxa de carregamento orgânico.....</i>	40
3.4.8	<i>Agitação / Mistura.....</i>	40
3.5	BIODIGESTORES	40
3.5.1	<i>Histórico.....</i>	41
3.5.2	<i>Biodigestor operado por batelada.....</i>	42
3.5.3	<i>Biodigestor operado com alimentação contínua</i>	43
3.5.4	<i>Inoculação</i>	44
3.5.5	<i>Estudos sobre biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos e outros efluentes</i>	46
3.6	BIOGÁS.....	47
3.6.1	<i>Emissões atmosféricas.....</i>	47
3.7	BIOFERTILIZANTE	48
3.7.1	<i>Nutrientes</i>	49
3.7.2	<i>Metais pesados e agentes patogênicos</i>	51
3.7.3	<i>Legislação.....</i>	53
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	57
4.1	ENSAIOS PRELIMINARES	58
4.2	SISTEMA EXPERIMENTAL.....	59
4.2.1	<i>Operação do biodigestor</i>	61
4.2.2	<i>Coleta das amostras</i>	62
4.2.3	<i>Monitoramento do volume de biogás produzido</i>	62
4.3	ETAPA A – CARACTERIZAÇÃO	63
4.3.1	<i>Adaptação de procedimentos.....</i>	64
4.4	ETAPA B – AVALIAÇÃO DA MISTURA	65
4.5	ETAPA C – MONITORAMENTO DO SISTEMA	67
4.5.1	<i>Preparação da amostra sólida para a determinação de Nitrogênio Total, Fósforo Total e Carbono Orgânico Total.....</i>	67
4.6	ETAPA D – CARACTERIZAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE GERADO	67
4.6.1	<i>Análise química do biofertilizante</i>	68
4.6.2	<i>Caracterização microbiológica.....</i>	68
4.6.3	<i>Teste de germinação.....</i>	69
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	71
5.1	ENSAIOS PRELIMINARES	71
5.2	PARTIDA DO BIODIGESTOR.....	72

5.2.1	<i>Sólidos Totais Voláteis, pH e Alcalinidade</i>	72
5.3	MONITORAMENTO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	77
5.3.1	<i>Umidade</i>	78
5.3.2	<i>Alcalinidade total</i>	79
5.3.3	<i>Potencial de hidrogênio (pH)</i>	81
5.3.4	<i>Comportamento Sólidos Totais Voláteis (STV) e Carbono Orgânico Total (COT)</i>	83
5.4	ANÁLISE DO DO BIOFERTILIZANTE.....	88
5.4.1	<i>Umidade</i>	88
5.4.2	<i>Caracterização química</i>	88
5.4.3	<i>Caracterização microbiológica</i>	90
5.5	TESTE DE GERMINAÇÃO.....	91
6	CONCLUSÕES	95
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Faixas de pH consideradas ideais para outros pesquisadores.....	35
Quadro 2: Diferentes resultados encontrados para umidade de substratos empregados em trabalhos de biodigestão	39
Quadro 3: Funções dos micronutrientes	50
Quadro 4: Redução dos organismos entéricos na biodigestão anaeróbia.....	52
Quadro 5: Concentração máxima permitida de patógenos.....	52
Quadro 6: Padrões de referência para fertilizantes orgânicos Classe C	54
Quadro 7: Principais características do biodigestor de 50 litros	59
Quadro 8: Dados técnicos do sistema operacional proposto	60
Quadro 9: Parâmetros para caracterização do substrato, inóculo e mistura	64
Quadro 10: Parâmetros monitorados na Etapa B	66
Quadro 11: Descrição dos ensaios.....	66
Quadro 12: Parâmetros e frequência das análises no digestor durante os ensaios	67
Quadro 13: Parâmetros analisados para caracterização química do biofertilizante	68
Quadro 14: Parâmetros microbiológicos analisados	68
Quadro 15: Recomendações do manual “Regras para Análise de Sementes”	69
Quadro 16: Parâmetros para carregamento do sistema no EP2.....	71
Quadro 17: Caracterização inicial substrato, lodo e mistura B1	72
Quadro 18: Caracterização do lodo, RSP e mistura do ensaio B2 com proporção 6:1.....	73
Quadro 19: Caracterização do lodo, RSP e mistura para o ensaio B3.....	74
Quadro 20: Caracterização lodo, RSP e mistura para B4.....	75
Quadro 21: Determinação do teor de umidade do substrato em T0 para todas as bateladas....	78
Quadro 22: Intervalos de variação da alcalinidade.....	80
Quadro 23: Monitoramento pH	81
Quadro 24: Comportamento do STV	84
Quadro 25: Comportamento do COT	85
Quadro 26: Taxa de Carregamento Orgânico.....	87
Quadro 27: Teor de umidade do biofertilizante em Tfinal.....	88
Quadro 28: Caracterização química do biofertilizante em Tfinal	88
Quadro 29: Relações CTC/C	90
Quadro 30: Valores médios dos ensaios microbiológicos obtidos em Tfinal	91
Quadro 31: Potencial de Germinação obtido para os ensaios	91
Quadro 32: Índice de Velocidade de Germinação obtido para os ensaios	92

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos em 2013	26
Figura 2: Gravimetria dos Resíduos Sólidos Urbanos de São Leopoldo em 2013	27
Figura 3: Fluxograma das etapas da digestão anaeróbia.....	31
Figura 4: Representação do biodigestor modelo indiano.....	43
Figura 5: Representação do biodigestor modelo chinês.....	44
Figura 6: Fluxograma das etapas experimentais	58
Figura 7: Reator utilizado nos ensaios preliminares	59
Figura 8: Sistema experimental instalado	61
Figura 9: Medidor de vazão de biogás produzido.....	63
Figura 10: Monitoramento do pH e produção de biogás em B2.....	73
Figura 11: Variação de pH e produção de biogás em B3.....	74
Figura 12: Monitoramento pH e produção biogás B4.....	75
Figura 13: Variação de pH na partida dos ensaios B2, B3 e B4.....	76
Figura 14: Evolução dos STV na partida do reator.....	77
Figura 15: Monitramento da umidade.....	79
Figura 16: Variação da alcalinidade Total	80
Figura 17: Variação de pH nos ensaios.....	82
Figura 18: Variação do potencial de hidrogênio ao longo do período de monitoramento.....	82
Figura 19: Variação do STV nos ensaios.....	84
Figura 20: Variação do COT ao longo dos ensaios	86
Figura 21: Variação do Nitrogênio ao longo dos ensaios	87
Figura 22: Preparação das placas de Petri.....	92
Figura 23: Placa de Petri da amostra Branco	93
Figura 24: Placa de Petri contendo a solução com biofertilizante	93

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

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

AGV – Ácidos Graxos Voláteis

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EMBRATER - Empresa Brasileira de Assistência Técnica e Extensão Rural

EMATER – Empresa Brasileira de Assistência Técnica e Extensão Rural

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

GEE – Gases de Efeito Estufa

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IVG – Índice de Velocidade de Germinação

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

MAPA – Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento

NBR – Norma Brasileira

PG – Porcentagem de Germinação

pH – Potencial de Hidrogênio

PSNB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

TCO – Taxa de Carregamento Orgânico

TRS – Tempo de Retenção de Sólidos

RSD – Resíduos Sólidos Domésticos

RSP – Resíduos Sólidos Putrescíveis

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UFPB – Universidade Federal da Paraíba

UFRRJ – Universidade Rural do Rio de Janeiro

UNESP – Universidade Estadual de São Paulo

UNISINOS – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

RESUMO

VELHO, Douglas Ferreira. **Estabilização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos e geração de biofertilizante.** São Leopoldo, 2016. 105 folhas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2015.

O crescente aumento na geração de resíduos sólidos urbanos, somado às formas inadequadas de tratamento e disposição contribuem de forma direta e significativa com a problemática ambiental. Diante deste cenário, se faz necessário o desenvolvimento de alternativas que permitam outros benefícios além da disposição final apropriada. A digestão anaeróbia é uma alternativa viável e economicamente interessante para tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Considerando que em nosso país a fração orgânica é predominante nos resíduos sólidos urbanos, correspondendo em média a mais de 40% na composição, ao mesmo tempo que reduz o volume de resíduos enviados para os aterros sanitários, o processo gera produtos como o biogás e biofertilizante para uso agrícola. Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a tratabilidade da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos provenientes do preparo e pós consumo das refeições de um restaurante universitário em um reator operado por batelada e qualificar as características do biofertilizante gerado. Para atingir este objetivo, a pesquisa foi realizada em três etapas, sendo que na etapa inicial foram realizadas quatro bateladas nas quais foram analisadas a proporção adequada de resíduos e inóculo para partida do reator sem que ocorresse acidificação. A segunda etapa consistiu na realização de seis bateladas, nas quais foram monitorados os principais parâmetros de operação e a terceira etapa onde foram avaliados os parâmetros químicos, físicos e microbiológicos do biofertilizante gerado ao final dos ensaios da segunda etapa.

Os resultados da primeira etapa apontaram que a proporção de 6:1 em termos de sólidos totais voláteis, sendo lodo proveniente de um reator UASB e resíduos sólidos putrescíveis respectivamente, apresentaram uma partida adequada do sistema, sem que ocorresse acidificação, com o pH variando entre 6,9 e 7,7.

Na segunda fase o monitoramento dos principais parâmetros de operação permitiu que no decorrer dos ensaios a proporção em termos de STV fosse reduzida, chegando a 1:1 de inóculo e substrato respectivamente, na batelada 10, portanto permitindo o tratamento de uma quantidade maior de resíduos em relação aos ensaios iniciais. Os resultados obtidos no monitoramento apontaram que o pH manteve-se dentro da faixa considerada ideal entre 6,0 e 8,0, porém o período de vinte e dois dias adotado como tempo de retenção mostrou-se insuficiente para degradação e conseqüente remoção da matéria orgânica, sendo que apenas a batelada 10 mostrou-se eficiente na remoção de STV 8,1% e carbono orgânico total 33,5%.

A análise física do biofertilizante gerado no final de cada ensaio apontou umidade acima do permitido pela legislação, sendo indicado apenas para uso via aspersão. Quimicamente o biofertilizante apresentou insuficiência de nitrogênio, evidenciada nas elevadas relações C:N iniciais e finais obtidas e carência de macronutrientes como fósforo cujos resultados ficaram abaixo de 1%, mínimo imposto pela legislação e potássio, elemento que não foi detectado na pelo equipamento utilizado. A qualidade sanitária do composto atendeu a legislação quanto a presença de ovos viáveis de helmintos, sendo que todos os ensaios apresentaram resultados inferiores a uma unidade/4g, porém apresentou resultados acima do limite estabelecido para coliformes termotolerantes. O teste de germinação confirmou a ausência da fitotoxicidade dos produtos.

Palavras-chave: digestão anaeróbia, biodigestor, biofertilizante.

ABSTRACT

The increase in the generation of municipal solid waste, together with the inadequate forms of treatment and disposal contribute directly and significantly to the environmental problems. In this scenario, it is necessary to develop alternatives to other benefits in addition to the appropriate disposal. Anaerobic digestion is a viable alternative and economically interesting for the treatment of the organic fraction of municipal solid waste. Whereas in our country the organic fraction is predominant in urban solid waste, corresponding to an average of over 40% in the composition, at the same time reducing the volume of waste sent to landfills, the process generates products such as biogas and biofertilizers for agricultural use. This research aimed to evaluate the treatability of the organic fraction of household waste from the preparation and after consumption of meals from a university restaurant in a reactor operated by batch and qualify the characteristics of the generated biofertilizers. To achieve this goal, the research was conducted in three phases, with the initial phase where four batches were analyzed in which the proportions of the waste and inoculum for starting the reactor without acidification occurred. The second stage consisted of six batches, which were monitored in the main operating parameters and the third stage where we evaluated the chemical, physical and microbiological biofertilizer generated at the end of the second stage trials.

The first step results indicated that the ratio of 6: 1 in terms of total volatile solids, and sludge from a UASB reactor and solid waste putrescible respectively, showed a suitable starting system without occur acidification to pH between 6.9 and 7.7.

In the second stage, the monitoring of key operating parameters allowed during the experiment the proportion in terms STV be reduced, reaching 1: 1 inoculum and substrate respectively in the batch 10, thus allowing treatment of a larger quantity of waste compared to the initial test. The results showed that monitoring the pH was maintained within the range considered optimal between 6.0 and 8.0, but the period twenty-two days adopted as the retention time was insufficient to degradation and subsequent removal of matter organic, and only the batch 10 was effective in removing STV 8.1% and 33.5% total organic carbon.

Physical analysis of biofertilizers generated at the end of each test pointed humidity above those permitted by law and is intended only for use via spraying. Chemically biofertilizer showed nitrogen deficiency, evidenced in the high ratios C: Initial N and obtained final and lack of nutrients such as phosphorus whose results were below 1% minimum required by the legislation and potassium, an element that was not detected in the equipment used. The sanitary quality of the compound met the legislation for the presence of viable helminth eggs, and all tests showed lower results to a unit / 4G, but showed results above the limit for fecal coliforms. The germination test confirmed the absence of phytotoxicity of products.

Keywords: anaerobic digestion, digester, bio-fertilizer.

1 INTRODUÇÃO

Os constantes avanços tecnológicos, associados a um acentuado processo urbanístico, causam sérios problemas ambientais com impactos negativos ao meio ambiente. Os resíduos sólidos urbanos e industriais, constituem um dos maiores conflitos ambientais, pois sua geração é inevitável e diária. Diante da situação, a necessidade de soluções técnicas mais viáveis, tanto no âmbito econômico como no ambiental, para tratamento e disposição dos resíduos sólidos, são indispensáveis, sendo objeto de estudo de diversos pesquisadores.

Segundo a ABRELPE (2014), das 78.583 toneladas de resíduos sólidos urbanos gerados por ano no Brasil, 41,6%, equivalente a 29.659 toneladas, são dispostas de forma inadequada em lixões ou aterros controlados, que do ponto de vista ambiental, pouco se diferenciam.

A necessidade de elaboração e implantação de projetos de gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos é provavelmente a solução mais adequada, pois permite que os resíduos passíveis de reciclagem sejam reintroduzidos no ciclo produtivo como matéria prima e que os resíduos orgânicos possam ser tratados biologicamente, possibilitando a produção de subprodutos como biofertilizantes e biogás.

Estudos de casos como a pesquisa desenvolvida por Santos e Mota (2010), que avaliaram a composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos em diferentes municípios, apontaram que cerca de 50% da massa coletada são materiais orgânicos facilmente biodegradáveis. Esta fração dos resíduos é suscetível a receber tratamento biológico. Assim ao invés de descartado, tornando-se um passivo ambiental, pode ser convertido em subprodutos com valor comercial.

No Brasil, o tratamento aeróbio via compostagem é o procedimento de conversão mais utilizado para a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, porém os tratamentos anaeróbios, mesmo com uma taxa de estabilização da matéria orgânica mais lenta, são a alternativa que mais prospera, haja vista seu potencial de aproveitamento energético e conseqüentemente econômico (BOUALAGUI, 2004).

A biodigestão anaeróbia tem seus princípios fundamentados no rendimento das atividades microbianas, confinadas em ambientes e fechados sem a presença de oxigênio,

denominados reatores, nos quais se controlam as fases do processo, controlando a produção dos gases de efeito estufa, que são extremamente nocivos ao meio ambiente (MATA-ALVAREZ; MACÉ & LLABRÉS, 2000). Neste processo de digestão da matéria orgânica, os microorganismos produzem principalmente dióxido de carbono e metano. O biogás, como também é chamado, pode ser coletado e utilizado como combustível para aquecimento ou produção de energia elétrica. O resíduo sólido orgânico estabilizado resultante da fermentação é denominado biofertilizante, cujas qualidades e conteúdo nutritivo o tornam um subproduto com valor comercial (ANGENENT, SUNG & RASKIN, 2002).

Segundo Picanço (2004), o processo de estabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos desperta há décadas o interesse da comunidade científica. Apesar de ser uma tecnologia empregada na Europa, Souto (2005) afirma que existe a necessidade de desenvolver a tecnologia no Brasil, uma vez que a realidade brasileira é diferente frente aos estudos realizados no velho continente, sendo assim, os procedimentos adotados em outros países podem ser ineficientes. E ainda, outro ponto a ser considerado refere-se às questões financeiras envolvidas. Por conseguinte o desenvolvimento de tecnologias eficientes e de baixo custo, devidamente ajustadas à realidade e condições das regiões brasileiras é o desafio a ser superado.

O Projeto Verdesinos, visa contribuir para a manutenção da atual disponibilidade de água na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, na linha de gestão de corpos hídricos superficiais e subterrâneos. Os temas estudados são: a) áreas úmidas, b) unidades de conservação e c) nascentes e encostas de morros, sendo relacionados à ação antrópica na bacia e favorecendo a reversão de processos de degradação dos recursos hídricos, pela retenção de água, recarga dos mananciais, regularização de vazão e depuração das águas. Esta pesquisa está enquadrada no projeto maior, sendo uma etapa relacionada ao subprojeto de áreas úmidas.

Barbier (1997) define áreas úmidas como sendo superfícies cobertas de água proveniente de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, prioritárias para a conservação da biodiversidade e estão entre os ecossistemas mais ameaçados. Sua degradação interfere no: controle de inundações, recarga de aquíferos, purificação da água e estabilidade climática. Estas modificações resultam na completa transformação e degradação das condições originais

Desta forma esta pesquisa visa estudar o uso de biodigestor para estabilização da fração orgânica facilmente biodegradável dos resíduos sólidos domésticos (RSD) visando a geração de biofertilizante para uso na agricultura em comunidades que vivem em áreas úmidas

ou na proximidade destas, visando melhorar a qualidades das águas. O trabalho foi desenvolvido, subdividido em revisão bibliográfica a qual aborda assuntos pertinentes a digestão anaeróbia, materiais e métodos, resultados e discussões e conclusões.

2 OBJETIVOS

Na sequência passa-se a apresentar os objetivos desse trabalho.

2.1.1 Objetivo geral

Avaliar o uso de biodigestor alimentado com a fração orgânica facilmente degradável dos resíduos sólidos domésticos.

2.1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos são:

- Determinar a composição ideal da mistura lodo de esgoto (reator UASB) e RSD (fração facilmente degradável) para obter-se uma partida e digestão adequadas;
- Avaliar a qualidade do biofertilizante gerado nas bateladas operadas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica apresentada neste capítulo tem o intuito de fundamentar e nortear a dissertação. Serão identificadas as principais características e aspectos dos processos envolvidos na digestão anaeróbia e ainda os fatores que influenciam o bom desempenho destes sistema de tratamento.

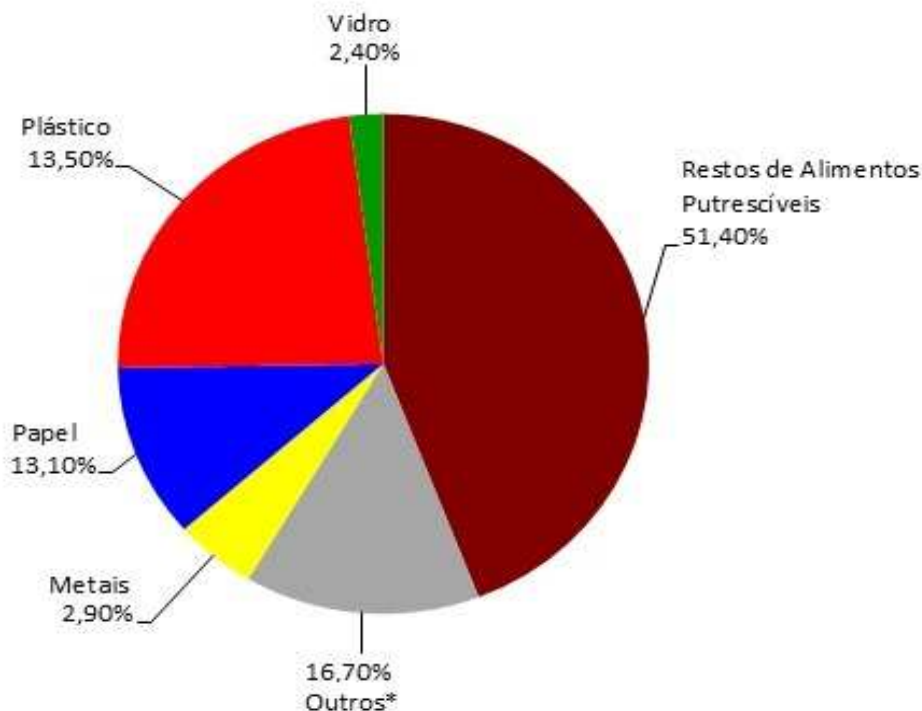
3.1 TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), através da Norma Técnica Registrada (NBR) 10.004 (ABNT, 2004), define resíduos sólidos como sendo:

“Resíduo no estado sólido e semi sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes dos sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis, em face a melhor tecnologia possível”.

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos são classificados em função da sua origem, das características dos seus constituintes e dos riscos potenciais ao meio ambiente e a saúde pública que representam, sendo classificados como Classe I - Perigosos, e Classe II, Não perigosos. Esyes últimos são subdivididos em Classe II A – Não perigosos, Não inertes e Classe II B – Não perigosos, Inertes.

Além da classificação, a composição dos resíduos é fundamental no seu estudo. Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, a composição média gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil no ano de 2013 está apresentada na Figura 1.

Figura 1: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos em 2013

* Outros: materiais de informática, descarte hospitalares, materiais tóxicos diversos, óleos, roupas.

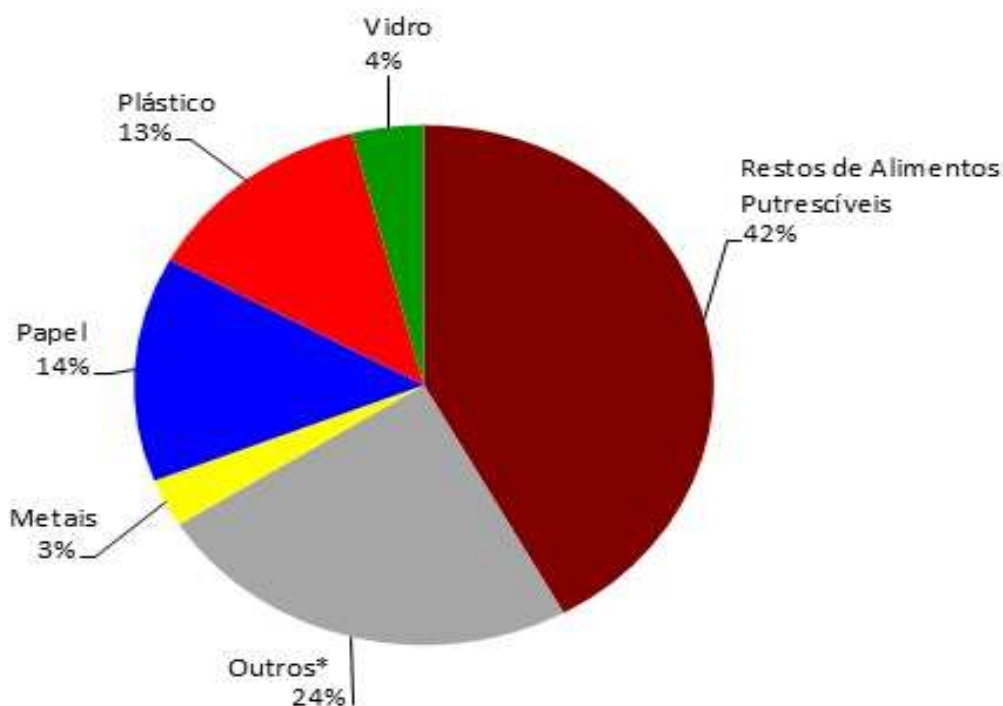
Fonte: ABRELPE (2014)

Os dados apresentados pela ABRELPE são coletados através da aplicação de questionários e de pesquisa realizada em municípios aonde os associados atuam. Não contemplam a totalidade dos municípios do país, mas representam uma grande parcela dos mesmos.

Na Bacia do Rio dos Sinos, área de interesse desta pesquisa, segundo o Consórcio Pro-Sinos (2014), em São Leopoldo / RS são geradas 1.229,50 toneladas de RSU anualmente, sendo sua gravimetria apresentada na Figura 2.

Ainda segundo o PRO-SINOS (2014), é previsto um aumento de aproximadamente 22% na massa de RSU gerados na cidade de São Leopoldo / RS até 2019. Este cenário acentua a necessidade de investimentos no sistema atual de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos e também confirma a imprescindibilidade do desenvolvimento de tecnologias que atendam as populações afastadas destes aglomerados, como por exemplo, as comunidades instaladas em áreas úmidas.

Figura 2: Gravimetria dos Resíduos Sólidos Urbanos de São Leopoldo em 2013



* Outros: materiais de informática, descarte hospitalares, materiais tóxicos diversos, óleos, roupas.

Fonte: PRO-SINOS (2014)

Tchobanoglous, Theisen & Vigil (1993) já mencionavam que os restos de alimentos putrescíveis representavam a maior fração de resíduos produzidos pelos municípios e conseqüentemente o maior volume de material disposto de forma inadequada, acarretando em impactos ambientais negativos ao meio ambiente, sendo crucial para o tratamento a caracterização qualitativa e quantitativa, e isso é o que pode ser observado nas Figuras 1 e 2.

Pinto, Baldochi & Povinelli (2000) também citam que os resíduos sólidos urbanos são constituídos principalmente por restos de alimentos putrescíveis, apresentando como principal característica o fato de que quase todos os seus constituintes, compostos por substâncias solúveis em água, hemicelulose, celulose, gorduras, lignina, lignocelulose e proteínas, são passíveis de conversão via tratamentos biológicos, resultando em gases, sólidos orgânicos e inorgânicos, relativamente inertes.

Devido a grande presença de material orgânico, médio e facilmente biodegradável nos resíduos sólidos urbanos, a disposição dos mesmos em aterros, mesmo em sanitários, gera um volume considerável de lixiviado com elevada carga orgânica altamente contaminante e gases de efeito estufa. O tratamento de lixiviado por processos químicos demanda comumente

grandes quantidades de energia. Logo, outros processos como a digestão anaeróbia, que consomem menos energia e resultam na produção de subprodutos com valor comercial tornam-se cada vez mais interessantes e necessários (SANTOS *et al.*, 2010).

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, em seu relatório anual de 2013, estima-se que do total da massa coletada de resíduos sólidos urbanos no Brasil, cerca de 61,1 milhões de toneladas, 57%, é disposta em aterros sanitários, 17% em aterros controlados, 24% em lixões. e apenas 2% são encaminhados para uma das 62 Unidades de Triagem e Compostagem cadastradas no país (SNIS, 2013).

Mesmo com a Lei Federal 12.305 de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, prevendo o desenvolvimento do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, cuja responsabilidade de elaboração ficou a cargo da União, através do Ministério do Meio Ambiente, com um horizonte de vinte anos e atualizações previstas a cada quatro anos, o Plano Nacional determinou que cada município seria responsável pela implantação e gestão do seu próprio plano, cujas prioridades seriam: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final adequada. Além da elaboração e implantação do plano, cada município ficou encarregado de identificar e adequar as áreas contaminadas onde forem detectados os passivos ambientais, incluindo as áreas de lixões e aterros sanitários (BRASIL, 2010).

Segundo o censo realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, no ano de 2010, em comparação ao censo anterior do ano de 2000, houve um aumento de aproximadamente 12,48% na população total, sendo que nos aglomerados urbanos o aumento de população foi de 16,81% (IBGE, 2010).

Em 2014, mesmo com 65% dos municípios tendo registrado ações relacionadas a coleta seletiva, na maioria dos casos não são iniciativas expressivas e não atingem a maioria da população (ABRELPE, 2014).

3.2 TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS VIA DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo fermentativo de matéria orgânica complexa, no qual ocorre a produção de metano, promovidos por microorganismos anaeróbios é denominado de digestão anaeróbia. O estudo deste processo é extremamente interessante para a biotecnologia, pois trata de forma eficiente e sustentável os resíduos sólidos urbanos e ainda tem como resultados produtos com potencial energético e agroindustrial (NOVAES, 1987).

Bouallagui (2005) menciona que os resíduos domésticos de cozinha apresentam características apropriadas para processos de tratamento anaeróbios. Além de possuírem elevada umidade, seus constituintes apresentam estruturas com cadeias simples, passíveis de serem facilmente degradados. Em termos de matéria seca, resíduos de frutas e vegetais apresentam cerca de 75% de matéria degradável (açúcares e hemicelulose), 9% de celulose e 5% de lignina. Apenas a lignina possui uma estrutura complexa e conseqüentemente mais difícil de ser degradada por processos anaeróbios.

A digestão anaeróbia é conhecida desde a antiguidade, porém somente em meados do século XX é que a microbiologia envolvida no processo passou a ser estudada e compreendida. Pesquisas dedicadas ao assunto permitiram o desenvolvimento de tratamentos anaeróbios para efluentes sanitários (CRAVIERO, 1994).

A partir de 1975 são identificados os primeiros estudos que consideravam o processo de digestão anaeróbia para o tratamento de resíduos sólidos. A primeira Estação de Tratamento surgiu em Broni, na Itália, em 1980. Em 1988 na cidade de Amiens, França, foi inaugurada a primeira estação em escala real. Desde o seu surgimento, países como Espanha, Bélgica, Itália, Alemanha e França, dominam a tecnologia da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos em escala real (DE BAERE, 2000).

Nestes países o principal objetivo é a produção de energia elétrica a partir da queima do biogás gerado na digestão dos resíduos. A Alemanha é líder na produção de energia nesta modalidade (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE – FNR, 2013). A China surge como líder em termos de unidades domésticas de geração de biogás, com mais de 41 milhões de unidades (ZUZHANG, 2013). No Brasil não são registradas plantas para produção de biogás à partir de resíduos sólidos urbanos, sendo explorada apenas em onze unidades de aterro sanitário a coleta e recuperação de biogás (LEME et al., 2014).

3.3 PROCESSOS DE CONVERSÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA VIA DIGESTÃO ANAERÓBIA

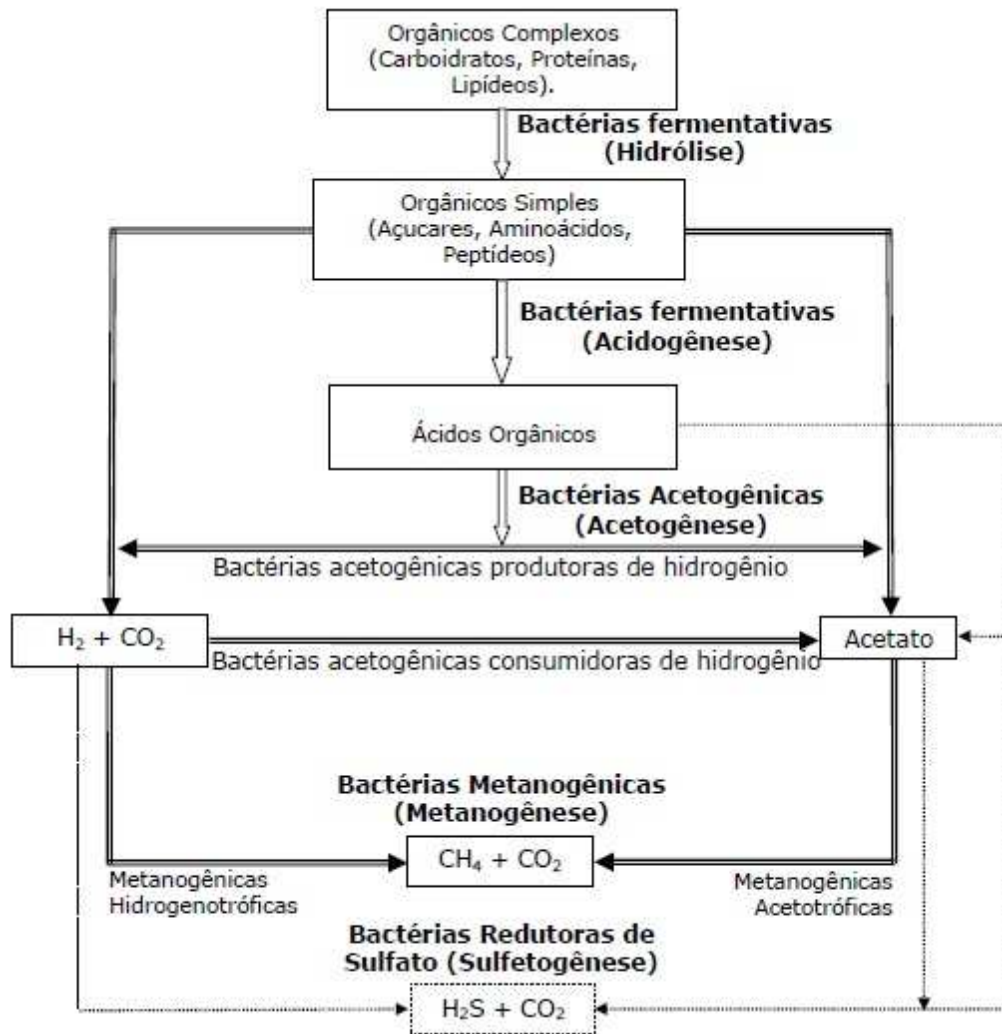
Segundo Verma (2002), a digestão anaeróbia é produto de uma cadeia de interações metabólicas mútuas, onde ocorrem correlações complexas, paralelas e em série, entre diversos grupos de microorganismos, onde um grupo produz o substrato para outro, ou seja, em situação de equilíbrio, todos os produtos de uma etapa metabólica anterior, são convertidos para a etapa posterior.

Para um processo balanceado, é necessário entender todas as etapas do tratamento, Verstraete & Vandevivere (1999) mencionam que os produtos oriundos do tratamento, neste caso, biogás e biofertilizante, precisam receber o tratamento adequado para obterem qualidade e valor comercial.

A produção de biogás ocorre através da atuação de microorganismos que degradam macromoléculas existentes na matéria orgânica. Segundo Gujer e Zehnder (1983), para tanto, considera-se a existência de pelo menos seis processos distintos: hidrólise de biopolímeros (proteínas, lipídios e carboidratos), fermentação de aminoácidos e açúcares, oxidação anaeróbia de ácidos graxos e álcoois de cadeias longas, oxidação anaeróbia de ácidos voláteis exceto acetatos (produtos intermediários), conversão do acetato em metano e conversão do hidrogênio em metano.

Diversos são os trabalhos que apresentaram na forma de fluxograma as etapas e elementos da digestão anaeróbia (McCarty, 1964; Gujer e Zehnder, 1983; Kaspar e Wuhrmann, 1983; Chernicharo, 1997/2007; Metcalf & Eddy, 2003; Mata-Alvarez, 2003; Riuji, 2009) e Li *et al.* (2011). A Figura 3, do trabalho de Guimarães & Nour (2001) é uma das formas de representação da digestão anaeróbia.

Figura 3: Fluxograma das etapas da digestão anaeróbia



Fonte: GUIMARÃES E NOUR (2001)

Uma abordagem mais detalhada referente a cada uma das quatro etapas mencionadas será apresentada a seguir. Alguns autores mencionam a quinta etapa, sulfetogênese, realizada por bactérias sulforredutoras. Esta etapa ocorre em resíduos que contém enxofre e não será abordada neste caso (CHERNICHARO, 2007).

3.3.1 Hidrólise

A etapa inicial dos processos de degradação da matéria orgânica complexa ocorre com a hidrólise de materiais particulados complexos, as proteínas são degradadas para formar aminoácidos; os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994)

Os microorganismos que realizam a hidrólise dos biopolímeros não conseguem absorvê-los, logo valem-se de enzimas liberadas para o meio capazes de degradar as macromoléculas para seus componentes básicos ou polímeros solúveis, ou seja, moléculas

menores capazes de serem absorvidas através das paredes celulares das bactérias fermentativas. (FERGUSON E EASTMAN, 1981).

Segundo Lettinga (1996), a hidrólise dos polímeros na anaerobiose é lenta e fatores como temperatura, tempo de residência, composição do substrato, tamanho das partículas e pH podem afetar a taxa em que o substrato é hidrolisado.

3.3.2 Acidogênese

Nesta etapa os compostos, provenientes da hidrólise, apresentam dimensões menores, que possibilitam a absorção pelas bactérias fermentativas. Após a acidogênese são excretadas novas substâncias orgânicas simples, ácidos graxos voláteis (AGV), tais como ácido acético, fórmico, propiônico, butírico e láctico, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como gás carbônico (CO_2), gás hidrogênio (H_2), amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) (BENGTSSON, 2008).

As bactérias que realizam a fermentação acidogênica, em sua grande maioria, são anaeróbias obrigatórias, porém um pequeno grupo pode se apresentar como anaeróbias facultativas. Este fato representa uma situação extremamente importante no funcionamento da biodigestão nesta etapa, pois as anaeróbias facultativas metabolizam o material orgânico pela via oxidativa, sendo assim, consomem o oxigênio dissolvido que eventualmente está presente no esgoto e/ou resíduos sólidos. Este oxigênio se não removido do meio pode vir a se tornar uma substância tóxica para os organismos anaeróbios obrigatórios (Van Haandel, 1994).

3.3.3 Acetogênese

Segundo Van Haandel (1994), os ácidos graxos voláteis e o etanol formados são transformados pelas bactérias acetogênicas. Esta etapa é responsável pela transformação dos produtos da acidogênese em subprodutos que compõem o substrato para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Estima-se que aproximadamente 70% da DQO presente, converte-se em ácido acético. O restante da capacidade de doação de elétrons acaba direcionada à formação do hidrogênio. Durante a etapa de formação do ácido acético, poderá ocorrer o surgimento de dióxido de carbono ou hidrogênio. Esta situação decorrerá do estado de oxidação da matéria orgânica em digestão. A conversão dos compostos originais para ácido acético é um processo oxidativo que resulta na liberação concomitante de substâncias em volumes reduzidos. Entretanto a liberação do hidrogênio proveniente do material original degradado, somente é possível com a produção conjunta de materiais oxidados ou parcialmente oxidados, como dióxido de carbono e/ou ácido acético.

Segundo Ghosh (1981), a etapa da fermentação acidogênica assume um importante papel na conversão de matéria orgânica em energia na forma de metano, pois a conversão do substrato a acetato deve ser rápida para que a produção de energia venha ser economicamente viável, uma vez que o acetato vem a ser o principal precursor do metano.

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), se por alguma razão a taxa de remoção de ácidos voláteis através da metanogênese não acompanha a taxa de produção dos mesmos pode surgir uma situação de instabilidade, com a produção líquida de ácidos, resultando na diminuição do valor do pH. Tal fato pode causar uma redução na atividade metanogênica e um aumento na produção líquida de ácido, ocasionando o que se denomina de acidificação do conteúdo do reator, sendo a causa mais comum de falha operacional em sistemas de tratamento anaeróbio.

3.3.4 Metanogênese

A metanogênese é considerada a etapa final do processo e é nesta fase que ocorre a produção do biogás. As arqueias hidrogenotróficas são autótrofas e reduzem o CO₂ a metano usando o H₂ como doador de elétrons e liberando água na forma de H₂O. As arqueias acetoclásticas são heterótrofas e produzem metano e CO₂ a partir da fermentação (redução do acetato), conforme as reações apresentadas a seguir (FORESTI et al., 1999):

- Metanogênese acetotrófica ou acetoclástica



- Metanogênese hidrogenotrófica



O processo de produção de metano geralmente é quem limita o processo de digestão anaeróbia, embora, abaixo dos 20 °C, a hidrólise possa limitar o processo (GUJER e ZEHNDER, 1983), citado por Van Haandel e Lettinga (1994).

A taxa de crescimento dos microorganismos hidrogenotróficos é superior a dos microorganismos acetotróficos. Comumente os acetotróficos são predominantes na digestão anaeróbia e são responsáveis por cerca de 60% a 70% da produção de metano e determinam a velocidade de transformação da matéria orgânica complexa (YU et al. 2005).

Paralelo ao processo de produção de biogás, os microorganismos podem gerar nitrogênio molecular via desnitrificação, através da redução do nitrato que atua como oxidante, da mesma forma que o sulfato é reduzido a sulfeto. A bio-redução do sulfato em biodigestores

pode inibir a metanogênese, pois com concentrações elevadas, os microorganismos sulforedutores passam a formar gás sulfídrico em maior quantidade, tornando o sistema tóxico para as arqueias metanogênicas, além de provocar um odor desagradável. Em baixa concentração os microorganismos sulforedutores passam a atuar de forma associada com arqueias metanogênicas, produzindo acetato e hidrogênio (BARCELOS, 2009).

3.4 FATORES INTERVENIENTES AO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

Por se tratar de um processo biológico, as condições do meio devem ser ideais para que ocorram as reações de conversão da matéria orgânica. Estas circunstâncias influenciam diretamente a operação e os resultados obtidos no tratamento. Dentre os fatores operacionais existentes, os que podem intervir de forma mais significativa são: temperatura, pH, alcalinidade, umidade e concentração de sólidos (DONOSO-BRAVO *et al.*, 2011). A seguir estes fatores serão comentados.

3.4.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro que interfere diretamente nas taxas de reações enzimáticas e na desnaturação destas enzimas. A temperatura pode ainda inibir a habilidade dos microorganismos em produzir enzimas, conseqüentemente comprometendo a bioestabilização da matéria orgânica. Segundo Mata-Alvarez *et al.* (2003) e Riau *et al.* (2010), os microorganismos podem ser classificados de acordo com a faixa de temperatura que sobrevivem:

- Psicrófilos: 0°C a 20°C;
- Mesófilos: 20°C a 45°C;
- Termófilos: 45°C a 70°C.

Duas faixas são consideradas ótimas para a digestão anaeróbia, sendo uma mesófila (30°C a 35°C) e uma termófila (50°C a 55°C). Segundo Speece (1996), para cada 5°C de queda de temperatura ocorre um declínio de 34% na atividade dos microorganismos metanogênicos. Esta redução nas atividades metanogênicas influencia significativamente o controle do pH do sistema que tende a baixar nesta situação, devido ao acúmulo dos ácidos.

Processos realizados por microorganismos termófilos apresentam maior eficiência na produção de biogás quando comparados aos mesófilos na degradação da matéria orgânica. No entanto se a carga orgânica for elevada, existe uma tendência a ocorrer uma maior produção

de ácidos voláteis, acima das quantidades consumidas, provocando um desbalanceamento do sistema e subseqüentes distúrbios da população metanogênica, que cresce mais lentamente que as populações hidrolíticas e fermentativas (AHRING, 1994; VAN LIER, 1996).

Lee *et al.* (2009) investigaram a influência da temperatura na produção de biogás em um reator anaeróbio de 14 litros e concluíram que os melhores resultados foram obtidos em temperatura mesófila de 35°C em um período de 28 dias, devido a elevada decomposição do resíduo.

3.4.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH), é uma parâmetro de extrema importância no processo, podendo afetar as reações bioquímicas de forma direta, na atividade das enzimas, (alteração na estrutura proteica), como de forma indireta influenciando a toxicidade de sais, amônia, sulfetos e outros de menor importância. Segundo Lema (1997), a faixa de pH ideal depende do consórcio de microorganismos envolvidos no processo.

Segundo Björsson (2012), para a acidogênese o valor ótimo de pH está em torno de 6,0 e para a acetogênese e metanogênese este valor é em torno de 7,0.

No caso da digestão anaeróbia, sendo as arqueias metanogênicas os principais microorganismos presentes, considera-se a faixa de pH ótimo entre 6,6 e 7,4, ou seja, mais próxima da neutralidade, pois estudos indicam que o crescimento destes microorganismos, que é mais lento que os demais, é beneficiado na maioria dos casos nesta faixa de pH, embora seja possível estabilizar os sistema em um intervalo maior, entre 6,0 a 8,0 (RIUJI, 2009).

Outros autores mencionam em suas pesquisas que operaram os reatores em valores próximos a esta faixa e sugerem faixas consideradas ideais de pH, conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1: Faixas de pH consideradas ideais para outros pesquisadores

Pesquisador	Faixa de pH ideal
Metcalf & Eddy (1991)	6,6 – 7,6
Tchobanoglous (1993)	6,5 – 7,5
Van Haandel e Lettinga (1994)	6,3 – 8,0

Van Lier (1995)	6,0 – 8,3
Speece (1996)	6,5 – 8,2
Mata-Alvarez (2000)	6,6 – 7,8
Deublin e Steinhauser (2008)	6,7 – 7,5
Flor (2006)	6,5 – 7,5
Ward (2008)	6,8 – 7,2
Riuji (2009)	6,0 – 8,3

Liu *et al.* (2008) estudaram o tratamento anaeróbio de resíduo sólido orgânico com lodo à temperatura de 35°C e concentração de sólidos de 5%, alcançando um aumento de pH de aproximadamente 30%, partindo com valor em torno de 4 e finalizando próximo de 6.

Zhu *et al.* (2009) analisaram o comportamento da degradação de resíduos orgânicos na digestão anaeróbia de duas fases à temperatura de 35°C durante 15 dias e encontraram valores de pH partindo acima de 7, com diminuição para 5,5 durante o período de tratamento e finalizando em 7,5.

Izumi *et al.* (2010) encontrou valores médios de pH na faixa de 6,9 a 7,5 tratando RSP à temperatura de 37°C por 16 dias, utilizando lodo de esgoto anaeróbio mesofílico.

Soares (1990) afirma que o pH está diretamente associado a concentração dos ácidos orgânicos voláteis no meio, resultante do equilíbrio entre a população de microorganismos e a alcalinidade total do sistema. Considerando que cada enzima é ativa em uma determinada faixa de pH, o controle deste parâmetro é fundamental. Valores abaixo de 6,0 e acima de 8,0 devem ser evitados, sob pena de ocorrer a completa inibição dos microorganismos formadores de metano. As bactérias acidogênicas presentes no sistema permanecem ativas mesmo com um valor de pH considerado baixo, na ordem de 4,5. Com o consumo dos ácidos na formação do metano interrompido, ocorre um acúmulo de ácidos graxos voláteis no reator provocando a acidificação do sistema (CHERNICHARO, 2007).

Considerando que a escala do pH é logarítmica e da alcalinidade é linear, entende-se que exista o consumo de grandes quantidades de elementos alcalinos para uma pequena redução do pH, conseqüentemente uma diminuição significativa na capacidade de tamponamento, sendo necessária a adição de alcalinizantes para correção, como por exemplo bicarbonato de sódio (NaHCO₃), porém a adição torna o processo em escala real economicamente inviável (TORRES LOZADA, 2005).

3.4.3 Alcalinidade

A alcalinidade indica a capacidade de tamponamento do sistema, portanto sua capacidade de manter o pH na faixa ideal. A alcalinidade total é a soma da alcalinidade devida ao bicarbonato e da alcalinidade utilizada para neutralizar os ácidos graxos voláteis. Existe também a alcalinidade hidróxida que ocorre em pH acima de 8,3, porém como este valor está fora da faixa ideal da digestão anaeróbia, considera-se que não há surgimento da mesma (CAPRI E MARAIS, 1975 *apud* CHERNICHARO & AROEIRA, 1994)

Tanto a alcalinidade como os AGV são provenientes da decomposição de compostos orgânicos, mais precisamente na conversão de ácidos orgânicos voláteis intermediários, proteínas e aminoácidos, sendo que a interação entre ambos é fundamentada na capacidade da alcalinidade neutralizar os ácidos formados durante a digestão anaeróbia sem interferir nas atividades (BARCELOS, 2009).

Silva (2005) reporta que em se tratando de reatores anaeróbios a variação de alcalinidade total desejável deve variar entre 1000 a 1500 mg de CaCO_3/L , pois este intervalo é adequado para diversos grupos de microorganismos.

Jun *et al.* (2009) realizaram em suas pesquisas o tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com lixiviado à temperatura de 25°C durante 80 dias obtiveram valores de alcalinidade iniciando-se em 1000 mg de CaCO_3/L e decrescendo gradualmente até valor final em torno de 800 mg de CaCO_3/L .

Fernández Rodríguez *et al.* (2012) estudando o tratamento de resíduo sólido orgânico por digestão anaeróbia mesofílica (35°C) em reator de tanque agitado obtiveram baixos valores de alcalinidade (abaixo de 200 mg de CaCO_3/L), com declínio acentuado ao longo dos 200 dias de tratamento.

Reis (2012) verificou que a alcalinidade total do afluente do biodigestor carregado com esterco bovino, esgoto sintético e RSP apresentou-se no intervalo de 87 a 265 mg de CaCO_3/L .

3.4.4 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Os ácidos graxos voláteis são constituídos por ácidos orgânicos de cadeia simples, originados na fase acidogênica e transformados em ácido acético, gás hidrogênio (H_2) e dióxido de carbono (CO_2) na fase acetogênica. A presença destes compostos devidamente regulada pelo pH e capacidade de tamponamento dos sistemas são responsáveis pela estabilidade do processo de tratamento (VIÑAS, 1994 *apud* SOUZA, 2001).

Os AGVs são produtos intermediários da degradação de carboidratos, proteínas e lipídios. Os ácidos mais importantes resultantes da decomposição bioquímica da matéria orgânica são o fórmico, acético, propiônico, butírico e em menor quantidades o valérico e o isovalérico. É a partir destes compostos intermediários que a maior parte do metano existente no biogás é produzido (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Souza (1984) o aumento da concentração de AGVs é indício de instabilidade no sistema. Este desequilíbrio pode ser decorrente de sobrecarga orgânica, sobrecarga tóxica, variação de temperatura e pH. A diminuição do pH favorece a acidogênese, elevando a concentração dos ácidos. Podem ser adotadas medidas corretivas como: adição de compostos alcalinos, redução da carga orgânica aplicada e controle da temperatura.

Além da redução do pH, a atividade metanogênica reduz gradativamente. Esta situação ocorre devido ao efeito tóxico causado pela fração não ionizada dos ácidos voláteis que penetra para o interior das células modificando o pH interno das mesmas (STAINER 1964 *apud* KOTZÉ 1969).

A concentração dos ácidos graxos voláteis é uma informação direta das atividades microbiológicas dos organismos no sistema, porém é indispensável que seja analisada em conjunto com outros parâmetros, uma vez que só indica problemas do reator após o mesmo ter ocorrido.

3.4.5 Umidade

A presença de água é um fator essencial para os processos de digestão anaeróbia. Atua como principal meio de transporte no processo, conduz enzimas e diferentes metabólitos microbianos importantes. O teor de umidade limita o transporte de massa e influencia o balanço entre a produção de ácidos graxos voláteis pelas bactérias acidogênicas e a conversão desses ácidos em metano pelos microorganismos metanogênicos. Se a umidade é encontrada em valores muito baixos, verificam-se problemas como a redução da penetração dos microorganismos no substrato (CHANAKYA, 2007).

Khalid *et al.* (2011) mencionam que teores de umidade na faixa entre 60% a 80% são mais favoráveis ao processo de digestão anaeróbia. Hernandez-Berriel (2008) estudaram a metanogênese em percentuais de umidade entre 60% e 80% e os resultados apontaram que a faixa de 70% apresentou a maior produção de metano no biogás.

Apesar dos resíduos sólidos domésticos apresentarem elevada presença de umidade, é normal que este percentual aumente durante a digestão anaeróbia, à medida que as

reações de degradação ocorrem. Segundo BOUALLAGUI *et al.* (2003), em uma faixa de umidade entre 60% e 80% nota-se uma maior produção de metano.

No Quadro 2 apresenta-se o percentual de umidade mencionado por outros pesquisadores ao caracterizar resíduos sólidos orgânicos para tratamento em sistemas anaeróbios.

Quadro 2: Diferentes resultados encontrados para umidade de substratos empregados em trabalhos de biodigestão

Referência	Umidade (%)
Barcelos (2009)	75,9
Carneiros (2005)	70,0
Gadelha (2005)	65,0
Picanço (2004)	69,0 a 85,0
Souto (2005)	70,0
Leite (2001)	80,8

3.4.6 Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)

Segundo Khalid (2011), a relação carbono / nitrogênio é fator limitante na biodecomposição de resíduos orgânicos. Considerando que o carbono representa a fonte de energia dos microorganismos e o nitrogênio acentua o crescimento bacteriano, a relação entre os elementos são determinantes no desempenho do processo de digestão anaeróbia, tornando-se um fator limitante (IGONI *et al.*, 2008).

De acordo com Ostrem (2004), Hartmann & Ahring (2006) e Van Opstal (2006), baixas relações C:N podem conduzir o sistema ao acúmulo de amônia, tendo como consequência a elevação do pH para valores acima de 8,5 e a inibição da atividade dos organismos metanogênicos. Por outro lado, elevadas razões C:N induzem o rápido consumo do N por parte das bactérias metanogênicas que causam a diminuição da produção de biogás.

Segundo Kayhanian e Rich (1995), Weiland *et al.* (2006) sugerem que a relação entre 20:1 e 30:1 fornecem nitrogênio suficiente. Bouallagui (2009) aponta uma relação C/N entre 22 e 25 para biodigestão de resíduos de frutas e vegetais e Guermoud (2009), Lee *et al.* (2009) a relação ideal para degradação anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos encontra-se na faixa de 20 a 35.

Segundo Guermoud *et al.* (2009) e Lee *et al.* (2009), a relação C:N ideal para degradação dos resíduos orgânicos encontra-se na faixa de devem ser compreendidas entre 20 a 35, sendo 25 considerada a relação ideal.

3.4.7 Taxa de carregamento orgânico

Segundo Mata-Alvarez (2002) o processo de biodigestão anaeróbia é extremamente sensível à sobrecarga orgânica, resultando em problemas operacionais. A sobrecarga é definida como o excesso de matéria orgânica biodegradável em relação aos microorganismos disponíveis para degradação. A origem da sobrecarga pode estar relacionada ao excesso de alimentação, queda na concentração de microorganismos, variações de temperatura, contaminação do reator por substâncias tóxicas introduzidas no carregamento, entre outros. As perturbações causadas ao sistema afetam principalmente os organismos metanogênicos, pois são menos tolerantes em relação aos organismos formadores de ácidos. Concomitante às alterações provocadas pode ocorrer a formação de produtos intermediários e caso este desbalanceamento não for corrigido pode ocorrer a acidificação do sistema.

A acidificação ocorre porque uma TCO elevada exige mais das bactérias anaeróbias. As bactérias acidogênicas se reproduzem rapidamente no sistema e ao se multiplicarem a produção de ácidos aumenta. Em contrapartida as bactérias metanogênicas demandam mais tempo para se reproduzir e com isso os ácidos gerados não são consumidos no mesmo ritmo que são gerados. Como consequência ocorre a redução do pH que resulta na morte das arqueias metanogênicas. A baixa produção de biogás e reduzidos valores de pH são indicadores de sobrecarregamento (ZAHER *et. al*, 2007).

3.4.8 Agitação / Mistura

Mesmo sendo este parâmetro objeto exclusivo de pesquisas que estudam a cinética e dinâmica dos reatores, cabe comentar que a mistura dentro do reator ocorre por meio da agitação do substrato. O processo é necessário uma vez que combina o material fresco com as bactérias inoculadas, inibe a produção de espuma e auxilia na manutenção da temperatura interna. A mistura deve ocorrer de forma lenta, para evitar o rompimento das estruturas celulares (TEN BRUMMELER, 1993).

3.5 BIODIGESTORES

Neste capítulo será apresentado um breve histórico sobre a evolução dos biodigestores ao longo da história desde o seu surgimento. Também serão abordadas as principais características do biodigestor por batelada que será o modelo a ser utilizado nesta pesquisa.

3.5.1 Histórico

Os primeiros relatos são datados de 1776, quando o pesquisador italiano Alessandro Volta, descobriu que o gás metano existia, de forma incorporada no chamado gás dos pântanos, resultado da decomposição de restos de vegetação em meio confinado. Poucos anos mais tarde, em meados de 1806, Humprey Davy, pesquisador inglês, identificou um gás rico em carbono e dióxido de carbono, cuja origem foi associada a decomposição de animais em ambientes úmidos (SGANZERLA, 1983).

Apesar dos relatos anteriores, foi em Bombain, Índia, no ano de 1857 que foi construído o primeiro modelo com instalação operacional, cujo objetivo era produzir gás combustível, para um hospital de hansenianos. No mesmo período, outros pesquisadores como Fischer e Schrader, na Alemanha e Grayon, na França, entre outros, fundamentaram teorias e práticas relacionadas à biodigestão anaeróbia. Após, em 1890, Donald Cameron projetou uma fossa séptica na cidade de Exeter, Inglaterra, e destinou o gás combustível gerado para a iluminação pública (SGANZERLA, 1983).

Outra importante contribuição para o tratamento anaeróbio de esgotos residenciais é atribuída a Karl Imhoff, na Alemanha, que em 1920 desenvolveu um tanque biodigestor, denominado de tanque Imhoff, bastante difundido na época e até hoje conhecido (NOGUEIRA, 1986).

Seixas (1980) aponta que o primeiro biodigestor a operar no regime de batelada, onde a carga total de biomassa é aplicada e o esvaziamento ocorre após toda a matéria ser convertida, foi instalado em 1900, na Alemanha, durante e após a Segunda Guerra Mundial.

A Índia é pioneira nos estudos e desenvolvimento dos biodigestores. Em 1939 o Instituto Indiano de Pesquisa Agrícola, localizado em Kapur, desenvolveu a primeira usina de gás de esterco. O sucesso foi tamanho que em 1950 criaram o Gobar Gas Institute, para ampliar as pesquisas realizadas no campo. Como resultado dos investimentos e incentivos criados, estima-se que na época chegou-se a meio milhão de biodigestores instalados no interior do país. Este modelo é conhecido como Biodigestor Indiano (NOGUEIRA, 1986).

Diante dos bons resultados obtidos, em 1958, a China passou a adotar a tecnologia, o que permitiu chegar a marca de 7,2 milhões de biodigestores instalados na região do Rio Amarelo em 1972. A China desenvolveu um novo sistema, denominado modelo Chinês. Há um porém, o alto investimento chinês não tinha apenas a intenção de buscar fontes alternativas de energia com ideal tecnológico. No auge da Guerra Fria, o país temia pelos estragos catastróficos

causados por uma guerra iminente e o ataque às grandes centrais hidroelétricas significaria o fim da atividade econômica. Seguindo este raciocínio, o país elaborou um plano político e militar, o qual previa a descentralização energética (BARRERA, 1993).

No Brasil, a partir de 1973, diante da crise do petróleo e da necessidade de buscar novas fontes de energia renováveis e próprias, os biodigestores passaram a ser estudados e instalados. Algumas instituições como a Universidade Estadual de São Paulo (UNESP), Universidade Federal da Paraíba (UFPB) e Universidade Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) trabalharam com o modelo indiano (EMBRATER, 1981).

Em 1979 criou-se a Empresa Brasileira de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMBRATER), com a missão de difundir o uso de biodigestores no meio rural. Em 1980 a empresa identificou a existência de oitenta e oito biodigestores indianos instalados e apenas um do modelo chinês. Em março de 1988 este número subiu para oitocentos sistemas instalados e existia na época um projeto para que mais nove mil fossem instalados (EMBRATER, 1988).

Atualmente o número de biodigestores instalados é indefinido, uma vez que com as constantes pesquisas no meio, foram desenvolvidos modelos cujos projetos previam materiais mais simples e de fácil acesso, o que permitiu a instalação de diversas unidades caseiras, principalmente na zona rural.

3.5.2 Biodigestor operado por batelada

No biodigestor operado por batelada, o substrato é colocado no reator e permanece até que ocorra a completa degradação da matéria orgânica, considerado este como o tempo de retenção (LISSENS *et. al.*, 2001; BOLZONELLA *et. al.*, 2005).

Este sistema permite um maior controle da mistura, temperatura de operação e dispersão do inóculo, nutrientes e ácidos. O sistema também apresenta menor custo de operação e dispensa a necessidade de mão de obra especializada, quando comparados aos sistemas alimentados continuamente (LISSENS *et. al.*, 2001; VERMA, 2002).

Os três tipos mais comuns de reatores em batelada são: 1) um estágio com ou sem recirculação, 2) em batelada sequencial e 3) híbrido.

No **Sistema de Um Estágio**, o reator possui uma câmara única que recebe todas as fases do tratamento. Neste modelo pode ocorrer ou não a recirculação do lixiviado do próprio reator na parte superior dos resíduos em tratamento.

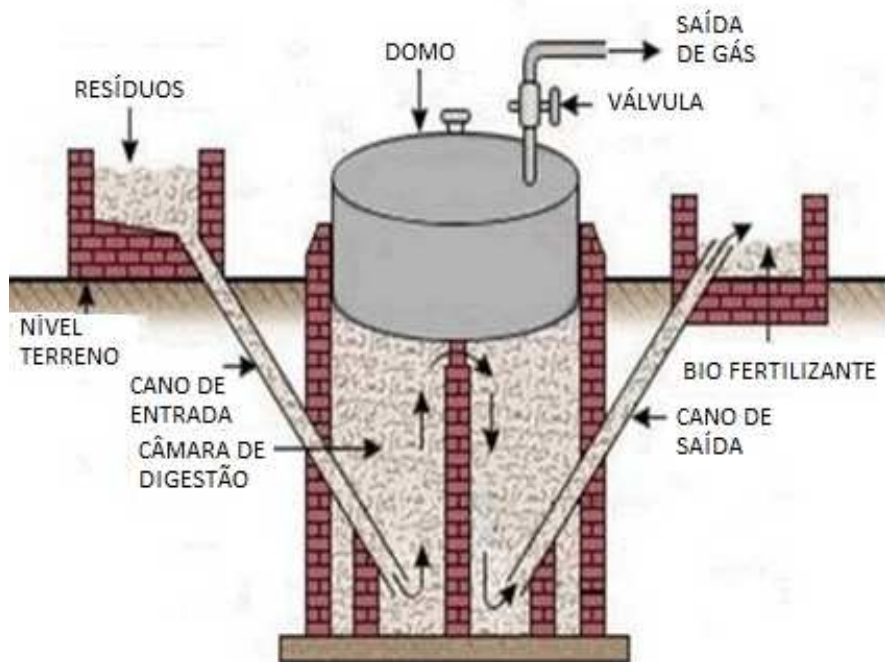
No **Sistema de Batelada Sequencial**, o lixiviado com alta concentração de ácidos orgânicos, produzido no reator com resíduos frescos, é recirculado em outro reator abastecido com resíduos mais maduros, onde ocorre a metanogênese. Por sua vez, o reator abastecido com os resíduos maduros, fornece ao reator com resíduos frescos um lixiviado com poucos ácidos e alta capacidade de tamponamento. O terceiro modelo, **Sistema Híbrido**, é considerado uma evolução do sistema em batelada sequencial, onde ocorre a substituição do reator com resíduos maduros por um reator UASB onde os microorganismos anaeróbios se acumulam na forma de grânulos (LISSSENS *et. al.*, 2001; VERMA, 2002; ZAHER *et al.*, 2007).

3.5.3 Biodigestor operado com alimentação contínua

Neste sistema, o abastecimento da biomassa é realizado diariamente, com descarga proporcional à alimentação. Os modelos de biodigestores com alimentação contínua mais difundidos no Brasil são do tipo chinês e indiano (AVELLAR, L. H. N.; CARROCI, L. R.; SILVEIRA, J, L., 2003).

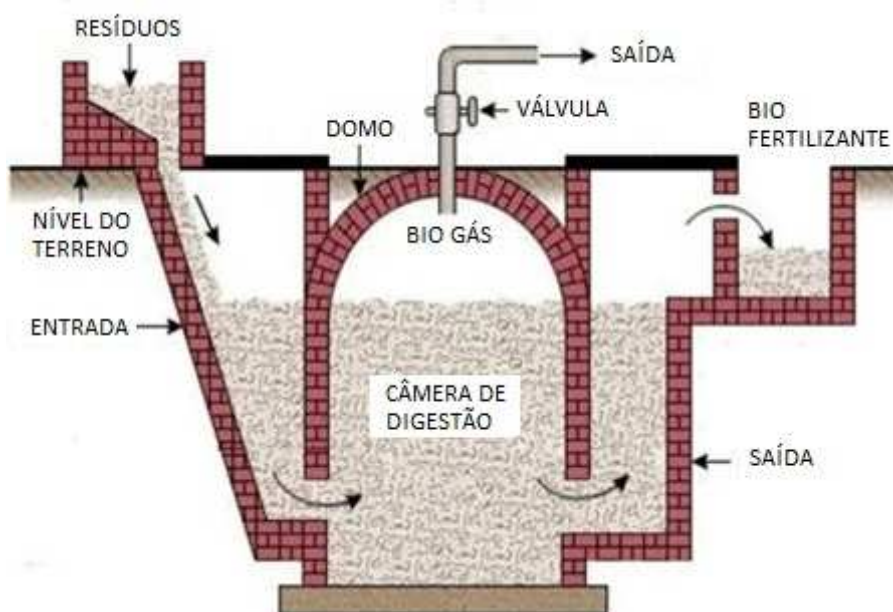
Segundo Sganzerla (1983) o modelo indiano é mais utilizado no Brasil porque apresenta maior facilidade na construção e permite, através da campânula flutuante, o controle da pressão e emissão do gás metano produzido, diferentemente do modelo chinês que apresenta oscilação na pressão do biogás. O modelo indiano apresenta formato de um poço, enquanto o modelo chinês lembra o formato de uma cúpula na parte superior, o que traz dificuldades construtivas já que não são utilizados escoramentos. Ambos os sistemas são comumente executados em alvenaria convencional de tijolos cerâmicos e apresentam-se na Figura 4 e Figura 5.

Figura 4: Representação do biodigestor modelo indiano



Fonte: Fonseca (2009)

Figura 5: Representação do biodigestor modelo chinês



Fonte: Fonseca (2009)

3.5.4 Inoculação

Segundo Souto (2005), a instalação do ecossistema anaeróbio no biodigestor demanda comumente de períodos elevados, até que a população dos microorganismos esteja acomodada e atuante, ou seja, tempo suficiente para que possam crescer e estabilizar o sistema.

Diante deste cenário, a utilização de inóculo na partida do biodigestor torna-se uma alternativa eficiente e que reduz o tempo de bioestabilização da matéria orgânica no equipamento (METCALF E EDDY, 1991).

O uso de um diferentes substratos como inóculo contribui para um maior efeito sinérgico entre os microrganismos, fornecendo umidade adequado para o processo de digestão, proporcionando o equilíbrio da relação C/N, incorporando agentes tamponantes, permitindo assim a redução significativa do tempo de retenção de sólidos e melhoria na produção de biogás e biofertilizante em termos quantitativos e qualitativos (MATAALVAREZ *et al.* 2000; SOSNOWSKI *et al.*, 2002; LEITE *et al.*, 2005).

Diversos trabalhos estudaram o emprego de diferentes inóculos para a digestão anaeróbia de resíduos sólidos. Como a fase inicial é marcada pela presença de maiores quantidades de ácidos e hidrogênio, em função da taxa de geração das bactérias acidificadoras, a introdução de uma comunidade de arqueias metanogênicas previne a desestabilização do sistema. Pinto (2000) sugere inóculos como lodo de esgoto digerido, lodo de reatores UASB, dejetos de suínos, resíduos digeridos e até mesmo lixiviado. Em países europeus, a digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos é associada à inóculos como dejetos de animais e lodos de esgoto (HARTMANN E AHRING, 2004).

No caso específico dos resíduos sólidos, em função da elevada carga de matéria orgânica existente, a acidificação do sistema é um obstáculo a ser superado. A primeira limitação que o sistema de tratamento deste tipo de resíduo enfrenta é a redução do pH no interior do biodigestor e a elevada produção de ácidos graxos voláteis, que inibem as atividades metanogênicas. Logo, a utilização de um inóculo com elevada capacidade de tamponamento é a solução mais indicada (BOUALLAGUI *et al.*, 2004).

Agdag e Sponza (2007) utilizaram lodo de estação de tratamento de esgotos como inóculo em suas pesquisas. Através da comparação entre reatores com e sem o inóculo, constataram que os reatores com o lodo de ETE apresentaram redução significativa na concentração de AGV e consequente elevação do pH para valores dentro da faixa ideal (6,0 a 8,0). Ademais, outros pontos positivos identificados na pesquisa foram a produção de biogás com maior concentração de gás metano e melhores relações DBO/DQO no lixiviado gerado.

Carneiro (2005) testou a utilização de lodo de ETE e lixiviado de aterro sanitário para fermentação da fração orgânica dos resíduos domésticos. Os resultados obtidos demonstraram uma maior produção de biogás e remoção da matéria orgânica acima de 70%.

Hartmann e Ahring (2005) obtiveram resultados semelhantes ao testar substrato inoculado com dejetos bovinos.

Em contrapartida, Barcelos (2009) inoculou RSP com dejetos bovinos, suíno e rúmen bovino. A autora relata que através da análise dos sólidos voláteis, constatou que a quantidade de inóculo utilizado foi insuficiente para aceleração da fermentação e, principalmente, que os microorganismos do inóculo não se adaptaram à matéria orgânica tratada, pois a degradação da fração orgânica no reator testemunha foi superior em comparação aos reatores inoculados.

Demirekler e Anderson (1998), recomendam uma relação entre lodo primário e resíduo sólido orgânico municipal de 80:20 em sólidos totais. Sosnowski *et al.* (2002) trabalhando com uma proporção em volume de 75% de lodo de esgoto e 25% da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais, em regime batelada e sob condições termofílicas, obtiveram um volume de biogás duas vezes maior do que o obtido tratando somente lodo de esgoto nas mesmas condições.

3.5.5 Estudos sobre biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos e outros efluentes

Outros autores desenvolveram pesquisas com diferentes materiais, inóculos e parâmetros impostos e analisados.

Laufer (2008) propôs o tratamento da fração orgânica dos resíduos gerados no preparo e pós consumo de alimentos, utilizando inóculo proveniente da biodigestão de frutas, verduras e legumes de outra pesquisa realizada. A caracterização química do biofertilizante obteve médias de N (49,05 mg/kg), P (4,45 mg/kg) e K (17,4 mg/kg).

Kuroki (2009) tratou efluente doméstico através da biodigestão anaeróbia com o intuito de produzir biofertilizante. Analisando os macronutrientes do produto obtido e apontou resultados médios de N (227,5 mg/L), P (82,5 mg/L) e K (82,5 mg/L).

Silva (2001) também desenvolveu sua pesquisa utilizando um processo anaeróbio para tratar o efluente doméstico gerado por alunos de uma escola com a intenção de avaliar o fertilizante produzido no final dos ensaios. Entre os resultados médios observados, pode-se citar N (298 mg/L), P (50,60 mg/L) e K (116,64 mg/L). Ainda relata que o fertilizante gerado apresentou uma redução de coliformes totais de $5,7e^{+12}$ UFC/100mL para $2,3e^{+12}$ UFC/100mL.

Rempel (2014) propôs o tratamento anaeróbio da fração orgânica dos RSU com adição de glicerina, em um biodigestor com capacidade de 50 litros, visando a produção de biogás. O sistema proposto apresentou necessidade de adição de alcalinidade para manutenção

do pH e elevada relação C:N. O Estudo apresentou TRS de 25 dias e volume médio de biogás produzido de 44m³/ton de RSU.

Schulz (2015) utilizou o mesmo biodigestor de Rempel (2014), carregado com a fração orgânica dos RSU e inoculado com lodo proveniente de um reator UASB, com objetivo de monitorar o volume de biogás produzido. Nesta pesquisa optou-se por triturar os RSU para padronização do substrato. Em seus resultados, apresenta produção média de biogás de 14,58m³/ton de RSU e TRS de 21 dias. Houve necessidade de adição de alcalinidade para manutenção do pH, o que pode indicar, segundo a autora, uma TCO inadequada.

3.6 BIOGÁS

A mistura de gases chamada de biogás, é composta, em volume, principalmente por gás metano (CH₄) 40 a 80%, dióxido de carbono (CO₂) 20 a 60%, nitrogênio 0,5 a 3%, hidrogênio 1 a 10%, monóxido de carbono (CO) 0,1%, traços de gás sulfídrico (H₂S) e oxigênio (O₂) 1%, apresenta além do poder calorífico para produção de energia, uma composição que atinge apenas 4 a 7% da massa de matéria orgânica utilizada no processo produtivo (PERSSON et al., 2006).

O biogás é um gás corrosivo e exige cuidados especiais nos materiais empregados para sua utilização. Esta característica é consequência da presença ácidos, como por exemplo, de sulfeto de hidrogênio (ácido sulfídrico, H₂S). Mesmo não sendo objeto direto de estudo desta pesquisa, cabe ressaltar que a legislação, através da Resolução CONAMA N° 3 (1990), impõe limites para emissões de sulfetos de 1,0 mg/L. As substâncias que contém enxofre, consideradas poluentes do ar, são classificadas como: SO₂, SO₃, H₂S, sulfatos, porém a legislação apresenta limites para emissão somente para o dióxido de enxofre (SO₂). A limpeza do biogás é possível e ocorre através de processos que permitem a remoção de umidade, dióxido de carbono (CO₂), ácido sulfídrico (H₂S) e de outras partículas presentes (WELLINGER, 1999).

3.6.1 Emissões atmosféricas

A mudança do clima é considerada hoje um dos mais graves problemas enfrentados pela humanidade. Esta situação é agravada pela intensificação do efeito estufa, diretamente relacionada ao aumento da concentração de gases na atmosfera que impedem a dissipação do calor no espaço, especialmente dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, hidrofluorcarbonos, perfluorcarbonos e hexafluoreto de enxofre (LOPES, 2002; NOGUEIRA, 2008; SABBAG, 2008).

Esses gases são liberados em processos industriais, produção agríciola, queimadas florestais, tratamento de dejetos e principalmente pela queima de combustíveis fósseis (NOGUEIRA, 2008; SABBAG, 2008)

Para que se tenha uma noção de grandeza, no período da Revolução Industrial em 1750, a concentração de Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera era de 280 ppm em volume. No ano de 2008 essa concentração alcançou a marca de 360 ppm em volume (LOPES, 2002; SABBAG, 2008), em 2014 foi registrado um aumento de 142% em relação ao valor de 1750, ultrapassando 670ppm (WMO, 2014)

Diante deste cenário, o tratamento de efluentes e resíduos contribui para a redução dos GEE, uma vez que possibilita o controle e destinação dos gases gerados nos processos de tratamento. No caso dos resíduos sólidos, mais especificadamente a fração orgânica, apenas uma parte dos gases gerados nos aterros consegue ser captada e destinada de maneira correta, sendo o restante lançado diretamente no meio ambiente. Considerando que o metano é um gás que contribui para o efeito estufa com um poder vinte e três vezes maior que dióxido de carbono e que sua emissão representa cerca de 13% das emissões antropogênicas de gases de efeito estufa, sua gerência é extremamente importante (IPCC, 2007).

Conforme o relatório de Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil (BRASIL, 2014), entre os anos de 1990 e 2012 houve um aumento 71% nas emissões de CH₄ provenientes do setor de tratamento de resíduos que considera tanto os resíduos sólidos como os efluentes. Deste percentual, o tratamento de resíduos sólidos representa 53%. Do total de emissões de GEE geradas considerando todos os segmentos, setor de energia, processos industriais, agropecuária, mudança do uso da terra e florestas e o próprio tratamento de resíduos, o tratamento de resíduos sólidos é responsável pela geração de aproximadamente 5% dos GEE emitidos.

3.7 BIOFERTILIZANTE

A fermentação da matéria orgânica em biodigestores resulta na produção de um produto orgânico denominado biofertilizante. Esse produto é composto por inertes, células vivas e mortas de diferentes microorganismos que possuem a capacidade de converter nutrientes fundamentais para a boa qualidade dos solos por meio de processos biológicos (VESSEY, 2003).

O biofertilizante é constituído por peptídios, aminoácidos, polissacarídeos, ácidos húmicos e/ou fitohormônios que facilitam a absorção pela planta, resultando em um menor

consumo de energia. Além da reciclagem dos nutrientes originalmente retirados pelas plantas e estímulo do seu metabolismo, o biofertilizante contribui significativamente para a melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos, favorecendo as atividades microbianas, promovendo o aumento das atividades enzimáticas (WU *et al.*, 2005; PARRADO *et al.*, 2008) e reduzindo a lixiviação, conseqüentemente o arrastamento dos nutrientes (TEJEDA & GONZALEZ, 2004).

O composto produzido na biodigestão, apresenta concentração superior de nutrientes em relação ao resíduo inicial, devido a perda significativa de carbono, hidrogênio e oxigênio. A composição é variável e depende da origem do substrato, em média apresenta 4,0% de nitrogênio, 1,0 a 5,0% de fósforo, e 0,5 a 3,0% de potássio, além de apresentar micronutrientes como cálcio, magnésio, cobre, zinco entre outros que lhe conferem vantagens na utilização e substituição aos adubos nitrogenados químicos (SOUZA, PEIXOTO & TOLEDO, 1995). Além disso, apresentam pH na faixa de 7,0 a 8,0, geralmente em torno de 7,5, levemente alcalino, que facilita o crescimento de microorganismos benéficos ao solo (BARRERA, 2003).

Nos casos em que o pH resulta em valores inferiores a 7,0 (ácido) pode estar ocorrendo a digestão incompleta ou sobrecarga orgânica do sistema. Para valores superiores a 8,0 (alcalino), deve-se avaliar a operação do biodigestor, pois poderá ser indício de tempo de detenção hidráulica muito alto (SOUZA, PEIXOTO & TOLEDO, 1995).

Segundo Sganzerla (1989), uma das grandes vantagens do biofertilizante é a possibilidade de ser aplicado diretamente sobre o solo, na forma líquida ou desidratada. Entretanto para que o biofertilizante seja corretamente aplicado, além da conferências das suas características químicas e físicas, no âmbito microbiológico, é indispensável que sejam descartadas a presença de organismos patogênicos prejudiciais aos seres humanos.

3.7.1 Nutrientes

Dos dezessete elementos essenciais ao desenvolvimento dos vegetais, quatorze são provenientes do solo. Destes, seis são consumidos em maior quantidade, sendo eles, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), e por isso são denominados de macronutrientes (BRADY, 1989).

O nitrogênio é um elemento que integra muitos compostos essenciais aos processos de crescimento vegetal. Por sua vez o fósforo é essencial em vários processos de síntese metabólica, atuando em processos vitais como a fotossíntese, respiração, função celular,

transferência de genes, reprodução, formação do amido e a transformação dos açúcares (BRADY, 1989).

Mesmo estando presente em diversos processos nas plantas, o segundo elemento mais exigido após o nitrogênio, é o potássio. Sua importância no biofertilizante se dá também pela insuficiência deste elemento naturalmente nos solos brasileiros, pois é altamente exigido nas agriculturas intensas e tecnificadas. Os demais elementos são importantes, porém consumidos em menores quantidades se comparado aos citados (NACHTIGALL & RAIJ, 2005).

Os nutrientes consumidos em menores quantidades são denominados micronutrientes, também chamados de elementos-traço ou minerais-traço, representados por ferro (Fe), manganês (Mn), boro (B), molibdênio (Mo), cobre (Cu), zinco (Zn), cloro (Cl) e cobalto (Co). Apesar de menos requeridos, os micronutrientes possuem importância na função secundária e fertilização. Em sua maioria, estes elementos constituem grupos protéicos e atuam como ativadores de reações enzimáticas (FERREIRA et al., 2001). No Quadro 3 apresenta-se algumas funções dos elementos citados.

Quadro 3: Funções dos micronutrientes

Micronutriente	Funções sistemáticas
Zn	Promove crescimento de hormônios, formação do amido e maturação das sementes
Fe	Reações e oxidação, fixação do nitrogênio e formação da clorofila
Cu	Importante na fotossíntese, metabolismo de proteínas, carboidratos e fixação do nitrogênio
Mn	Importante na fotossíntese, metabolismo e fixação do nitrogênio
B	Síntese de ácidos e hormônios e no desenvolvimento e divisão das células
Mo	Essencial na assimilação e fixação do nitrogênio
Co	Importante na fixação do nitrogênio

Fonte: Adaptado de Brady (1989).

Segundo Brady (1989), a deficiência dos micronutrientes no solo restringe sua fertilidade, reduzindo sua produtividade ou exigindo maiores investimentos para correção destes parâmetros.

Ao analisar a presença de nutrientes no biofertilizante, é fundamental que se monitore a capacidade de troca catiônica (CTC) do mesmo. Este parâmetro é importante porque

representa a predisposição de retenção dos nutrientes apresentada pelo biofertilizante incorporado ao solo.

Segundo Fialho (2007), a relação CTC/C representa um importante parâmetro agrônômico, sendo inclusive mais confiável que a relação C:N, pois esta pode ser afetada pela maior presença de nitrogênio amoniacal. Kiehl (1985) e Roing (1988) afirmam que um bom biofertilizante deverá apresentar CTC de 60 a 80 cmol/kg e, ainda, uma relação CTC/C acima de 1,7, sugerindo que este valor representa um bom grau de estabilização da matéria orgânica.

3.7.2 Metais pesados e agentes patogênicos

São denominados como metais pesados, todos os elementos que apresentam peso específico maior que 5 g/cm³ ou número atômico maior que 20 (BARCELÓ & POSCHENRIEDER, 1992).

Segundo Malavolta (1994), nem todo metal pesado é necessariamente tóxico, visto que alguns micronutrientes são assim classificados e são considerados essenciais, como cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e zinco (Zn) e benéficos que colaboram com o desenvolvimento como cobalto (Co), níquel (Ni) e vanádio (V). Outros porém de fato interferem no crescimento e qualidade das plantas, ou seja, são tóxicos, como cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb).

A presença dos metais pesados nos solos, principalmente agrícolas, é resultado de precipitações atmosféricas, aplicação de agrotóxicos, fertilizantes e corretivos, disposição de resíduos orgânicos e inorgânicos, urbanos e industriais (AMARAL SOBRINHO *et al.*, 1992). Keller (1961), Zucconi (1988), Warmann *et al.* (1999) realizaram o teste de germinação para determinar a fitotoxicidade do biofertilizante. Os pesquisadores associam os baixos índices de germinação à presença de metais pesados como cádmio, cromo, mercúrio e chumbo. Mesmo não quantificando o volume dos elementos, o teste de germinação atua como indicador de sua presença. Estes elementos interferem na assimilação de CO₂ e conseqüentemente diminuição no processo respiratório, causando redução no crescimento das plantas (BERGMANN, 1992).

Segundo Martins *et al.* (2011), os efeitos de fitotoxicidade provocados pela presença ou excesso destes metais também provocam transtornos intracelulares nas células vegetais, pois inibem a incorporação de elementos essenciais como nitrato, ferro e potássio. Todos estes fatores refletem diretamente no resultado do teste de germinação.

Entre os elementos citados, os que podem afetar de forma significativa a saúde humana e de animais, quando acumulam-se em maiores concentrações nas plantas, são o arsênio, cromo, chumbo, mercúrio, níquel e cádmio (FERREIA *et al.*, 2001).

Segundo Craveiro *et al.* (1982), o tratamento via digestão anaeróbia é uma das melhores formas de remoção da maioria de agentes patógenos como vírus, bactérias, protozoários e vermes. O Quadro 4 demonstra os microorganismos patogênicos de importância para a saúde pública e que são inativados pela biodigestão.

Quadro 4: Redução dos organismos entéricos na biodigestão anaeróbia

Organismo	Temperatura °C	Tempo de Retenção (dias)	Eliminação (%)
<i>Poliovírus</i>	35	2	98,5
<i>Salmonella ssp</i>	22 – 37	6 – 20	82 – 96
<i>Salmonella typhosa</i>	22 – 37	6	99
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	30	-	100
<i>Cistos de parasitas</i>	30	10	100

Fonte: Craveiro (1982)

Além dos organismos removidos, dois grupos devem ser observados: coliformes termotolerantes e helmintos, este último comumente na fase de ovo. Estes patógenos podem não ser removidos em sua maioria e devem ser analisados ao final do processo de tratamento para avaliação e classificação do biofertilizante. Buttenbender e Miller (2005) mencionam que a determinação da presença destes indivíduos é empregada como um indicador de condição higiênico-sanitária.

Os limites da presença destes organismos patógenos, apresentados no Quadro 5, são dados pela Instrução Normativa nº27 de 05 de junho de 2006 (BRASIL, 2006), que determina, além das concentrações máximas admitidas, a utilização, produção, importação e comercialização de fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes.

Quadro 5: Concentração máxima permitida de patógenos

Agente contaminante	Concentração máxima permitida
Coliformes termotolerantes: NMP/g de MS	1.000,00
Ovos viáveis de helmintos: n°/4g	1,00

NMP: Número Mais Provável

MS: Matéria Seca

ST: Sólidos Totais

Fonte: BRASIL (2006).

Shih (1984) analisou a presença de coliformes no efluente de um biodigestor operado com resíduos de aves em condições termofílica (50°C) e mesofílica (35°C) e constatou que em condições termofílicas ocorreu a remoção completa dos coliformes, fato este que não foi registrado na condição mesofílica que apresentou apenas uma redução parcial variando na faixa de 50 – 70%. Este percentual também foi obtido por Steinberger (1987) ao tratar resíduos orgânicos e vegetais em sistemas anaeróbios.

Em estudos realizados na Alemanha e Holanda, Köttner (2002) indica a digestão anaeróbia em reatores descontínuos, operados em condições termofílicas para produção de um biofertilizante completamente higienizado. Segundo os estudos realizados, o mecanismo de inativação dos organismos patogênicos está relacionada não só com a temperatura, mas também com as elevadas concentrações de ácidos orgânicos voláteis, que são tóxicos para grupos de bactérias e fungos.

Piana *et al.* (2011) e Teixeira (2012) também sugerem tratamentos em condições termofílicas de temperatura e apontam resultados excelentes na redução de coliformes e helmintos, alcançando 100% de remoção.

3.7.3 Legislação

O Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento – MAPA, controla, fiscaliza e define parâmetros para produção e classificação dos biofertilizantes, através das leis, decretos e instruções normativas existentes. O biofertilizante orgânico produzido a partir de resíduos sólidos urbanos domiciliares é considerado fertilizante orgânico composto, cuja definição é dada como:

“Produto obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, animal ou vegetal, isoladas ou misturadas, podendo ser enriquecido de nutrientes minerais, princípio ativo ou agente capaz de melhorar suas características físicas, químicas ou biológicas” (Decreto 4.954 de 14 de janeiro de 2004).

Ainda segundo a Instrução Normativa nº 10 (BRASIL, 2004), a classificação do biofertilizante ocorre de acordo com as matérias primas utilizadas na sua produção, podendo ser:

Classe “A”: fertilizante orgânico que em sua produção utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria;

Classe “B”: fertilizante orgânico que em sua produção utiliza matéria-prima oriunda de processamento da agroindústria ou da atividade industrial, onde o sódio (Na⁺), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo industrial;

Classe “C”: fertilizante orgânico que em sua produção utiliza matéria-prima oriunda de lixo domiciliar;

Classe “D”: fertilizante orgânico que em sua produção utiliza matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários.

A Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009 do MAPA (BRASIL, 2009), determina as especificações, garantias e tolerâncias dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos organominerais e biofertilizantes. Reconhece o fertilizante com fabricação a partir matéria prima oriunda de RSU como sendo um fertilizante orgânico Classe C e fixa os padrões de acordo com o Quadro 6.

Parâmetro	Misto / Composto	Vermicomposto
Umidade Máxima (%)	50	
N total Mínimo (mg/L)	0,5	
Carbono Orgânico Total Mínimo (mg/L)	15	10
CTC	Conforme declarado	
pH (Mínimo)	6,5	6,0
Relação C:N (Máxima)	20	14
Relação CTC/C	A norma não impõe padrões mínimos / máximos, porém os valores registrados devem ser declarados	
Outros nutrientes	A norma não impõe padrões mínimos / máximos, porém os valores registrados devem ser declarados	

Fonte: BRASIL, 2009

4 MATERIAIS E MÉTODOS

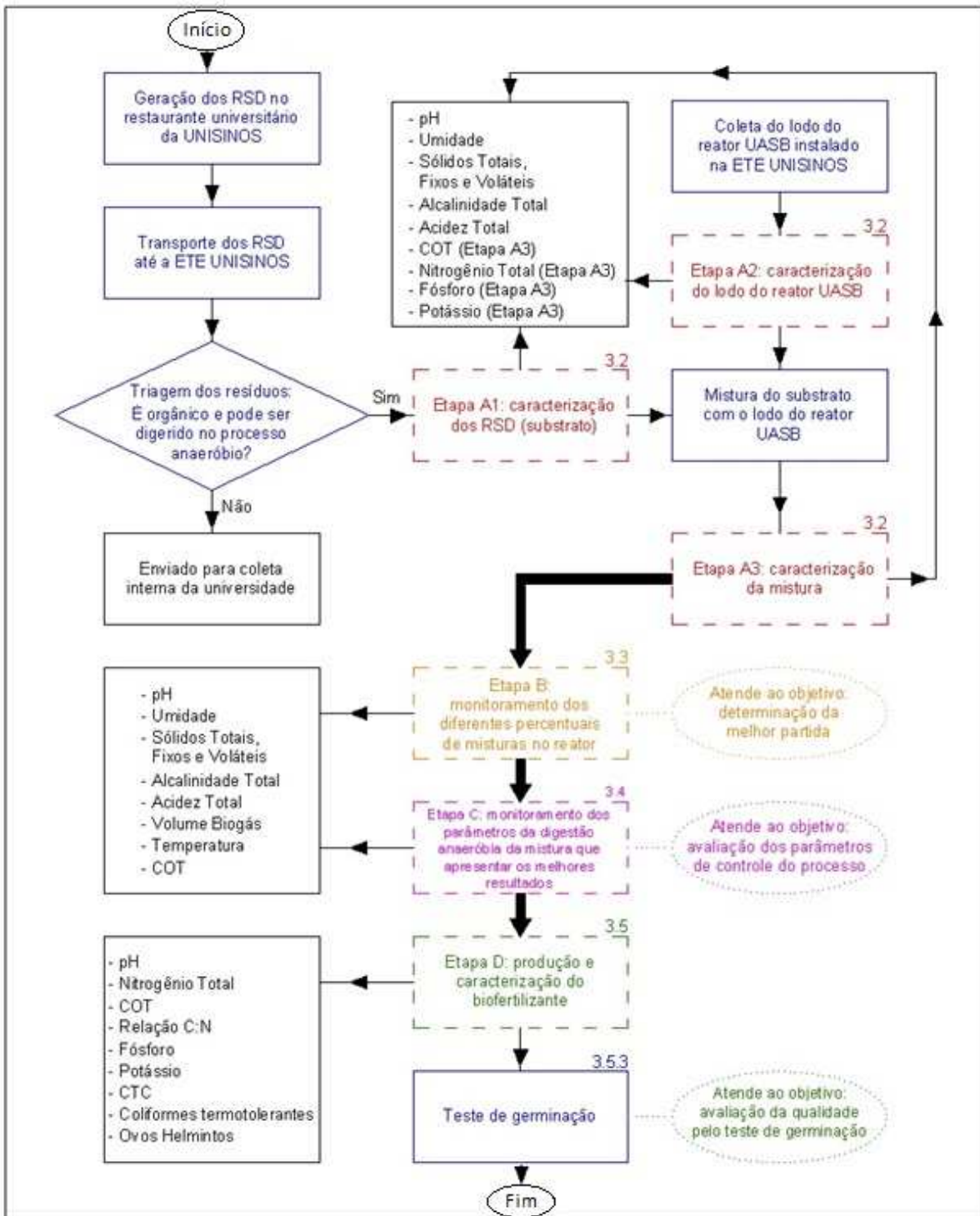
O trabalho experimental foi realizado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, localizada na cidade de São Leopoldo no Estado do Rio Grande do Sul.

A presente pesquisa deu ênfase ao estudo da aplicação da digestão anaeróbia no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos, especificadamente a parcela facilmente biodegradável, em um biodigestor, monitorando o volume de biogás e a qualidade e características do biofertilizante produzido.

A padronização dos resíduos sólidos comerciais considerou apenas a categoria: restos de alimentos, provenientes do preparo e pós consumo das refeições servidas no restaurante instalado no campus de São Leopoldo da UNISINOS.

Na Figura 6 ilustra-se as etapas metodológicas da pesquisa, as quais serão descritas na sequência.

Figura 6: Fluxograma das etapas experimentais



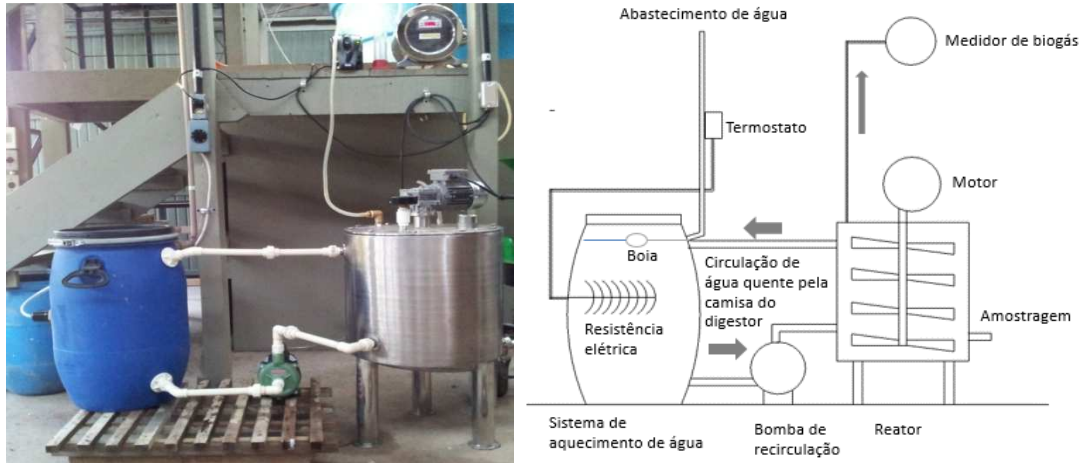
Observação: os números apresentados no canto superior direito dos retângulos acima, correspondem aos itens deste capítulo e que descrevem cada etapa do trabalho.

4.1 ENSAIOS PRELIMINARES

Com o intuito de alinhar a metodologia proposta, realizou-se dois ensaios preliminares em um reator com capacidade de 50 litros. Na Figura 7 apresenta-se o biodigestor

empregado nos ensaios preliminares e no Quadro 7 as principais características. Os procedimentos de análise das amostras são os mesmos do experimento principal.

Figura 7: Reator utilizado nos ensaios preliminares



Fonte: Schulz (2015)

Quadro 7: Principais características do biodigestor de 50 litros

Informações Técnicas do Biodigestor	
Volume total	50 L
Volume útil	40 L
Volume do reservatório de água quente	200 L
Motor de agitação (RPM)	27 rpm
Diâmetro externo do corpo do reator	0,38 m
Altura externa do corpo do reator	0,45 m

4.2 SISTEMA EXPERIMENTAL

O processo de digestão anaeróbia foi operado por batelada em um reator anaeróbio em aço carbono, com capacidade de 282 litros (0,28 m³), de câmara única. O biodigestor é equipado com um sistema de mistura composto por: 1) eixo vertical central acoplado ao motoredutor com controle de rotação; 2) três pás metálicas; 3) sistema de controle de temperatura via serpentina metálica; 4) bomba para circulação de água quente; 5) reservatório plástico para armazenamento de 200 litros de água; 6) duas resistências para aquecimento da água; 7) uma abertura cilíndrica superior utilizada na alimentação do equipamento; 8) uma abertura cilíndrica inferior equipada com válvula, utilizada na descarga do material digerido e para coleta de amostras.

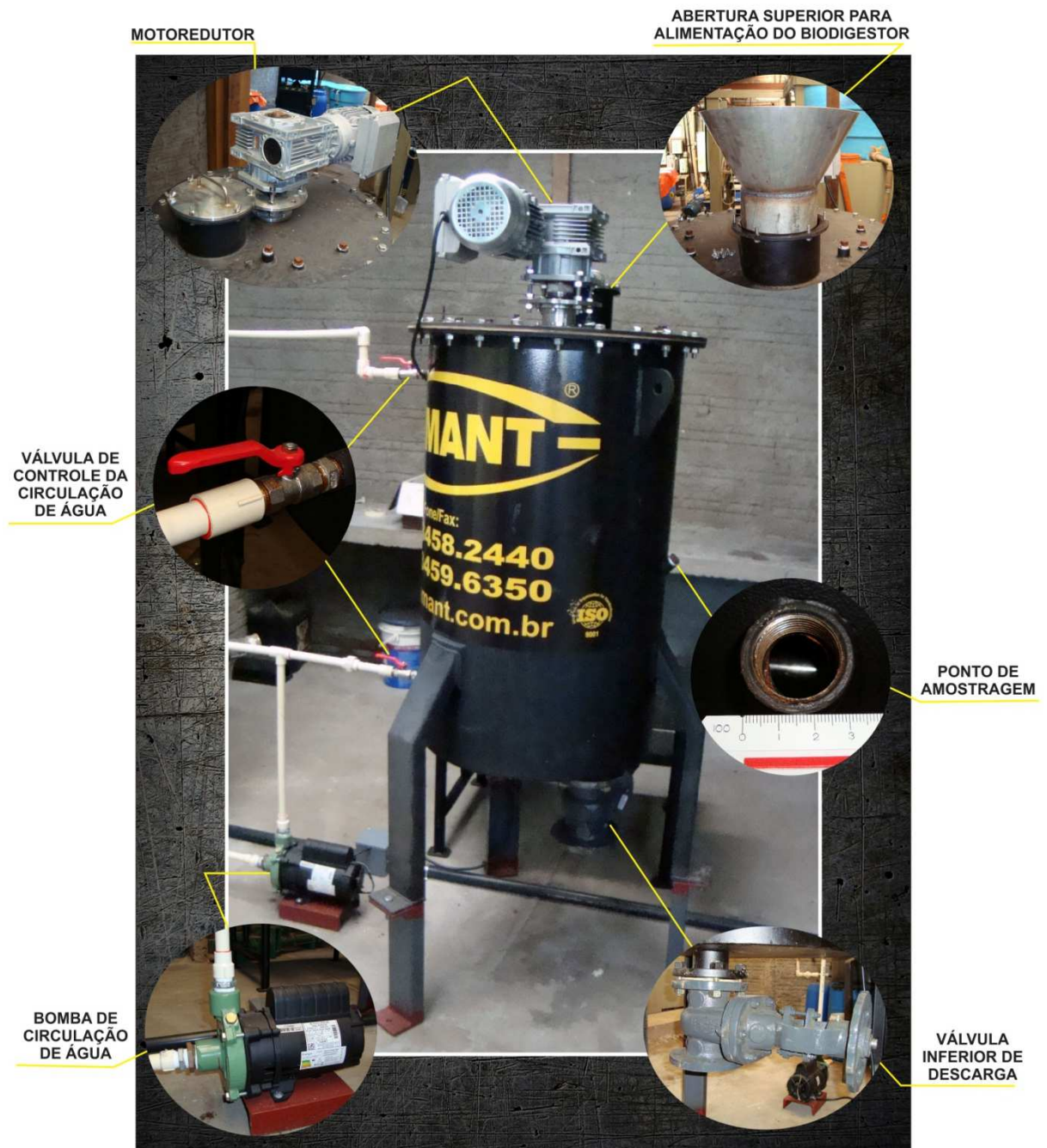
Com o objetivo de simular situações reais dos locais onde os equipamentos poderão ser instalados, os resíduos não receberam qualquer tipo de pré tratamento (por exemplo, trituração).

No Quadro 8 e na Figura 8, respectivamente, apresenta-se um resumo das características e uma visão geral do equipamento instalado.

Quadro 8: Dados técnicos do sistema operacional proposto

Informações Técnicas do Biodigestor	
Volume total	282 L
Volume útil	190 L
Volume do reservatório de água quente	200 L
Motor de agitação	27 rpm
Diâmetro externo do corpo do reator	1,00 m
Altura externa do corpo do reator	0,60 m

Figura 8: Sistema experimental instalado



4.2.1 Operação do biodigestor

Preliminarmente foi desenvolvido o estudo piloto, onde foi testado o funcionamento do sistema e seus componentes (vedações, sensores, motoredutor). Também foi ensaiada a adaptação do sistema de medição e controle de temperatura, medição de biogás, agitação, adaptação e aclimatização do inóculo até a biomassa apresentar-se adequada para as próximas bateladas.

A temperatura foi controlada pela recirculação de água quente em uma serpentina metálica instalada dentro do corpo do reator e que ficou em contato direto com o material digerido. A água foi aquecida com duas resistências elétricas e armazenada dentro de um tambor plástico com capacidade para 200 litros. A intenção era manter a temperatura interna do reator em $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$. O monitoramento e controle da temperatura foram feitos através de um termostato e a circulação da água será operada com o auxílio de uma bomba centrífuga marca Schneider com vazão de $5,5 \text{ m}^3/\text{h}$.

A mistura interna dos resíduos foi realizada mecanicamente, através de pás metálicas instaladas em um eixo vertical central, acoplado a um motor externo equipado com motorreductor e controle de rotação. Os períodos de mistura e repouso foram controlados por um relé regulador que acionava o sistema de mistura que operava a 27 rpm, durante 30 minutos e posteriormente permanecia em repouso durante 90 minutos até ser novamente acionado, repetindo o ciclo.

A forma de agitação utilizada nesta pesquisa, com intervalos de tempo breves e previamente definidos, com rotação lenta dos agitadores, baseou-se em recomendações do Guia Prático de Biogás (ALEMANHA, 2010) e no trabalho de Rempel (2014) e Schulz (2015).

Com base na literatura, o tempo de retenção de sólidos (TRS) utilizado inicialmente foi de 11 dias para os ensaios da Etapa B, avaliação da mistura, e 22 dias para os demais ensaios.

4.2.2 Coleta das amostras

As amostras do material em digestão eram coletadas através da válvula existente na parte inferior do reator, que libera a saída do material no fundo do sistema.

4.2.3 Monitoramento do volume de biogás produzido

Para monitorar a produção de biogás foi instalado um medidor do tipo Hyde, o qual mensura o volume produzido a partir do volume de água deslocada em uma câmara interna, controlado por um sensor infravermelho. A Figura 9 demonstra o sistema de medição de biogás.

Figura 9: Medidor de vazão de biogás produzido



O contador apresenta os valores diretamente em mililitros (mL) de biogás, sem necessidade de conversão. As duas casas decimais depois do ponto registram de 10 a 990 mL de biogás, já as três casas decimais antes do ponto registram os litros de biogás produzidos. Sendo assim, a Figura 9 está registrando 10 mL de biogás.

4.3 ETAPA A – CARACTERIZAÇÃO

Na etapa A foi realizada a caracterização do substrato, do inóculo e da mistura de ambos. Para a caracterização do substrato, foi realizada a coleta dos materiais orgânicos, provenientes do preparo e pós consumo de alimentos no restaurante universitário da UNISINOS.

Após o recolhimento e transporte dos resíduos até a ETE UNISINOS, foi efetuada a caracterização física dos materiais em etapa única, que consistiu na triagem dos materiais, com intuito de eliminar materiais inertes dos resíduos, como plásticos e metais, que não são digeridos no processo anaeróbio proposto. Esta etapa foi realizada de forma manual sob uma lona plástica e os rejeitos foram encaminhados para a coleta interna da universidade. Os materiais putrescíveis triados foram amostrados para caracterização inicial do substrato. Os procedimentos de amostragem seguiram as orientações da Norma ABNT NBR 10.007/2004 e

o preparo da amostra conforme Manual de Métodos Analíticos para Fertilizantes (ABNT, 2004 e BRASIL, 2007).

O lodo anaeróbio foi obtido no reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket) da ETE UNISINOS, o qual trata o esgoto doméstico produzido na universidade. O lodo recolhido foi armazenado em tambores plásticos com tampa pelo período de 72 horas para que ocorresse a sedimentação dos sólidos. Esta parcela sedimentada é a fração necessária do lodo, pois contém a maior parte dos microorganismos. Este procedimento se fez necessário porque foram realizados testes de umidade, em triplicata, no lodo *in natura* agitado que resultaram em uma umidade média de 95,2%. O teste de umidade realizado no lodo sedimentado 72 horas, apresentou teor de umidade de 64,4%, justificando o procedimento, cujo objetivo foi impedir a introdução de volumes indesejados de água no biodigestor.

O carregamento do reator foi realizado com base nos valores de sólidos totais voláteis determinados no ensaio e nas proporções apresentadas na etapa seguinte deste capítulo.

Para caracterização da mistura (T_0), os materiais foram introduzidos no reator anaeróbio e agitados durante o período de 30 minutos. Após desligamento do sistema, foi realizado o procedimento de amostragem.

No Quadro 9 apresenta-se os parâmetros analisados na caracterização do substrato, inóculo e mistura na Etapa A.

Quadro 9: Parâmetros para caracterização do substrato, inóculo e mistura

Parâmetro	Método de Análise	Método
Sólidos Totais, Voláteis e Fixos (mg/g)	Gravimétrico	APHA (2012) 2540B
pH	Potenciométrico	APHA (2012) 4500B
Alcalinidade (mg CaCO ₃ / L)	Titulométrico	APHA (2012) 2320B
Acidez Total (mg HAc / L)	Titulométrico	APHA (2012) 2310B
Umidade		MAPA (2007) U65

4.3.1 Adaptação de procedimentos

Alguns dos procedimentos realizados foram adaptados para ajustarem-se às condições da pesquisa. As adequações serão comentadas a seguir e servirão como base em todas as etapas.

4.3.1.1 Determinação do teor de sólidos

A determinação dos teores de ST, STV e STF foram executadas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 2540B (APHA, 2012). A massa de amostra sólida utilizada nas análises foi, conforme segue:

- 5,0 – 10,0 g para o material em processo de DA e o material final digerido;
- 25,0 – 26,0 g para o resíduo bruto triturado, a fim de minimizar o efeito da heterogeneidade do material.

4.3.1.2 Determinação da Acidez Total, Alcalinidade e pH

A lixiviação da amostra sólida seguiu o método proposto por Carneiro (2005), onde se utilizou proporção de 1:10 de resíduo sólido e água deionizada. Após a etapa inicial, a amostra ficou em agitação durante o período de 120 minutos. Logo após esta etapa o pH era avaliado através da utilização de um phmetro modelo Tecnal com equalizador de temperatura. E na sequência pH, a amostra permaneceu em repouso durante 30 minutos para posterior análise de acidez e alcalinidade total. Para a determinação destes parâmetros foi utilizado o método titulométrico proposto por Dilallo e Albertson, (1961).

4.3.1.3 Determinação da Taxa de Carregamento Orgânico (TCO)

A determinação da capacidade do volume em degradar o substrato foi verificada através da carga orgânica em termos de SV, conforme a equação 3, segundo Metcalf & Eddy (2004).

$$TCO = \frac{C_{sv}}{V_{rea}}$$

Onde:

TCO: Taxa de Carregamento Orgânico

C_{sv}: Carga de Sólidos Voláteis (kgSV/dia)

V_{rea}: Volume do Reator (m³)

4.4 ETAPA B – AVALIAÇÃO DA MISTURA

A Etapa B foi iniciada após a caracterização da mistura em T0 na Etapa A. Nesta segunda etapa, foi realizado o ensaio B1 com proporção de 1:1,4, sendo lodo e substrato respectivamente, sendo que esta acidificou. Posterior a este ensaio, foram realizados três

ensaios, B2, B3 e B4, com proporção de 6:1, nos quais não houve acidificação e portanto, foi possível realizar o monitorando dos parâmetros apresentados no Quadro 10, com objetivo de analisar os resultados quanto a estabilização e controle de pH e produção de biogás, através da quantificação do volume produzido.

Quadro 10: Parâmetros monitorados na Etapa B

Parâmetro	Método de Análise	Frequência	Método
Sólidos Totais, Voláteis e Fixos (mg/g)	Gravimétrico	Três vezes / semana	APHA (2012) 2540B
pH	Potenciométrico	Três vezes / Semana	APHA (2012) 4500B
Alcalinidade (mg CaCO ₃ / L)	Titulométrico	Três vezes / semana	APHA (2012) 2320B
Acidez Total (mg HAc / L)	Titulométrico	Três vezes / semana	APHA (2012) 2310B
Volume de Biogás	Medidor Hyde	Três vezes / semana	
Temperatura (°C)	Termômetro	Três vezes / semana	
Umidade		Três vezes / semana	MAPA U65

No ensaio B2 foi testada a proporção de 6 partes de inóculo para 1 parte de substrato medidos em termos de STV. Esperava-se que esta mistura apresentasse capacidade de estabilização natural do pH sem permitir a acidificação do reator. Se de fato o ensaio denotasse os resultados esperados, esta proporção seria repetida nos ensaios B3 e B4, afim de confirmar o produto do ensaio B2. Caso ocorresse a acidificação do sistema no ensaio B2, uma nova proporção de mistura seria adotada para o ensaio B4. Este procedimento também seria empregado para o ensaio B3 em relação ao ensaio B4, conforme Quadro 11.

Quadro 11: Descrição dos ensaios

Parâmetro	Proporção de Inóculo / Substrato	Lodo (kg)	Substrato (kg)	Período (dias)
Batelada 1 (B1)	0,74:1	25,00	6,40	2
Batelada 2 (B2)	6:1	25,00	0,33	11
Batelada 3 (B3)	6:1	25,00	0,33	11
Batelada 4 (B4)	6:1	87,00	1,30	11

O ensaio realizado em triplicata serviu como base para as Etapas C e D subsequentes.

4.5 ETAPA C – MONITORAMENTO DO SISTEMA

Considerando a melhor mistura indicada na etapa anterior, foram realizados 6 ensaios, B5 a B10, nos quais serão observados os parâmetros apresentados no Quadro 12.

Os procedimentos de análise das amostras coletadas foram realizados logo após a coleta e preparo das mesmas. Quando não foi possível, as amostras foram conservadas em câmara fria com temperatura inferior a 4°C.

Quadro 12: Parâmetros e frequência das análises no digestor durante os ensaios

Parâmetro	Método de Análise	Frequência	Método
Sólidos Totais, Voláteis e Fixos (mg/g)	Gravimétrico	Três vezes / semana	APHA (2012) 2540B
COT (mg/g)	FR-NDIR ¹	Três vezes / semana	MAPA (2007)
N _T (mg/g)	Analítico, Multi N/C 2100S (analytikjena)	Semanal	MAPA (2007)
P _T (mg/g)	Colorimétrico	-	MAPA (2007)
pH	Potenciométrico	Três vezes / Semana	APHA (2012) 4500B
Alcalinidade (mg CaCO ₃ / L)	Titulométrico	Três vezes / semana	APHA (2012) 2320B
Acidez Total (mg HAc / L)	Titulométrico	Três vezes / semana	APHA (2012) 2310B
Volume de Biogás	Medidor Hyde	Três vezes / semana	
Temperatura (°C)	Termômetro	Três vezes / semana	
Umidade		Três vezes / semana	MAPA U65

¹ FR-NDIR: método de detecção de CO₂, formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada.

4.5.1 Preparação da amostra sólida para a determinação de Nitrogênio Total, Fósforo Total e Carbono Orgânico Total

O preparo das amostras sólidas foi adaptado do procedimento de preparo de amostras de fertilizantes orgânicos e organominerais, conforme a Normativa Nº 28 de 2007 do MAPA. Porém, seguindo a metodologia de Rempel (2014), Lobato (2014), Schulz (2015), para que seja obtida uma fração com granulometria mais fina para os RSD brutos utilizados, após a secagem, os resíduos foram triturados com o auxílio de um liquidificador.

4.6 ETAPA D – CARACTERIZAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE GERADO

A Etapa D consistiu na caracterização dos parâmetros químicos e microbiológicos do biofertilizante gerado ao final (T_{FINAL}) dos ensaios da Etapa C. As definições tiveram como

base a Instrução Normativa nº 25 do MAPA e o detalhamento operacional segundo Lobato (2014).

4.6.1 Análise química do biofertilizante

Os parâmetros químicos analisados são apresentados no Quadro 13.

Quadro 13: Parâmetros analisados para caracterização química do biofertilizante

Parâmetro	Método	Equipamento
pH	Potenciométrico*	Potenciômetro
Nitrogênio Total	Extração da amostra: oxidação com ácido perclórico* Detecção de N: detector infravermelho não dispersivo de radiação focalizada	Analytik Jena Multi N/C
Carbono Orgânico Total	Detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada	Analytik Jena Multi N/C
Relação C:N	Cálculo entre os resultados de teor de carbono e nitrogênio	-
Fósforo	Colorimétrico*	Espectrofotômetro
Potássio	Espectrofotométrico*	Fotômetro de Chamas
CTC	Titulométrico*	-

* Método Analítico oficial definido conforme Manual de Métodos Analíticos para fertilizantes – Instrução Normativa nº 28 do MAPA (BRASIL, 2007).

4.6.2 Caracterização microbiológica

A caracterização microbiológica teve como principal objetivo identificar a presença de organismos patogênicos entéricos que podem causar doenças em seres humanos. No Quadro 14 apresenta-se os parâmetros que serão avaliados.

Quadro 14: Parâmetros microbiológicos analisados

Parâmetro	Método	Equipamento
-----------	--------	-------------

Coliformes Termotolerantes	Substrato Cromogênico Enzimático	Seladora Colilert IDEXX
Ovos de Helmintos	Sedimentação	Câmara McMaster

4.6.3 Teste de germinação

A maturidade do biofertilizante foi avaliada via teste de germinação utilizando alface (*Lactuca sativa*). Para a realização deste teste foi utilizado o extrato aquoso extraído a partir do biofertilizante produzido na biodigestão (Etapa C), o qual foi avaliado conforme a Instrução Normativa nº 25, de 23 de Julho de 2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. A obtenção do extrato e repetições seguiram a metodologia sugerida por Silva e Villas Bôas (2007).

Foram realizadas quatro repetições utilizando 25 sementes, que foram escolhidas de forma aleatória e distribuídas em placas de Petri, usando papel filtro como substrato, umedecidas com 6 mL do extrato e um experimento com placas irrigadas apenas com água destilada. A duração do teste, o número de dias para a primeira contagem, as temperaturas mínimas e máximas, as especificações gerais e o controle de qualidade do substrato seguiram o Manual de Regras para Análise de Sementes publicado por MAPA (BRASIL, 2009) e apresentam-se no Quadro 15 a seguir:

Quadro 15: Recomendações do manual “Regras para Análise de Sementes”

Espécie Botânica	Substrato	Temperatura (°C)	Contagem (DIAS)	
			Primeira	Final
<i>Lactuca sativa</i>	SP; EP; SA	20; 15	4	7

Legenda: EP: Entre Papel SA: Sobre Areia SP: Sobre Papel

Para análise da germinação foram considerados os parâmetros PG (Porcentagem de Germinação) e IVG (Índice de Velocidade de Germinação) conforme empregados por Romani et al. (2010). Para o parâmetro PG foi utilizada a fórmula proposta no Manual de Regras para Análise de Sementes (Equação 1) e para IVG a Fórmula de Maguire (Equação 2).

$$PG = \frac{NG \times 100}{NT}$$

Equação 1

Onde:

NG = número de sementes germinadas.

NT = número de sementes colocadas para germinar.

$$IVG = \frac{G1}{T1} + \frac{G2}{T2} + \dots + \frac{Gi}{Ti}$$

Equação 2

Onde:

G1 até Gi = número de plantas germinadas ocorridas a cada dia. T1 até Ti = dias

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados experimentais obtidos no processo de bioestabilização da fração facilmente biodegradável dos resíduos sólidos orgânicos domésticos, provenientes da cozinha do restaurante universitário, tratados em reator anaeróbio. Preliminarmente, são abordados os perfis dos principais parâmetros analíticos do substrato e do lodo considerados para a partida do reator, seguindo da apresentação e discussão dos resultados referentes ao monitoramento do sistema e análise do resíduo efluente do biodigestor.

5.1 ENSAIOS PRELIMINARES

Para o Ensaio Preliminar 1 (EP1), realizou-se a caracterização inicial do lodo, substrato (resíduos sólidos putrescíveis – RSP) e da mistura. O carregamento do sistema considerou os sólidos totais voláteis do inóculo e substrato. Ao analisar este parâmetro o mesmo apresentou 39,90 mg STV/g para o lodo, 232,50 mg STV/g para os RSP e 47,01 mg STV/g para a mistura realizada. Neste ensaio preliminar foram utilizados 23 kg de RSP e 11 kg de lodo, resultando de uma proporção de 0,082:1, sendo lodo e RSP respectivamente.

Com o objetivo de dar a partida no sistema, observou-se também o pH dos elementos. O lodo apresentou pH de 6,90, os RSP 5,99 e a mistura 6,13.

Ao monitorar o sistema quarenta e sete horas após sua partida, foi constatado acidificação do mesmo com o pH na faixa de 4,65.

Com o encerramento do EP1, o reator foi descarregado e procedeu-se uma nova caracterização de lodo e RSP para o Ensaio Preliminar 2 (EP2). No Quadro 16 apresenta-se os principais parâmetros observados para o carregamento.

Quadro 16: Parâmetros para carregamento do sistema no EP2

Parâmetros	Lodo UASB	Substrato (RSD)	Mistura (T ₀)
STV (mg STV/g)	45,09	237,86	27,66
Umidade (%)	93,10	69,88	91,2
pH	5,48	4,70	4,80

Considerando que em EP1 verificou-se um sobrecarregamento orgânico cujo resultado foi a acidificação do sistema, para o EP2 aplicou-se uma proporção de 0,19:1, sendo

lodo e RSP respectivamente, com base nos STV. Esta correlação implicou no uso de 20,0 kg de lodo e 20,0 kg de RSP.

Conforme apresenta-se no Quadro 16, a mistura da partida já apresentou um valor de pH baixo, característico do sistema acidificado. Treze horas após a partida, o monitoramento do experimento registrou que o pH se manteve abaixo de 5, confirmando a condição acidulada.

Nos ensaios preliminares foi possível iniciar os testes das proporções de inóculo e RSP que seriam utilizadas, permitindo um maior entendimento dos materiais e suas características. Cabe citar ainda que nestes ensaios também foi testar o sistema e todos os seus componentes em uma situação real de operação e treinamento dos procedimentos em laboratório.

Após os ensaios preliminares no biodigestor menor, passou-se a operar o reator descrito no capítulo de metodologia da pesquisa. Os resultados obtidos serão apresentados a seguir.

5.2 PARTIDA DO BIODIGESTOR

A partida do biodigestor foi monitorada por meio do acompanhamento de parâmetros físico-químicos, conforme apresentado a seguir.

5.2.1 Sólidos Totais Voláteis, pH e Alcalinidade

Com base na metodologia proposta e na experiência adquirida com os ensaios preliminares, deu-se início ao experimento um, denominado B1. O ensaio foi realizado adotando-se a proporção 0,74:1, sendo lodo e RSP respectivamente. A caracterização do lodo apontou 45,09 mg STV/g, enquanto os resíduos apresentaram 237,86 mg STV/g, desta forma a mistura considerou a utilização de 6,4 kg de RSP e 25,0 kg de lodo. Após a mistura, realizou-se uma nova amostragem na qual foi constatada 27,66 mg STV/g. No Quadro 17 apresenta-se os principais parâmetros considerados para a partida do ensaio.

Quadro 17: Caracterização inicial substrato, lodo e mistura B1

Parâmetros	Lodo UASB	Substrato (RSP)	Mistura (T ₀)
STV (mg STV/g)	45,09	237,86	27,66
Umidade (%)	93,10	69,88	91,2
pH	7,2	5,9	6,1

Conforme pode-se observar, o acompanhamento do ensaio B1 apontou que o pH atingiu a faixa de 4,85 aproximadamente dezoito horas após a mistura ter sido realizada. Monitorou-se o pH que se manteve neste valor, confirmando assim a acidificação do sistema.

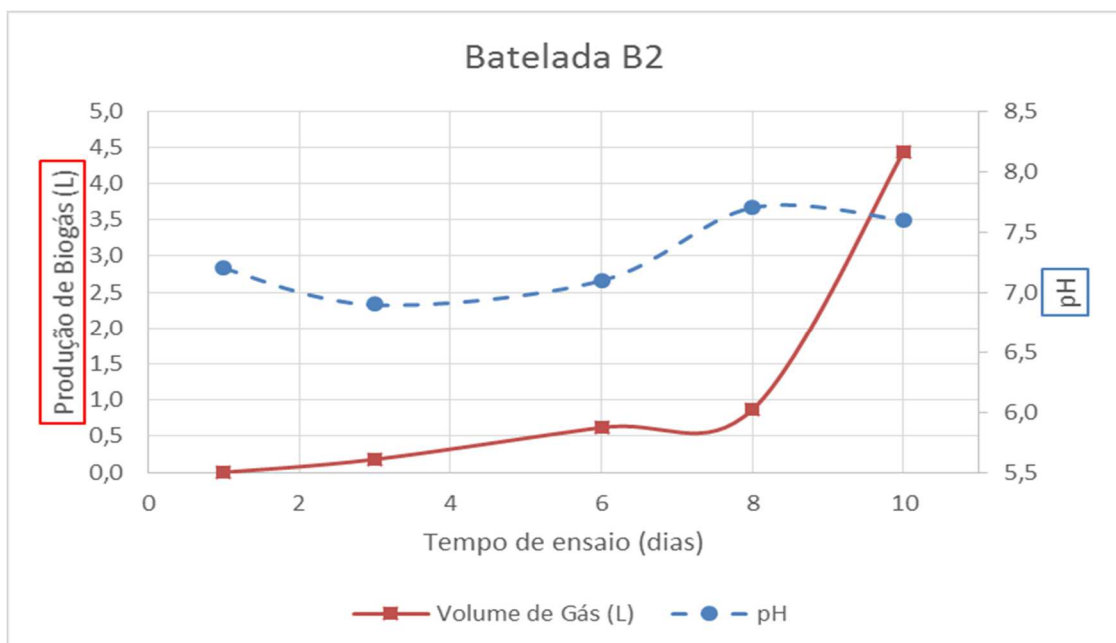
Com base nos resultados obtidos em B1, identificou-se a necessidade de alterar o carregamento orgânico do sistema para o segundo ensaio (B2). Adotou-se então a proporção de 6:1 de lodo para RSP, que implicou no uso de 25 kg de lodo e 0,333 kg de RSP. As características do lodo, substrato e mistura apresentam-se no Quadro 18.

Quadro 18: Caracterização do lodo, RSP e mistura do ensaio B2 com proporção 6:1

Parâmetros	Lodo UASB	Substrato (RSP)	Mistura (T ₀)
STV (mg STV/g)	26,92	336,78	21,11
Umidade (%)	94,89	61,51	95,96
pH	7,15	6,6	7,2

Através do monitoramento do experimento foi constatado que não ocorreu acidificação, com o pH mantendo-se em valores dentro da faixa considerada ideal. Na Figura 10 apresenta-se a variação do pH durante o período de duzentas e quarenta horas aproximadamente, considerados para a partida do reator.

Figura 10: Monitoramento do pH e produção de biogás em B2



Com o resultado positivo na partida do ensaio 2, procedeu-se a descarga e limpeza do reator para que fosse possível iniciar o ensaio 3, denominado B3. Conforme previsto na metodologia, uma vez a partida ocorrendo de forma correta, a mesma deveria ser repetida três vezes para termos uma confirmação em triplicata. Sendo assim como nas etapas anteriores,

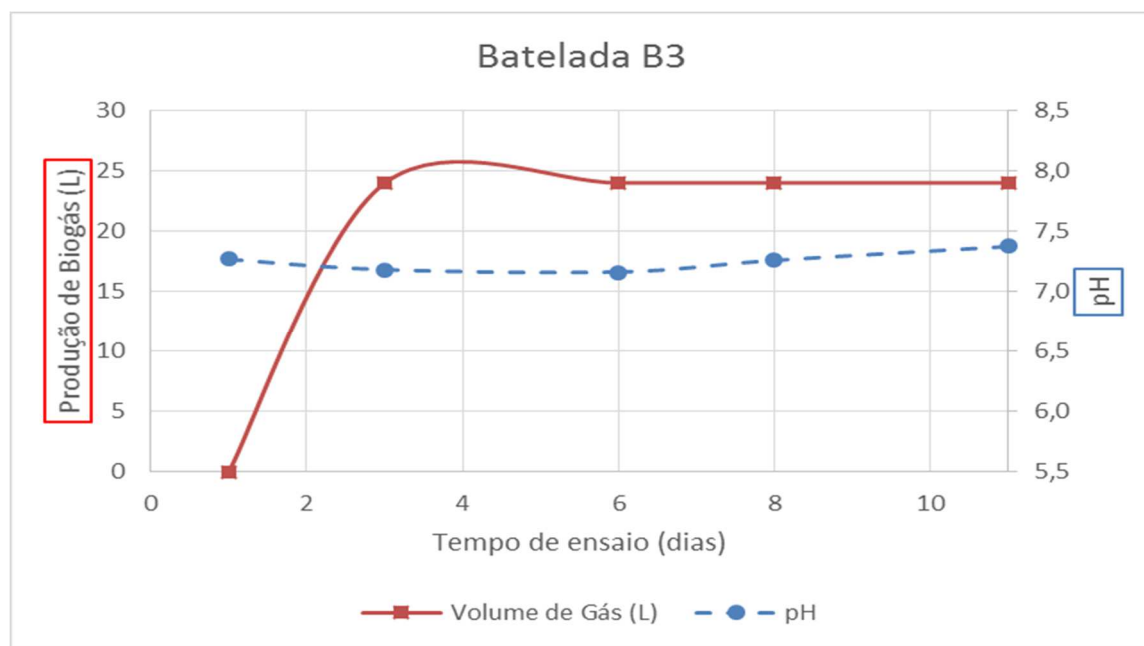
ocorreu a caracterização inicial do lodo, RSP e mistura em T0 (tempo zero), que apresenta-se no Quadro 19.

Quadro 19: Caracterização do lodo, RSP e mistura para o ensaio B3

Parâmetros	Lodo UASB	Substrato (RSP)	Mistura (T ₀)
STV (mg STV/g)	32,25	357,07	26,86
Umidade (%)	93,74	62,13	94,60
pH	7,11	4,6	7,27

Conforme a caracterização apresentada, para o ensaio B3 utilizou-se 30 kg de lodo e 0,450 kg de RSP. O ensaio decorreu durante o período de duzentas e vinte e nove horas aproximadamente. Neste período monitorou-se a variação de pH e a produção de biogás. Estas informações apresentam-se na Figura 11.

Figura 11: Variação de pH e produção de biogás em B3



Conforme constatado, o pH manteve-se dentro da faixa considerada ideal (6,0 a 8,0) para a digestão anaeróbia e o seu comportamento é considerado típico do processo em condições estáveis, apresentando uma leve queda após o carregamento e posterior estabilização natural.

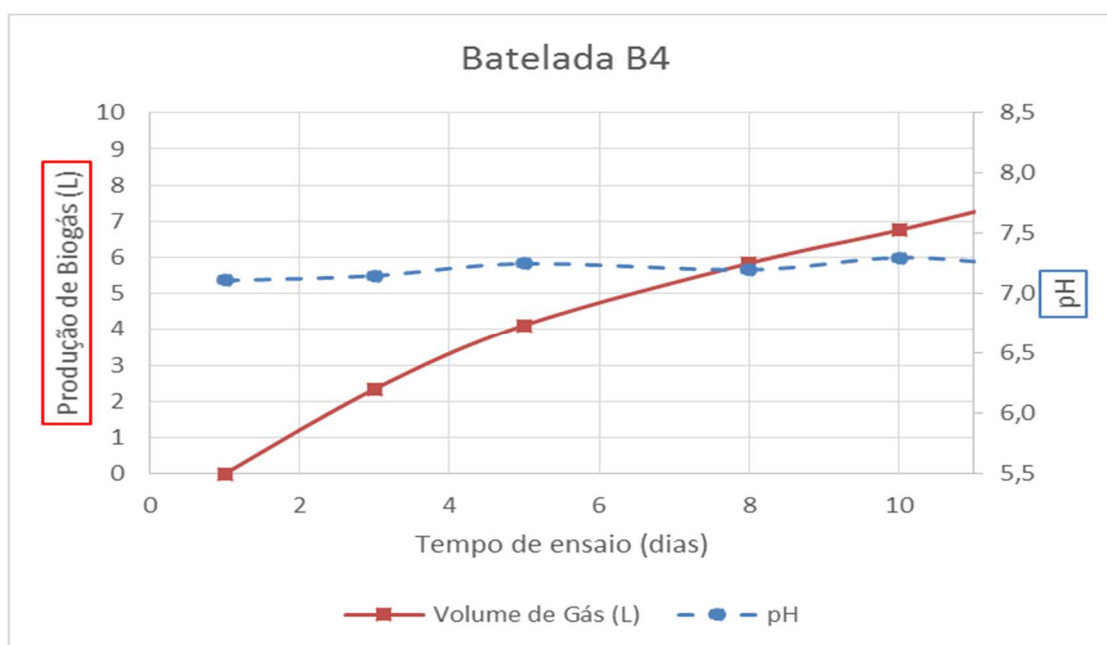
Para atender a etapa de carregamento da metodologia, o reator foi descarregado, limpo e novos materiais foram caracterizados para que o ensaio 4 (B4) fosse realizado. No Quadro 20 apresenta-se os dados considerados para o novo ensaio.

Quadro 20: Caracterização lodo, RSP e mistura para B4

Parâmetros	Lodo UASB	Substrato (RSP)	Mistura (T ₀)
STV (mg STV/g)	32,25	357,07	26,86
Umidade (%)	93,74	62,13	94,60
pH	7,11	4,6	7,27

Mantendo a proporção 6:1, para o ensaio B4, porém com a intenção de utilizar uma fração maior do volume útil do reator, para o ensaio B4 foram utilizados 87 kg de lodo e 1,27 kg de RSP.

Conforme verifica-se na Figura 12, o pH do ensaio B4 manteve-se dentro da faixa considerada ideal.

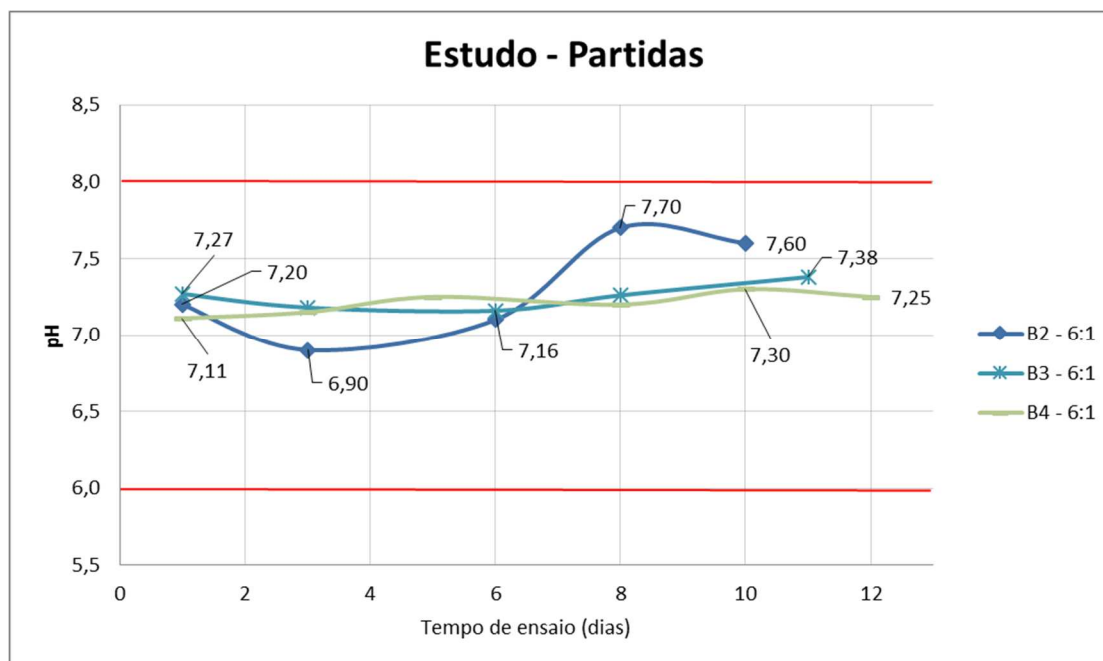
Figura 12: Monitoramento pH e produção biogás B4

Desta forma o ensaio confirmou em triplicata que a proporção 6:1 de lodo e RSP, respectivamente, apresentou capacidade de tamponamento e poderia ser considerada para os ensaios seguintes.

Na Figura 13 apresenta-se a variação de pH na partida do reator nos ensaios B2, B3 e B4. O comportamento observado nestes ensaios é semelhante ao comportamento mencionado por Metcalf & Eddy (1991), Mata-Alvarez (2000) e Riuji *et al.* (2009), com o pH mantendo-se acima de 6 e abaixo de 8. Pode-se observar que inicialmente o sistema apresenta uma leve redução do pH seguida da elevação deste valor, devido a capacidade de estabilização do mesmo. A queda inicial deve-se a presença da matéria orgânica introduzida no carregamento e a

produção dos ácidos na fase inicial da digestão anaeróbia. O ensaio B4 não apresenta esta queda e entende-se que para este ensaio, já houve adaptação dos microorganismos para esta pequena carga orgânica.

Figura 13: Variação de pH na partida dos ensaios B2, B3 e B4



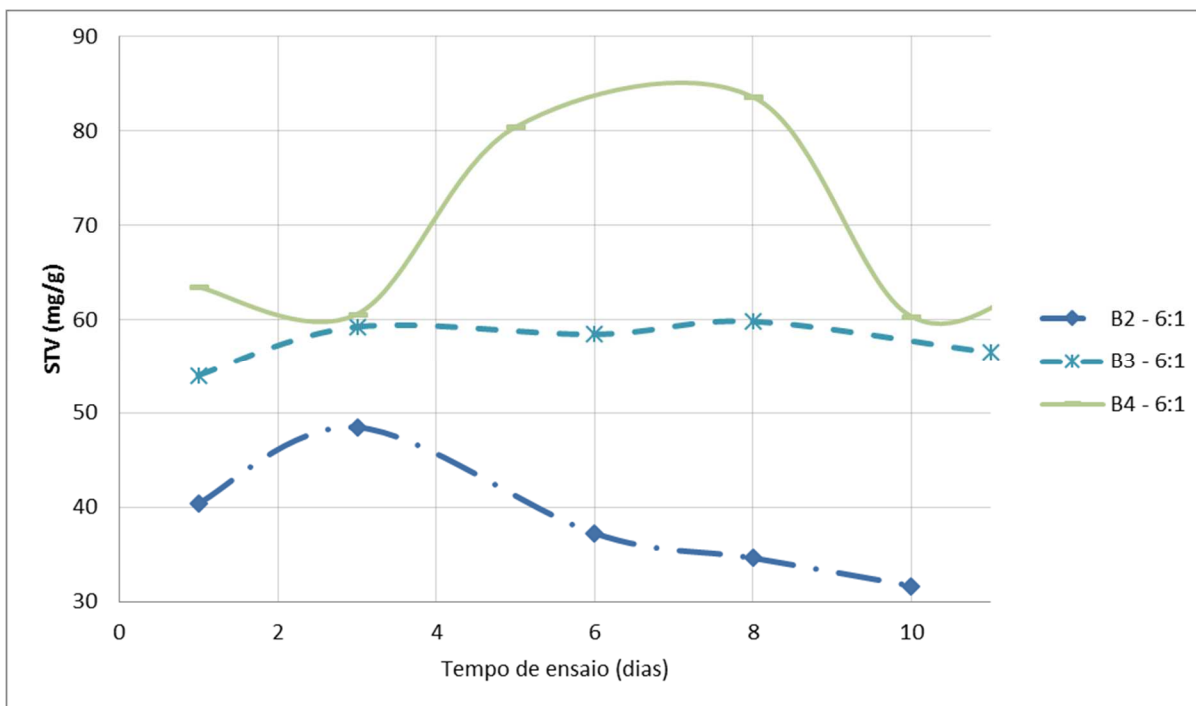
Ao observar a produção de biogás durante o quarto ensaio, foi possível identificar uma provável falha no equipamento que registrava a produção de biogás. Porém diante da incerteza naquele momento manteve-se o contador de pulsos para o ensaio seguinte.

A caracterização dos RSP apresentou percentuais médios de STV de 87,5%, 94,3% e 94,3% para os ensaios B2, B3 e B4 respectivamente. Os valores obtidos encontram-se próximos aos valores apontados por Rodrigues (2005) 92,5%, ao caracterizar a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Quanto a caracterização do lodo proveniente do reator UASB, a concentração de STV foi de registrada foi de 26,92mg/g no ensaio B2 e 32,25 mg/g nos ensaios B3 e B4, nos quais foram utilizados o mesmo lodo, que foi coletado e armazenado. Estes valores podem variar de reator para reator, pois dependem das condições de operação. Os valores encontrados estão de acordo com a literatura. Segundo Lima *et al.* (2015) ao caracterizar o lodo de ETEs em Fortaleza / CE, registrou valores que variaram de 30,02 a 53,86 mg/g.

Na Figura 14 apresenta-se o monitoramento dos sólidos totais voláteis nos ensaios B2, B3 e B4.

Figura 14: Evolução dos STV na partida do reator



Conforme observa-se na Figura 14, o comportamento dos STV nos ensaios B2 e B3 foram típicos da digestão anaeróbia, que apresenta uma elevação após a adição de matéria orgânica ao sistema e posterior redução, conforme estes materiais são degradados. O monitoramento do ensaio B4 apresentou uma elevação no valor de STV, porém como o objetivo neste caso era apenas de monitorar a partida do sistema, o tempo de retenção foi inferior e consequentemente a degradação foi incompleta.

5.3 MONITORAMENTO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

Após a partida adequada do sistema, realizou-se o monitoramento dos principais parâmetros físico-químicos e microbiológicos relacionados à degradação anaeróbia dos resíduos sólidos putrescíveis até a geração do biofertilizante. Os resultados obtidos são apresentados nos itens subsequentes.

Em relação operação do sistema, cabe comentar que inicialmente o mesmo foi carregado com cerca de 52,7% do volume total. A fim otimizar o uso do biodigestor, ao final de cada batelada o material digerido foi mantido dentro do equipamento e foi adicionado RSP, desta forma o reator alcançou no nono ensaio 60,6% de uso de sua capacidade. No décimo ensaio, quando o volume de uso atingiu 67,8% do volume total, ocorreu formação de espuma dentro do equipamento, que acabou saindo pelo ponto de monitoramento de biogás e consequentemente entrou no contador de pulsos. Apesar de não ter afetado diretamente a

degradação da matéria orgânica dentro do reator, a espuma provocou problemas no contador de pulsos e apontou o limite útil do equipamento. Considerando que a formação de espuma no sistema também está relacionada ao carregamento orgânico, deve-se observar ambos os parâmetros para utilização sem imprevistos.

5.3.1 Umidade

Conforme caracterização realizada em T₀ nos ensaios B5 a B10, o teor de umidade obtido no substrato (RSP) condiz com os teores apresentados por outros pesquisadores (valores entre 65 a 85%), conforme apresentado no item 3.4.5, deste trabalho. No Quadro 21 indica-se os resultados obtidos.

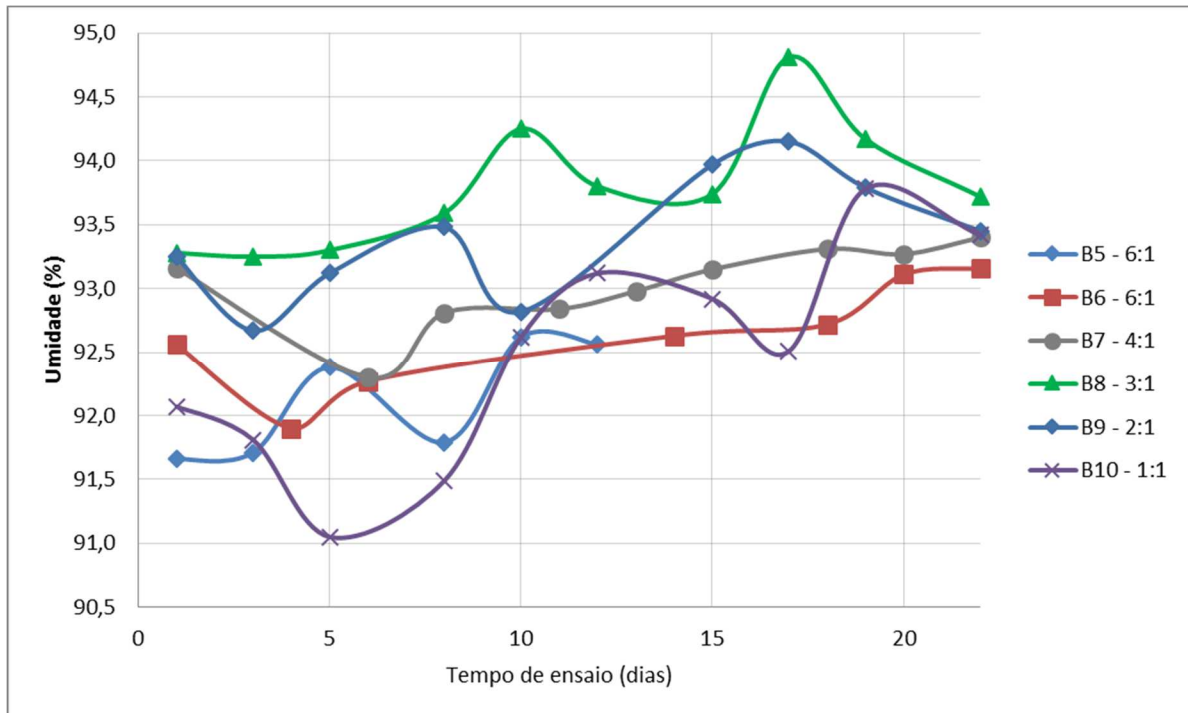
Quadro 21: Determinação do teor de umidade do substrato em T₀ para todas as bateladas

Ensaio	Umidade (%)
B5	62,1
B6	62,1
B7	71,4
B8	62,9
B9	72,3
B10	69,1

Em relação ao ensaio B5, a caracterização inicial do lodo proveniente do reator UASB apresentou teor de umidade de 90,2%. Este percentual é semelhante aos resultados apresentados por Silva (2012), Cassini et al. (2003), Ramos (2008) e Von Sperling et al. (2005), nos quais os valores variam em uma faixa de 90 a 99% de umidade para lodo de esgoto, ou seja, reatores tratando esgoto.

Os demais ensaios B6 a B10, para os quais o reator já estava carregado com material digerido da batelada anterior, apresentaram teor de umidade inicial entre 92,3% e 94,6% e final entre 93,2% e 93,7%. A variação da umidade durante os ensaios apresenta-se na Figura 15.

Figura 15: Monitoramento da umidade



O elevado teor de umidade observado em Tfinal de cada batelada é originado no ensaio inicial (B5) com a utilização do lodo proveniente do reator UASB como inóculo que apresenta 90,2% de umidade. Como o sistema de biodigestão anaeróbio é fechado, não ocorre perda de umidade por evaporação para o ambiente, mesmo quando a água evapora, acaba condensando no teto do biodigestor e retorna ao processo, diferente da matéria orgânica que é convertida em biogás e sai do sistema, nessas condições é esperado que o percentual de umidade aumente. Segundo estudos realizados por Lopes et al. (2003), teores de umidade acima de 80% favorece as atividades microbianas de estabilização da matéria orgânica, portanto os resultados obtidos podem ser considerados benéficos ao processo.

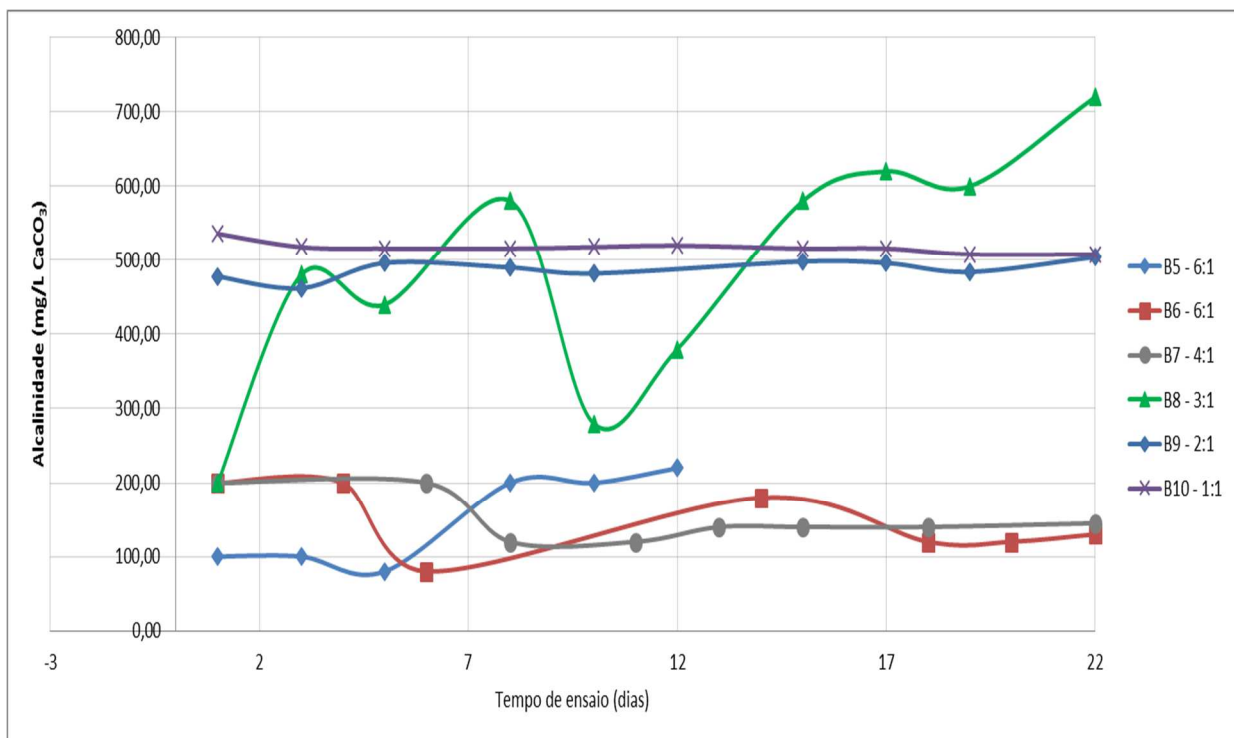
5.3.2 Alcalinidade total

No Quadro 22 apresenta-se os intervalos de alcalinidade registrados em cada batelada.

Quadro 22: Intervalos de variação da alcalinidade

Ensaio	Alcalinidade inicial mg CaCO ₃ /L	Alcalinidade mínima mg CaCO ₃ /L	Alcalinidade máxima mg CaCO ₃ /L	Alcalinidade final mg CaCO ₃ /L
B5	100	80	220	220
B6	200	80	200	130
B7	200	120	200	145
B8	200	200	720	720
B9	478	462	504	504
B10	536	508	536	508

Na Figura 16 é possível analisar a variação da alcalinidade total em função do tempo para os ensaios realizados.

Figura 16: Variação da alcalinidade Total

Em relação aos resultados obtidos, os ensaios B9 e B10 foram os que apresentaram a menor oscilação quando comparados aos demais, iniciando em 478 e 536 mg de CaCO₃/L e finalizando em concentrações de 504 e 508 mg de CaCO₃/L respectivamente. Estes valores foram menores dos que os indicados por Silva (2005) e Jun et al. (2009), mas ainda maiores que as demais bateladas.

Já os resultados das bateladas B5, B6 e B7, que se mantiveram na faixa de 150 mg/L (entre 80 e 220 mg/L) e são similares aos de Reis (2012) e Fernández Rodríguez et al. (2012),

sendo que justificam-se os mesmos pela heterogeneidade dos resíduos sólidos orgânicos que eram adicionados ao sistema.

Mesmo estando a alcalinidade associada a capacidade de tamponamento do sistema, apesar das variações registradas, não foram observadas alterações no pH que indicassem relação direta com a variação da alcalinidade total. Esta mesma situação também é mencionada por Gonçalves (2005) ao estudar a digestão de resíduos orgânicos em sua pesquisa.

5.3.3 Potencial de hidrogênio (pH)

No Quadro 23 apresenta-se os valores de pH registrados nos ensaios realizados.

Quadro 23: Monitoramento pH

Ensaio	pH inicial inóculo/lodo*	pH inicial RSP	pH inicial mistura	pH mínimo registrado	ph máximo registrado	pH final mistura
B5	6,6*	4,6	6,8	6,8	8,5	8,2
B6	6,8	4,8	7,9	7,5	8,6	8,0
B7	7,2	5,1	7,6	7,6	8,6	8,6
B8	8,6	4,9	8,4	8,0	8,6	8,5
B9	8,5	5,2	8,3	6,6	8,5	7,9
B10	8,0	4,8	7,5	6,0	8,2	8,2

Na Figura 17 e Figura 18 apresenta-se as variações do pH durante cada experimento e a variação ao longo do período em que os ensaios foram realizados.

Figura 17: Variação de pH nos ensaios

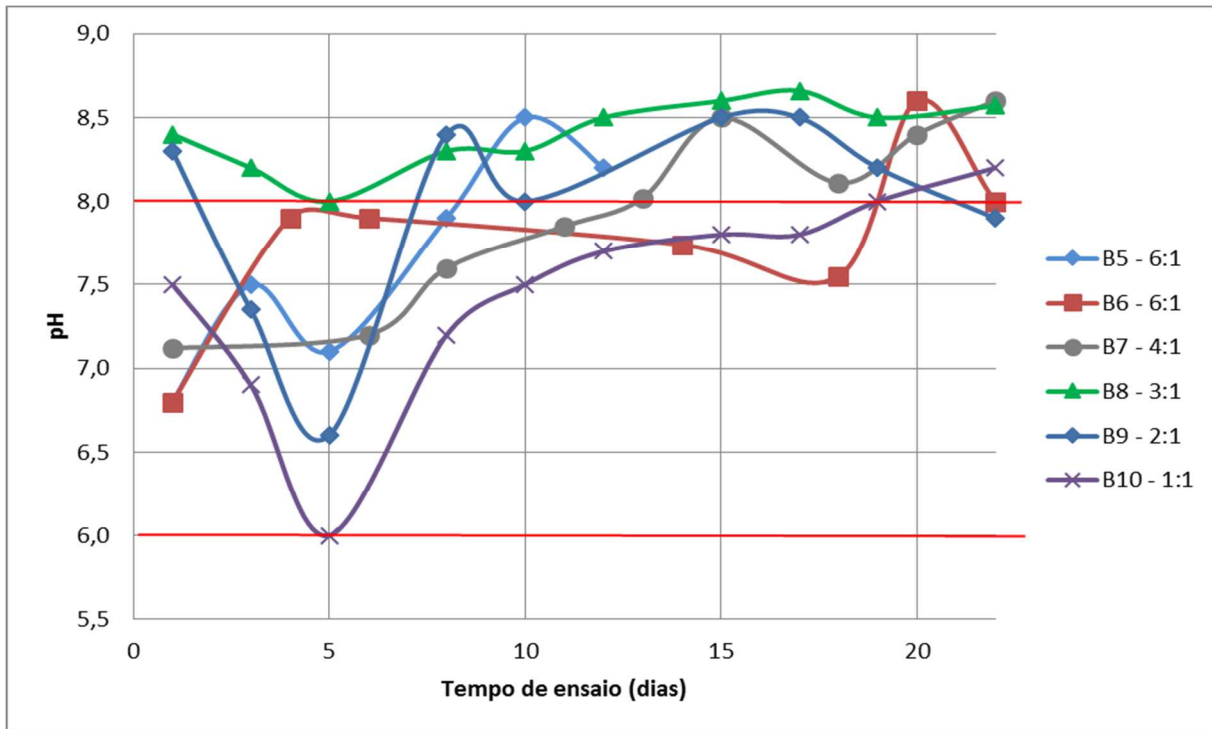
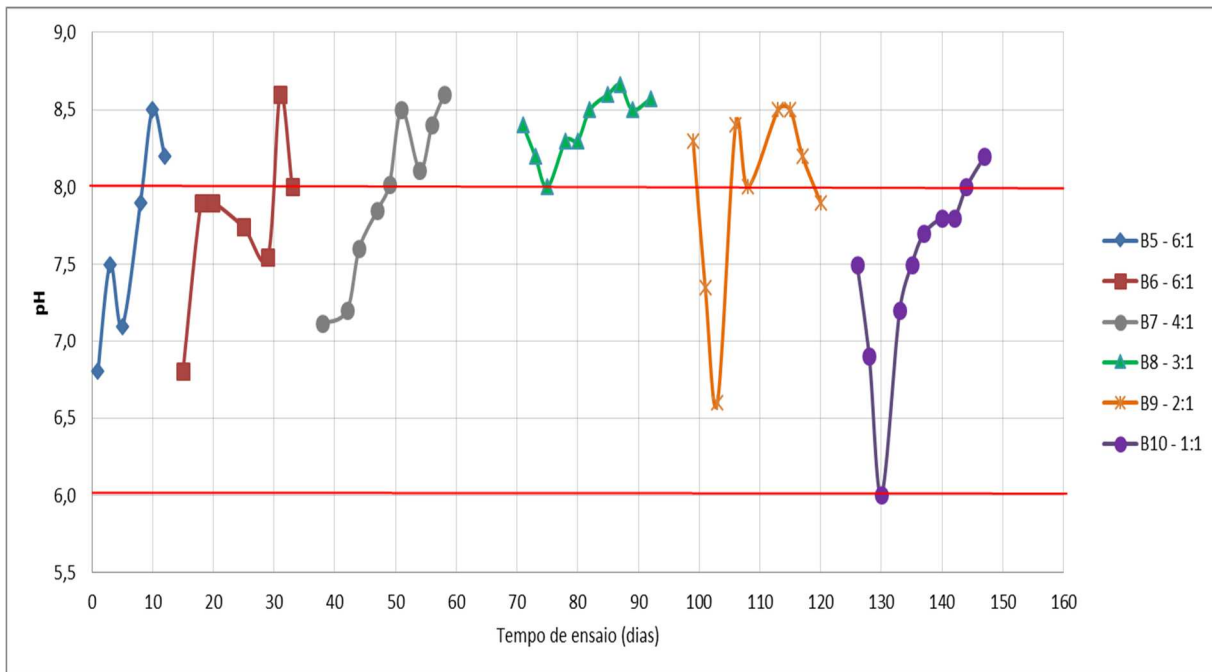


Figura 18: Variação do potencial de hidrogênio ao longo do período de monitoramento



Nos ensaios B5 e B6, cuja proporção foi de 6:1, os valores obtidos de pH mesmo no período imediatamente posterior ao carregamento, indicaram aumento. Mesmo no ensaio B7 com uma carga orgânica maior, 4:1, também observa-se este comportamento. Com base nestas

informações percebeu-se que o sistema apresentava uma boa capacidade de estabilização do pH, portanto para os ensaios seguintes optou-se por reduzir ainda mais a proporção inóculo e RSP. Para a batelada B8, adotou-se a proporção 3:1 e neste ensaio foi possível observar o comportamento típico do pH frente ao carregamento, manifestando uma leve queda no início do experimento, todavia mantendo-se superiores ao valor mínimo da faixa considerada ideal. Esta queda do pH no início dos ensaios, é nitidamente maior quanto maior for o carregamento orgânico, conforme observado nos ensaios B9 (2:1) e B10 (1:1), sendo que neste último o pH chegou a atingir o valor mínimo dentro da faixa considerada ideal que é de 6,00, porém, demonstrou capacidade de estabilização ao elevar o valor do pH à partir do quinto dia do ensaio.

Este fato indica que embora tenha ocorrido a degradação da matéria orgânica e portanto formação de ácidos, a capacidade de tamponamento do sistema mostrou-se eficiente para manter o pH próximo da neutralidade, ideal para os organismos metanogênicos.

Conforme item 3.4.2 da Revisão bibliográfica, este comportamento (6,0 a 8,6) repete resultados de outros trabalhos, a saber: Liu *et al.* (2008), Zhu *et al.* (2009) e Izumi *et al.* (2010).

Conforme demonstra-se na Figura 17, apenas os Ensaios 8 e 9 iniciaram com um pH ligeiramente alcalino, sendo que os demais iniciaram próximos do pH neutro. Nos ensaios iniciais essa condição se deve ao fato das proporções adotadas, porém, posteriormente é possível entender que ocorre a adaptação dos organismos. Esse fato é observado no comportamento do Ensaio 5 que operou com proporção 6:1 de lodo para RSP respectivamente, em relação aos ensaios 9 e 10, que operaram com proporções de 2:1 e 1:1 respectivamente. A adaptação dos organismos ao substrato e aos parâmetros de operação refletem na maior capacidade de tamponamento do sistema ao longo do monitoramento.

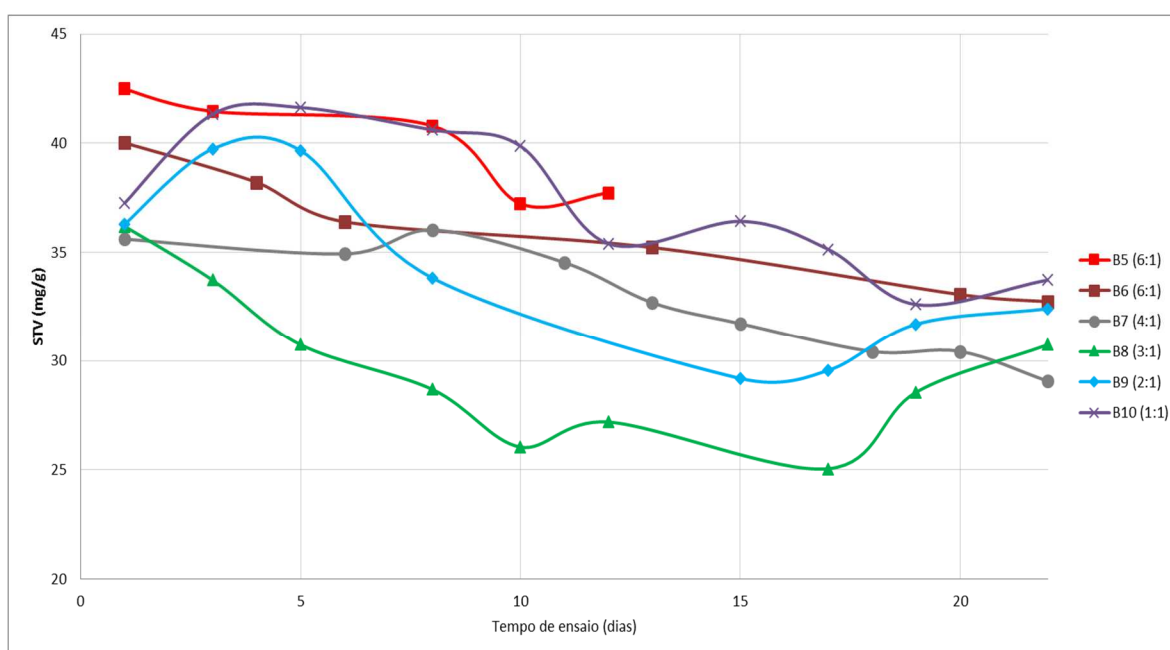
5.3.4 Comportamento Sólidos Totais Voláteis (STV) e Carbono Orgânico Total (COT)

No Quadro 24 apresenta-se os percentuais iniciais e finais de STV, sendo que a evolução pode ser observada na Figura 19.

Quadro 24: Comportamento do STV

Ensaio	STV Inicial (%)	STV DP Inicial	STV Final (%)	STV DP Final	Eficiência (%)
B5	49,05	0,38	49,32	0,54	-0,6
B6	50,39	0,59	52,15	1,39	-3,5
B7	53,77	6,10	55,96	0,26	-4,0
B8	46,15	8,64	51,03	1,66	-10,5
B9	46,22	0,30	50,54	0,12	-9,3
B10	53,00	0,09	48,70	0,03	8,1

Figura 19: Variação do STV nos ensaios



Ao analisar o desempenho do sistema com relação à conversão da matéria orgânica, é possível constatar que houve redução no percentual de STV em todos os ensaios. Nos ensaios B8, B9 e B10 nota-se uma pequena elevação na quantidade de STV no final dos ensaios em relação às leituras imediatamente anteriores. Gonçalves (2005) cita que o desempenho de cada sistema é variável e estará diretamente relacionado ao tempo de retenção adotado.

O fato do aumento dos sólidos totais voláteis pode ser um indicador de que o tempo adotado é insuficiente para estabilização da matéria orgânica adicionada ao biodigestor para as condições de operação admitidas, porém outros parâmetros influenciam diretamente esta condição e devem ser analisados, principalmente a presença de nitrogênio.

O percentual de STV inicial observado é semelhante aos resultados mencionados por Leite e Povinelli (1999), variando de 43,8% a 47,6%. Para um tempo de retenção de 210 dias, a eficiência na redução na concentração de STV variou de 7% a 77% quanto maior a

quantidade de inóculo utilizado nos reatores. Segundo os autores, a baixa redução da concentração de sólidos voláteis para o tempo de operação considerado se deve, ainda, à instabilidade do processo, causada sobretudo pela forte hidrólise do material particulado presente na massa de resíduos sólidos urbanos.

Wang *et al.* (2003) obteve 78% de remoção de STV ao tratar RSP inoculado com lodo de reator UASB com tempo de retenção de 36 dias em condições mesofílicas. Enquanto Xu *et al.* (2002) obteve 60% de remoção de STV, operando um sistema nas mesmas condições, porém com tempo de retenção de 16 dias.

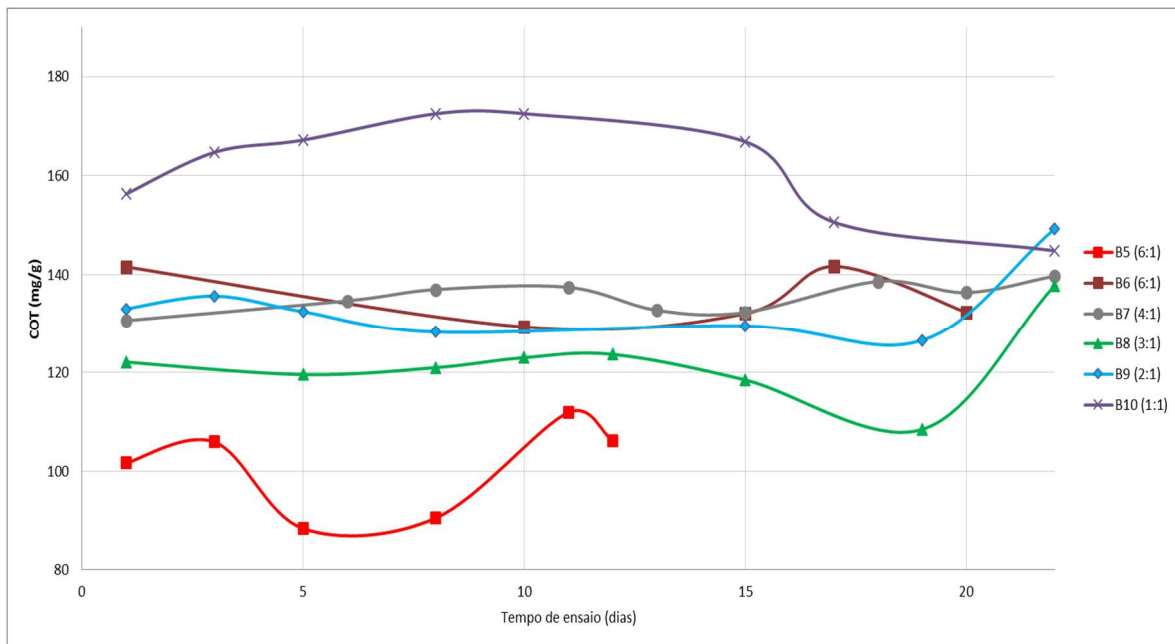
Leite e Povinelli (1999) relatam que o comportamento dos sólidos totais voláteis pode não expressar de maneira satisfatória os mecanismos envolvidos na digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, devido à presença em sua composição de materiais de natureza extremamente complexa.

Algumas pesquisas utilizam a análise do carbono orgânico total para determinação da matéria orgânica. No Quadro 25 apresenta-se os resultados obtidos nas análises do COT e na Figura 20 a variação no decorrer dos ensaios.

Quadro 25: Comportamento do COT

Ensaio	COT inicial (%)	DP COT inicial	COT final (%)	DP COT final	Remoção COT (%)
B5	10,16	1,35	15,96	1,89	+57,0
B6	14,16	5,69	13,23	1,26	6,6
B7	13,70	0,99	13,88	1,97	+1,3
B8	12,22	1,77	13,30	3,97	+8,8
B9	13,31	1,50	13,41	0,55	0,0
B10	15,63	1,69	10,39	2,85	33,5

Figura 20: Variação do COT ao longo dos ensaios



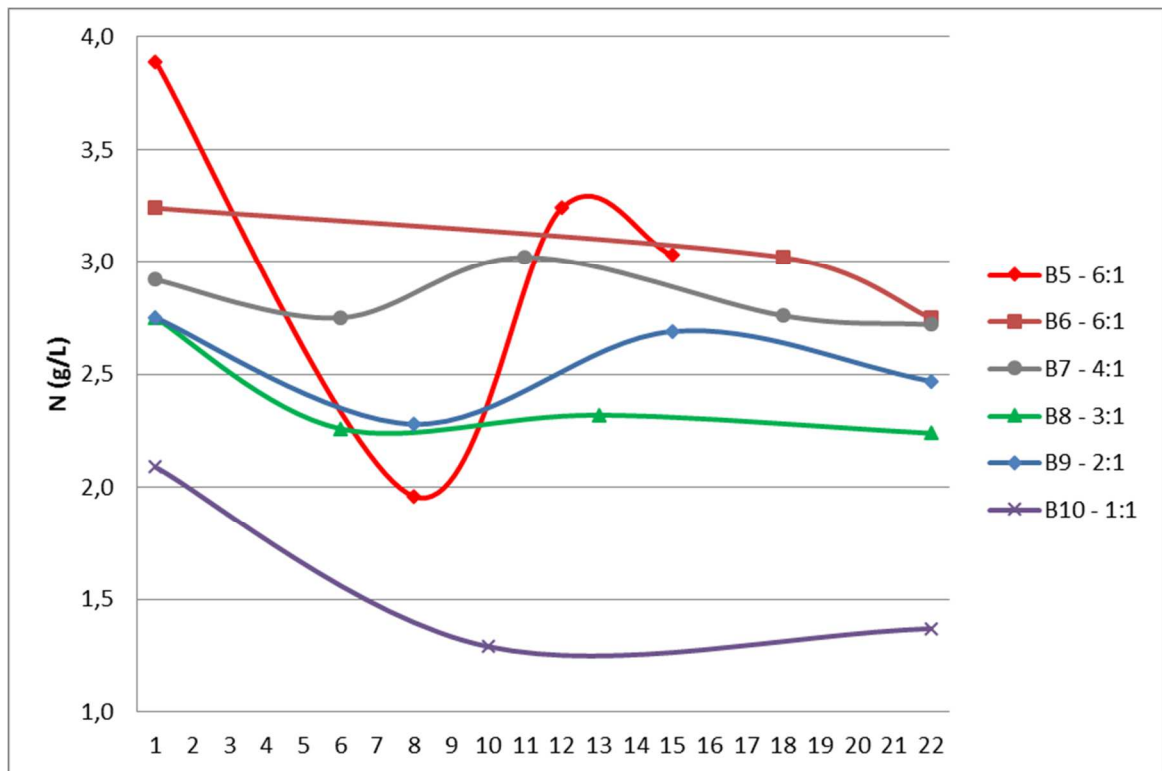
Em relação ao ensaio B5 cabe ressaltar que o mesmo foi interrompido no décimo segundo dia devido à imprevisto no fornecimento de energia elétrica em virtude de um temporal ocorrido na região nesta data. Consequentemente a degradação dos materiais foi incompleta.

O ensaio B6 indica uma remoção de aproximadamente 6,6% do carbono orgânico e o ensaio B10 33,5%. Estes valores são inferiores aos resultados obtidos por outros pesquisadores como Queiroz *et. al.* (2011) e Coimbra *et. al.* (2012), cujos valores se aproximaram de 80% e 44% respectivamente, porém o sistema de tratamento empregado considerou um tempo de retenção superior a cem dias.

O baixo percentual de remoção de carbono orgânico apresentado na maioria dos ensaios realizados, pode estar relacionado a carência de nitrogênio do substrato. Segundo Massukado (2008), o carbono orgânico somente será degradado se houver nitrogênio suficiente para o crescimento dos microorganismos.

Na Figura 21 apresenta-se a variação do nitrogênio ao longo dos ensaios.

Figura 21: Variação do Nitrogênio ao longo dos ensaios



Com base na análise dos sólidos totais voláteis também se determinou a Taxa de Carregamento Orgânico do sistema em cada ensaio (Quadro 26).

Quadro 26: Taxa de Carregamento Orgânico

Ensaio	TCO (g.SV/dia.m ³)
B5	18,41
B6	16,95
B7	28,96
B8	33,25
B9	54,44
B10	116,37

Reis (2012) obteve taxas que variaram 0,5 a 0,7 kg SV/ m³.dia ao tratar resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio operado por batelada. Pinto (2006) ao tratar resíduos sólidos orgânicos juntamente com lodos de tanques sépticos e dejetos de suínos obteve valores em torno de 0,85 kg SV/m³.dia. Segundo relatos do pesquisador, ao elevar a TCO para 1,68 kg SV/ m³.dia verificou-se uma oscilação no sistema, com queda considerável do pH.

5.4 ANÁLISE DO DO BIOFERTILIZANTE

5.4.1 Umidade

No Quadro 27 apresenta-se os percentuais finais de umidade obtidos em cada ensaio.

Quadro 27: Teor de umidade do biofertilizante em Tfinal

Ensaio	Umidade (%)
B5	92,6
B6	93,2
B7	93,4
B8	93,7
B9	93,5
B10	93,4

De acordo com os resultados apresentados, o teor de umidade do biofertilizante gerado encontra-se acima dos percentuais permitidos pela legislação vigente. A Instrução Normativa nº25 do Ministérios da Agricultura (BRASIL, 2009), cita que a umidade a umidade máxima para os biofertilizante Classe C é de 50%.

Segundo Flor (2006), o alto percentual de umidade apresentado no término da digestão anaeróbia indica a necessidade de um pós tratamento que envolve desidratação, aeração e tratamento do lixiviado. Através da disposição do material digerido em um leito de secagem, é possível ajustar o teor de umidade para valores inferiores a 70%. Este percentual facilita o armazenamento e viabiliza o transporte do biofertilizante. Santos (1992) e Souza & Resende (2003), sugerem o uso do biofertilizante com alto teor de umidade através de pulverizações na produção de mudas e na rega de canteiros de germinação.

5.4.2 Caracterização química

No Quadro 28 apresenta-se a caracterização química inicial do material em digestão e os valores obtidos no produto final.

Quadro 28: Caracterização química do biofertilizante em Tfinal

Ensaio	COT _i (%)	COT _f (%)	NT _i (%)	NT _f (%)	NT _f (g/L)	Relação C:N _i	Relação C:N _f	pH _f	PT _f (%)	KT _f (%)
B5	10,16	15,96	0,31	0,29	2,82	33:1	55:1	8,2	0,07	0
B6	14,16	13,23	0,31	0,24	2,75	42:1	55:1	8,0	0,10	0
B7	13,70	13,88	0,27	0,27	2,72	52:1	51:1	8,6	0,10	0
B8	12,22	13,30	0,23	0,22	2,24	53:1	60:1	8,5	0,11	0
B9	13,31	13,41	0,23	0,18	2,17	59:1	74:1	7,9	0,10	0
B10	15,63	10,39	0,20	0,12	1,37	77:1	86:1	8,2	0,12	0

Segundo as especificações da Instrução Normativa nº 25 (BRASIL, 2009), para fertilizantes orgânicos compostos, Classe C, o nitrogênio total mínimo deve ser de 1,0%, portanto os resultados obtidos nos ensaios realizados não atenderam este parâmetro.

Sousa (2012), ao pesquisar a digestão anaeróbia de RSP inoculado com esterco bovino, obteve os melhores resultados na proporção 1:1. O biofertilizante final apresentou valores médios de N de 1,88g/L. Este valor é inferior ao valor médio obtido nesta pesquisa, que foi de 2,35g/L.

Trombin (2005), tratando RSP em um reator anaeróbio, menciona que o nitrogênio determinado foi de 1,82%, com resultados variando de 1,45% a 2,71%. Em seu trabalho, o pesquisador justifica que a elevada concentração de nitrogênio se deve a presença de grande parte da matéria orgânica ser de origem vegetal, fato este que não ocorre na pesquisa atual, na qual a parcela vegetal sempre foi uma minoria.

Para potássio e fósforo, não há exigências de valores mínimos na instrução normativa, necessitando apenas que os valores obtidos sejam declarados. Para o fósforo, os resultados oscilaram no intervalo de 0,07% a 0,12%. Já para o potássio, em todos os ensaios realizados não foi possível detectar este nutriente.

Rao e Singh (2004), descreveram que a relação C:N ótima para os crescimento de microrganismos é de aproximadamente 20-30:1, e para que o resíduo seja considerado estabilizado de 10-13:1. Portanto, observou-se que a relação C:N, tanto inicial, quanto final, apresentaram valores acima do recomendado, variando entre 33 – 77:1 na inicial e 51 e 86:1 na final.

Hartmann e Ahring (2005), recomendam proporções de C/P = 150 e N/P = 5, sugerindo que as mesmas estão indicando que o processo de biodigestão anaeróbia dos resíduos está ocorrendo de forma estável e completa. Ao analisar a pesquisa realizada, as relações médias obtidas foram C/P = 131 e N/P = 2, ambas inferiores ao recomendado pela literatura.

Os resultados obtidos na pesquisa apontam relações C:N muito elevadas, devido à carência de nitrogênio.

As relações de CTC/C obtidas apresentam-se no Quadro 29.

Quadro 29: Relações CTC/C

Ensaio	CTC (cmol _c /kg)	Relação CTC/C (mmol _c /g)
B5	83,7	0,78
B6	80,8	0,61
B7	82,7	0,59
B8	93,9	0,84
B9	107,2	0,77
B10	98,2	0,68

Nos ensaios realizados, os resultados obtidos não atingiram o intervalo considerado ideal, ficando próximos ao limite superior. Ao considerar a relação CTC/C com os valores sugeridos pela literatura constata-se que o produto final não atingiu um bom grau de estabilização, apresentando resultados desta relação muito inferiores a literatura. Segundo a IN n° 25 (BRASIL, 2009), a relação CTC/C mínima deve ser de 20, portanto a relação apresentada não atende a legislação.

Porém, cabe ressaltar que, segundo Paiva (2008 apud Matos 2004), no Brasil os valores de CTC comumente encontrados em solos estão na faixa de 3 a 15 cmol_c/kg e, portanto, inferior a CTC dos biofertilizantes gerados. Considerando que a CTC está diretamente ligada a fertilidade de um solo, a adição desse biofertilizante orgânico, melhoraria as características de fertilidade nos solos.

5.4.3 Caracterização microbiológica

Existem poucos estudos voltados para a remoção de coliformes no tratamento anaeróbio de RSP, sendo a maioria dos estudos voltados para o tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB (OLIVEIRA, 1997; PEREIRA, 2003 *et. al.* RAMIRES 2005).

Segundo a IN DAS n° 25 (BRASIL, 2009) e a IN DAS n° 27, limitam a presença de contaminantes biológicos em 1000 NMP/g para coliformes fecais e 1 ovo em 4 gramas de ST para ovos viáveis de helmintos. No Quadro 30 apresenta-se os resultados obtidos na análise destes parâmetros.

Quadro 30: Valores médios dos ensaios microbiológicos obtidos em Tfinal

Ensaio	Coliformes termotolerantes (NMP/g)	Ovos de helmintos (Unidade/4g)
B5	15168	<1,00
B6	15097	<1,00
B7	5056	<1,00
B8	4245	<1,00
B9	4403	<1,00
B10	101120	<1,00

Conforme os valores apresentados no Quadro 30, a presença de coliformes termotolerantes está acima do limite permitido no produto final gerado nas bateladas realizadas. Segundo Chernicharo et. al. (2001), a aplicação da digestão anaeróbia mesofílica para remoção de coliformes tem baixa eficiência.

O tratamento anaeróbio em condições mesofílicas não é adequado para se obter a remoção completa de coliformes termotolerantes. Shih (1984), Holando, Köttner (2002), Piana et al. (2011) e Teixeira (2012) apontam em suas pesquisas que em condições termofílicas a remoção de coliformes termotolerantes alcança 100%.

Em relação a presença de ovos viáveis de helmintos, em todos os ensaios realizados, foi possível atender a este parâmetro da legislação vigente, conforme informado no Quadro 30, uma vez que as amostras apresentaram menos de um ovo viável a cada 4 gramas de amostra.

5.5 TESTE DE GERMINAÇÃO

No teste de germinação foi avaliada a germinação das sementes em relação ao biofertilizante gerado na biodigestão. Os resultados para porcentagem de germinação (PG) e índice de velocidade de germinação (IVG) podem ser vistos no Quadro 31 e Quadro 32.

Quadro 31: Potencial de Germinação obtido para os ensaios

Ensaio	Branco (%)	DP Branco (%)	Ensaio (%)	DP Ensaio (%)	Mínimo (%)	Situação
B5	98,0	4,0	86,7	4,6	≤ 88,2	Não Atende
B6	98,0	4,0	97,3	4,6	≤ 88,2	Atende
B7	97,0	3,8	99,0	2,0	≤ 87,3	Atende
B8	95,0	2,0	96,0	3,3	≤ 85,5	Atende
B9	97,0	2,0	96,0	3,3	≤ 87,3	Atende
B10	98,0	2,3	94,0	2,3	≤ 88,2	Atende

Quadro 32: Índice de Velocidade de Germinação obtido para os ensaios

Ensaio	Branco (%)	DP Branco (%)	Ensaio (%)	DP Ensaio (%)	Mínimo (%)	Situação
B5	23,9	0,7	21,0	0,9	≤ 21,5	Não Atende
B6	23,9	0,9	23,3	1,7	≤ 21,5	Atende
B7	23,0	0,8	24,0	0,3	≤ 20,7	Atende
B8	22,7	0,8	23,4	1,4	≤ 20,4	Atende
B9	22,9	0,6	22,9	1,4	≤ 20,6	Atende
B10	22,9	0,4	22,5	0,2	≤ 20,6	Atende

Conforme CCME (1996) apud Lobato (2014), tanto para PG como para IVG, índices acima dos 90 % em relação ao controle (branco), são considerados mínimo para que um composto seja considerado maduro e livre de fitotoxinas.

A literatura carece de pesquisas que utilizem o teste de germinação para avaliação do biofertilizante gerado no tratamento anaeróbio da fração orgânica facilmente biodegradável de resíduos sólidos domésticos em biodigestores, sendo a grande maioria dos resultados provenientes de trabalhos desenvolvidos para o tratamento destes resíduos via compostagem.

Na Figura 22, Figura 23 e Figura 24, visualiza-se a preparação das amostras e comparar os resultados visuais na contagem realizada no quinto dia de análise do biofertilizante gerado no ensaio B8.

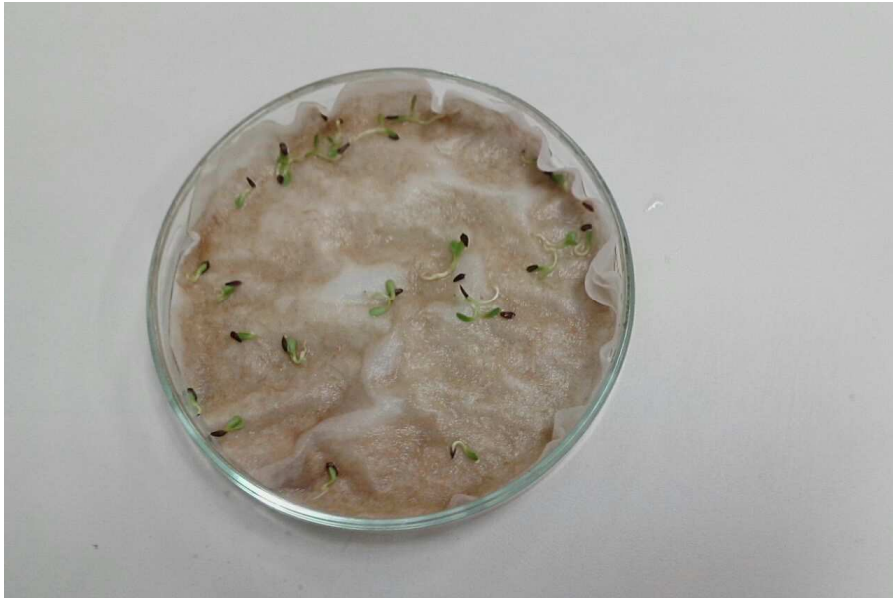
Figura 22: Preparação das placas de Petri



Figura 23: Placa de Petri da amostra Branco



Figura 24: Placa de Petri contendo a solução com biofertilizante



De uma maneira simplificada, foi possível determinar que o tratamento avaliado apresentou valores semelhantes ao branco.

Tanto para o potencial de germinação como para o índice de velocidade de germinação, apenas os ensaios B7 e B8 apresentaram resultados superiores ao da referência, sendo os demais resultados inferiores. Visualmente, o resultado observado no desenvolvimento das folhas nas placas com a solução contendo o biofertilizante foi inferior em relação ao branco. Esta mesma situação repetiu-se nos demais ensaios realizados. Porém, considerando as exigências para o biofertilizante, apenas o ensaio 5 não atendeu ao mínimo imposto, portanto, considera-se que o biofertilizante gerado é adequado para o uso.

6 CONCLUSÕES

A proporção de 6:1 adotada, sendo lodo e substrato respectivamente, para partida do sistema mostrou-se adequada, não permitindo que ocorresse acidificação.

O pH se manteve na maioria do tempo dentro da faixa considerada ideal, apresentando-se levemente alcalino em dados momentos.

A eficiência na remoção de matéria orgânica foi inferior ao ideal devido a carência de nitrogênio apontada nas elevadas relações C:N apresentadas.

Considerando as imposições da Instrução Normativa nº25 do MAPA, fisicamente o biofertilizante apresentou umidade acima da especificada, sendo seu uso direto possível apenas por aspersão. Quimicamente o produto gerado apresentou carência de macronutrientes como nitrogênio e fósforo e potássio que não foi detectado.

A capacidade de troca catiônica apresentou resultados abaixo da média para este tipo de tratamento, porém ainda adequado para uso como condicionador de solo já que os resultados obtidos são superiores em relação a maioria dos tipos de solos do país.

Os parâmetros microbiológicos foram parcialmente atendidos, com resultados satisfatórios para ovos viáveis de helmintos e insuficientes para os valores de coliformes termotolerantes que ficaram acima do limite permitido.

No teste de germinação o biofertilizante apresentou resultados muito próximos ao branco. Apesar de atender às exigências e apresentar ausência de fitotoxicidade, o ideal seria obter-se resultados acima da amostra referência, o que indicaria boa maturação do produto final.

Por fim, para novas pesquisas desenvolvidas na área, sugere-se a revisão dos parâmetros operacionais, aumentando o tempo de retenção de sólidos no sistema e alteração da condição mesofílica para termofílica, visando uma melhor sanitização do produto final. Pode-se ainda considerar a co-digestão com resíduos que possam suprir o déficit de nitrogênio identificado.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7181: Solo - Análise granulométrica**. Prescreve o método para análise granulométrica de solos, realizada por peneiramento ou por combinação de sedimentação e peneiramento. Rio de Janeiro, 1984.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10.004 – Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10.006 – Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10.007 – Amostragem de resíduos sólidos**. Fixa os requisitos exigíveis para amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 116p. 2014.

AGDAG, O. N.; SPONZA, D. T. **Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors**. Journal of Hazardous Materials. V. 140, p. 75–85.2007.

AHRING, B.K. **Status on science and application of thermophilic anaerobic digestion**. Water Science. Technology. V. 30, n. 12, p. 241–249. 1994.

ALEMANHA, Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha (BMELV). **Guia Prático de Biogás: Geração e Utilização**. 5ª edição, 236 p. Gülzow, 2010 (versão traduzida). Disponível em: www.cidades.gov.br/probiogas. Acesso em: Abril de 2015.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B., COSTA, L. M., OLIVEIRA, C., VELLOSO, A. C. X. **Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, n. 16, p. 271, 1992.

ANGENENT, L. T.; SUNG, S.; RANSKIN, L. **Methanogenic population dynamic during start up of a full scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste**. Water Research, v. 36, p. 4648 – 4654, 2002.

APHA – American Public Health Association 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 nd ed., Washington, American Public Health Association Pub., 1935 p.

ALVES, S. M., MELO, C. F. M., WISNIEWSKI, A. **Biogás uma alternativa de energia no meio rural**. Belém, EMBRAPA-CPATU, 1980.

AVELLAR, L. N.; CARROCCI, L. R.; SILVEIRA, J. L. **Biogás na co-produção: a utilização de subprodutos agro-industriais na geração de energia em unidades co-geradoras**. Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento. Novas Tecnologias. 2002. Disponível em: <www.biotecnologia.com.br/bio13/13_g.asp>. Acesso em 05 de maio 2016.

BARRERA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural**. 2 ed. São Paulo: Ícone, 2003, 106 p.

BARCELOS, B. R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos orgânicos**. Dissertação de Mestrado do Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília. 2009. 90p.

BARCELÓ, J., POSCHENRIEDER, C. **Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados**. Suelo y Planta, n. 2, p. 345, 1992.

BENGTSSON, S. **Acidogenic fermentation of industrial wastewaters: Effects of chemostat retention time and pH on volatile fatty acids production**. Biochemical Engineering Journal, 40:492, 2008.

BERGMANN, W. **Nutritional disorders os plants: development, visual and analytical diagnosis**. New York: G. Fischer, 1992. 741 p.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R.; BEN MAROUANI, L.; HAMDI, M. **Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester**. Tunis: Bioresource Technology. V. 86, p.85 – 89. 2003.

BOUALAGUI, H.; HAOUARI, O., TOUHAMI; Y., BEN-CHEIKH R., MAROUANI, L., HAMDI, M. **Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste**. Process Biochemistry, v. 39, p. 2143 - 2148, 2004.

BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.B.; HAMDIA, M. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. **Process Biochemistry**, v.40, p.989–995, 2005.

BOUALLAGUI, H.; RACHDI, B.; GANNOUN, H.; HAMDI, M. **Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestionof abattoir wastewater and fruit and vegetable wastein anaerobic sequencing batch reactors**. Biodegradation, n. 20, p. 401-409, 2009.

BOLZONELLA, D., FRANCESCO, F., PAVAN, P., CECCHI, F. **Anaerobic fermentation of organic municipal solid wastes for the production of soluble organic compounds**. *Industrial Engeneering Chemistry Research*, v. 44, p. 3412 – 3418, 2005.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades do solo**. 7 ed. Rio de Janeiro, 1989.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo. Instrução normativa n ° 10, de maio de 2004. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 12 mai. 2004.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa n ° 25, de julho de 2009. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 23 jul. 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**. 2009. Disponível em: < <http://www.agricultura.gov.br/>>. Acesso em: 10 maio de 2015.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. 2014. Disponível em http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf. Acessado em: 09 de agosto de 2016.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Compostagem familiar**. 2009. Disponível em: <<http://www.administracao.mp.pr.gov.br/arquivos/File/ManualFUNASA.pdf> >. Acesso em: 06 de julho. 2015.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa n ° 25, de setembro de 2009. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 01 set., 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo. Instrução normativa n ° 27, de junho de 2006. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 09 jun. 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa n ° 28, de julho de 2007. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 27 jul. 2007.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305 de 02 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.

BÜTTENBENDER, Sandro Edésio; MILLER, Paul Richard Momsen. **Avaliação da compostagem da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos provenientes da coleta seletiva realizada no município de Angelina/SC**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, MS. Anais eletrônicos ... Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-004.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2013.

CARNEIRO, T.F. **Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor**. 2005. 400f. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química e Sanitária. Universidade de Cádiz, UCA, Espanha, 2005.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Manual de Capacitação sobre Mudança do Clima e Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)**. Brasília, DF. 2008, 276p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

CARNEIRO, P. H. **Efeitos da adição de lodo ao inoculo de reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2005. 135 p.

CARNEIRO, T.F. **Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor**. 2005. 400f. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química e Sanitária. Universidade de Cádiz, UCA, Espanha, 2005.

CASSINI, S. T. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro. ABES, 2003.

CENBIO. **Medidas mitigadoras para redução de emissões de gases de efeito estufa na geração termelétrica**. 222 p. Brasília, 2000.

CHANAKYA, H. N; RAMACHANDRA, T. V *et al.* **Micro-treatment options for components of organic fraction of MSW in residential áreas**. Environ Monit Assess. N. 135, p. 129–139. 2007.

CERNICHARO, C.A. de L.; AROEIRA, R. M. **Metodologia para avaliação de alcalinidade em processos anaeróbios**. Bio, p. 31-36, Rio de Janeiro, 1994.

CERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; CYBIS, L. F. CYBIS, E. F Introdução. IN: *PROSAB*- Programa de Pesquisa em saneamento Básico, **Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, Brasília, p.19-34, 2001.

CERNICHARO, C.A. de L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias em reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. v.5, p. 84, 2007.

COIMBRA, G. F. **Avaliação da eficiência da remoção de nitrogênio total e carbono orgânico total**. UNIVATES, Lajeado, 2012.

CRAVIERO, A., M., LA IGLESIA, M. R. de, HIRATA, Y. S. **Manual de biodigestores rurais**. São Paulo: IPT, 61 p., 1982.

CRAVIERO, A., M. **Desempenho e estudos cinéticos de biodigestores híbridos com diferentes porcentagens de enchimento**. São Paulo, 1994, 252 p. Tese (Doutorado em Engenharia). Escola Politécnica. Universidade de São Paulo.

CHYNOWETH, PC Pullammanappallil. **Microbial ecology of the leach bed anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste** - Water Science & Technology, 2000.

DE BAERE, L. **Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art**. *Water Science & Technology*, v. 41: p. 283 - 290, 2000.

DEMIREKLER, E.; ANDERSON, G.K. **Effect of sewage-sludge addition on the start-up of the anaerobic-digestion of OFMSW**. Environ. Technol. v. 19 (8): 837-843, 1998.

DEUBLIN, D.; SETINHAUSER, A.; **Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction**. Ed.:Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim, Germany. 2008

DILALLO R., ALBERTSON O. E. **Volatile acids by direct titration**. Journal of Water. Pollution Control Federation. V. 4, p. 356-365. 1961.

DONOSO-BRAVO, A.; MAILIER, J.; MARTIN, C.; RODRÍGUEZ, J.; ACEVES-LARA, C.A.; WOUWER, A.V. **Model selection, identification and validation in anaerobic digestion: a review**. Water Research, v.45, p. 5347-5364, 2011.

EMATER Pará – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Pará. **BIOGÁS, uma alternativa energética para o homem rural**. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado do Pará, Julho, 1981.

EMBRATER – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural. **Manual técnico – Construção e operação de biodigestor modelo chinês**. Brasília, 1981.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE- FNR. **Agency for Renewable Resources**. Department of Public Relations, order n° 329, 3rd, fully revised edition, 2013.

FERGUSON, J. F., EASTMAN, J. A., 1981. **Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion**. *Journal Water Control Federation*, Washington, V.53, n.3, p. 352 – 365.

FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.; **Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Optimisation of the semicontinuous process**. Chemical Engineering Journal, v. 193–194, p. 10–15, 2012.

FERREIRA, M. E., CRUZ, M. C. P., RAIJ, B. V., ABREU, C. A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001.

FIALHO, L. L. **Caracterização da matéria orgânica em processo de compostagem por métodos convencionais e espectroscópicos**. 2007. 170p. Tese (Doutorado em Ciências – Química Analítica) – São Carlos: Instituto de Química de São Carlos – Universidade de São Paulo, 2007.

FLOR A., Arroja L., Capela I., (2006) **Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and waste activated sludge at different ratios**, Proceedings of the 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Itália, 6 – 10 Outubro 2006.

FONSECA, F. S. T, et al. **Análise de Viabilidade Econômica de Biodigestores na Atividade de Suinocultura na Cidade de Balsas - MA: um Estudo de Caso**. In: congresso da sociedade brasileira de economia, administração e sociologia rural. Universidade Estadual do Maranhão. Maranhão, 2009.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A,C.; ZAIAT, M & CAVALCANTI, P.F.F. **Fundamentos do tratamento anaeróbio**. In Campos, J. R. (org).**Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB, . p29-52. 1999.

GHOSH, S. **Kinetics of acid-phase fermentation anaerobic digestion.** *Biotechnology Bioeng.*, 2:301, 1981.

GONÇALVES, S.C. **Efeito da agitação mecânica na co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.** Fortaleza, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento, UFC, 2005. Dissertação de mestrado, 86p.

GUERMOUD, N.; OUAGJNIA, F.; AVDELMALEK, F.; TALEB, F.; ADDOU, A. **Municipal solid waste in Mostagnem city (Western Algeria).** *Waste Manage.* N. 29, p. 896-902, 2009.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. **Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza.** *Química nova na escola, edição especial*, p. 21, maio 2001.

GUJER, W.; ZEHNDER, A J. B. 1983. **Conversion processes in anaerobic digestion.** *Water Science and Technology.* Vol. 15, p. 127 – 167.

HARTMANN, H.; AHRING, B.K. **Efficiency of the anaerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste: collection and pretreatment.** *Waste Management.* V. 22, n. 1, p. 35–41. 2004.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure.** *Water Research.* V. 39, p. 1543–1552. 2005.

HARTMANN, H.; AHRING, B.K. **Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: na overview.** *Water Science and Technology*, V. 53, p 7 – 22, 2006.

HERNANDEZ-BERRIEL, M. C.; BENAVIDES, L. M.; PEREZ, D. J. G.; DELGADO, O. B. **The effect of moisture regimes on the anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (Mexico).** *Waste Manage.* N. 28, p. 14-20, 2008.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de desenvolvimento sustentável – Brasil 2010.** Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/ids2010.pdf>. Acessado em 02 de março de 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico 2010.** Disponível em www.ibge.gov.br . Acesso em: Janeiro de 2014.

IGONI, A. H., AYOTAMUNO, M. J., EZE, C. L., OGAJI, S. O. T., PROBERT, S. D. **Designs os anaerobic digester for producing biogas from municipal solid-waste.** *Applied Energy*, V. 85, p. 430 – 438, 2008.

IZUMI, K.; OKISHIO, Y.; NAGAO, N.; NIWA, C.; YAMAMOTO, S.; TODA, T.; **Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste.** *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 64, p. 601-608, 2010.

IPCC, **2007 Climate Change Synthesis Report**. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland. 2007, pp. 104. Disponível em: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm. Acesso em: 06/07/2015.

JUN, D.; YONG-SHENG, Z.; MEI, H.; WEI-HONG, Z.; **Influence of alkalinity on the stabilization of municipal solid waste in anaerobic simulated bioreactor**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 163, p. 717–722, 2009.

KAYHANIAN, M., RICH, D. **Pilot-scale high-solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements**. *Biomass and Bioenergy*, V. 8, p. 433 – 444, 1995.

KASPAR, H. F.; WHURMAN, K. 1977. **Kinetic parameters and relative turnovers of some important catabolic reactions in digesting sludge**. *Applied Environmental Microbiology*, v. 36, p. 1 – 18.

KELLER, P. **Methods to evaluate maturity of compost**. *Compost Science*, v.2, p.20-26, 1961.

KHALID, A. **The anaerobic digestion of solid organic waste**. *Waste Management*, v. 31, 2011.

Köttner M., (2002) **Dry fermentation - a new method for biological treatment in ecological sanitation systems (ecosan) for biogas and fertilizer production from stackable biomass suitable for semiarid climates**, CEMSA – Conference, 1-16.

KOTZÉ, J. P.; MTHIEL, P. G. **Anaerobic digestion II – The characterization and control of anaerobic digestion**. *Water Research*, V.3, p. 459-494, Oxford, 1969.

KUROKI, V., ALMEIDA, L. F., NOVAES, A. P., MAGNONI Jr, L, NOGUEIRA, A. R. A., SOUZA, G. B., SILVA, W. T. L. **Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio visando a aplicação como fertilizante agrícola**. Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais. Florianópolis, SC, 2009.

LANGE, L.C.; COELHO, H.M.G; ALVES, D.E.W.S.; FERREIRA, C.F.A; SIMÕES, G.F.; SILVA, F.V.B. **Metodologia para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos, líquidos lixiviados de aterros sanitários e solos**. In: Castilhos Jr.(org.). PROSAB - Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro sustentável para Municípios de Pequenos Portes. Rio de Janeiro: ABES, Apêndice 1, p. 199-221, 2003.

LAUFER, A. **Avaliação de processo alternativo de biodigestão para tratamento de resíduos sólidos orgânicos domésticos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Programa de Pós Graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2008.

LEE, D. H., **Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab scale study**. *Waste Management*, v. 29, p. 876-882, 2009.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R., SOTO, M. **Tratamento de anaeróbios para o tratamento de efluentes líquidos**. In: Curso de digestão anaeróbia aplicada a resíduos sólidos e líquidos. Recife, 1997.

LEME, M.M.V.; ROCHA, M.H.; LORA, E.E.S.; VENTURINI, O.J.; LOPES, B.M.; FERREIRA, C.H. **Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil**. Resources, Conservation and Recycling, v. 87, p. 8-20, 2014.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; **Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, n.1, p. 119-123, 2001.

LEITE, V.D.; SILVA, S.A.; SOUSA, J.T.; LOPES, W.S.; OLIVEIRA, S.A. **Co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

LETTINGA, G., 1980. **Use of upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment**. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 22. P. 699 – 734.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. **Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 15, p. 821 – 826, 2011.

LIMA, N. C. **Análise de tipos de concentrações de inóculos para potencializar a geração de biogás na digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares do bairro Planalto Pici, Fortaleza – CE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE. 2015.

LOBATO, C., 2014. **Compostagem para tratamento da parcela facilmente degradável dos resíduos sólidos domésticos rejeitada nos processos de triagem de inertes**, 2014. 126f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2014.

LOPES, I. V. **O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL: guia de orientação**. Rio de Janeiro. Fundação Getúlio Vargas, 2002, 90p.

LISSENS, G., VANDEVIVERE, P., DE BAERE, L., BIEY, E. M., VERSTRAETE, W. **Solid waste digestors: Process performance and practice for municipal solid waste digestion**. *Water Science & Technology*, v. 44, nº 8, p. 91 – 102, 2001.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Produquímica, 1994.

MAPA - **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos**. Brasília: MAPA/SDA/CGAL. 2014, 220p.

MARTINS, L.L.; MOURATO, M.P.; CARDOSO, A.I.; PINTO, A.P.; MOTA, A.M.; GONÇALVES, M.L.S.; VARENNES, A. 2011. **Oxidative stress induced by cadmium in *Nicotiana tabacum* L.: effects on growth parameters, oxidative damage and antioxidant responses in different plant parts.** *Acta Physiol Plant*.

MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares.** 2008. Tese de Doutorado – Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, SP.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. **Anaerobic digestion of organic wastes. An overview of reaserch achievements and perspectives.** *Bioresource technology*, v. 74, p. 3 - 16, 2000.

MATA-ALVAREZ, J. **The biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes.** *Water Magazine*, V. 21, p. 59 – 61, 2002.

MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes.** IWA Publishing. 2003. Cornwall.

METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse.** 3a ed, Nova York, Estados Unidos: McGraw-Hill, 1991, 1334p.

METCALF & EDDY. INC., 2003 (b). *Reuse*. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** Fourth Edition, revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, and H. David Stensel. McGraw Hill, 2004.

NACHTIGALL, G. R., RAIJ, B. V. **Análise e interpretação do potássio no solo.** Em: TSUIOSCHI, Y., ABDALLA, S. R. S. **Potássio na agricultura brasileira.** Anais do II Simpósio sobre potássio na agricultura brasileira. Piracicaba, 2005.

NOGUEIRA, J. L. M. **Desenvolvimento limpo e o mercado de carbono.** Disponível em www.pucminas.br/conjuntura. Acessado em 11 de abril de 2015.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão:** a alternativa energética. São Paulo: Nobel, 1986.

NOVAES, R.F.V. 1987. **Microbiologia e bioquímica da digestão anaeróbia.** In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1987. São Paulo, Anais . São Paulo: DCET. p. 19-36.

OLIVEIRA, R. A. de. **Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura.** 1997. 359f. (vol. I e II). Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

OSTREM K., (2004) **Greening waste: anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes.** Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia

University. Disponível em http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Ostrem_Thesis_final.pdf, acessado em, junho de 2016.

PAIVA, Ed Carlo Rosa. **Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e leiras estáticas aeradas**. 2008. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

PARRADO, J., BAUTISTA, J., ROMERO, E. J., GARCÍA-MARTÍNEZ, A. M., FRIAZA, V., TEJEDA, M. **Production of a carob enzymatic extract: Potential use as a biofertilizer**. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 2312 – 2318, 2008.

PEREIRA, E. R. **Desempenho e caracterização microbiana do processo de dois estágios com reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura**. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PERSSON, M., JÖNSSON, O., WELLINGER, A., 2006. **Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection**. IEA Bioenergy, Task 37 – Energy from Biogas and Landfill Gas. PORTAL EXAME, 2009. Disponível em www.portalexame.abril.com.br/ae/financas/m0139436 Acesso em junho de 2015.

PIANA, M.G., MILLER, P. R. M., KONIG JR, G. Higienização do lodo de esgoto por compostagem termofílica. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v.24, n.1, p. 44-47, 2011.

PICANÇO, A. P. **Influência da recirculação de percolado em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. São Carlos, 2004, 151 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos.

PINTO, D. M. C. L.; BALDOCHI, V. M. Z.; POVINELLI, J. **Procedimento para elaboração de resíduo sólido urbano doméstico padrão**. *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*. v. 5, n. 1, p. 25 - 31, janeiro / março. 2000.

PINTO, D. M.L. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. 2000. 175f.

PRO-SINOS. **Gestão regionalizada de resíduos sólidos**. 11º Seminário Nacional de Resíduos Sólidos – Desafio para Implantação da Política Nacional. Brasília, 08 de agosto de 2014. Disponível em http://abes-dn.org.br/eventos/seminario_residuos_solidos/Paineis_SNRS/Painel7/73.pdf . Acessado em 22 de setembro de 2015.

RAMIRES, R. D. **Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. 2005. 136f.

Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005.

RAMOS, R. A. **Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho de reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal.** 2008. Dissertação de mestrado – Programa de Pósgraduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, 2008.

REICHERT, G. A. Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: uma revisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23ª ed., 2005, Campo Grande. **Anais...** ABES: Campo Grande, 2005.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio.** Dissertação de mestrado – Programa de Pósgraduação em Engenharia Civil e Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco. Pernambuco, 2012.

RIAU, V.; DE LA RUBIA, M. A.; PÉREZ, M. **Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class A biosolids: a semi continuous study.** Bioresour. Technol. N. 101, p. 2706-2712, 2010.

RIUJI, L. C. **Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar Es Salaam, Tanzania.** Bachelorthesis. Institute of Natural Resource Sciences. Zurich University. 2009. 63f.

ROIG, A.; LAX, A.; CEGARRA, J. C. **Cation Exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures.** Soil Science, v. 146, n. 5, p. 311-316, 1988.

REMPEL, N. **Biodigestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciado com glicerina.** 2014. 103f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2013.

RODRIGUES, A. A. L. S. **Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica.** Tese de Doutorado. Universidade de Aveiro 2005. 164 p.

SABBAG, B. K. **O protocolo de Quioto e seus critérios de carbono: manual jurídico brasileiro de mecanismos de desenvolvimento limpo.** São Paulo: LTr, 2008, 103 p.

SANTOS, A. C. V. dos. Biofertilizante líquido, o defensivo da natureza. Niterói: EMATER – Rio, 1992. 16 p. (Agropecuária fluminense, 8).

SANTOS, G. O.; MOTA, F. B. S.; **Potencial Teórico de Geração de Biogás (CH₄ e CO₂) dos Resíduos Sólidos Domésticos de Fortaleza-Ceará.** 3º Simpósio Iberoamericano de Ingeniería de Resíduos, 2º Seminário da Região Nordeste Sobre Resíduos Sólidos. João Pessoa-PB, 2010.

SILVA, G. A. **Caracterização e aclimação do lodo anaeróbio visando seu uso como inóculo de um reator de RSU para a produção de biogás**. Dissertação de mestrado – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2012.

SCHULZ, F. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2015. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2013.

SEGHEZZO, L., ZEEMAN, G., LIER, J. B., HAMELERS, H. V. M., LETTINGA, G.A. Review: **The anaerobic treatment os sewage in UASB and EGSB reactors**. Bioresource technology, v. 65, p. 175 – 190, 1998.

SEIXAS, J. **Construção e funcionamento de biodigestores**. Brasília: EMBRAPA - DID, 1980. EMBRAPA - CPAC. Circular técnica, 4.

SGANZERLA, E. **Biodigestores: uma solução**. Porto Alegre. Agropecuária, 1983.

SHIH, J. C. H.; Steinberger, S.C. **Biotechnology**. Bioengineering, V.26, p. 357-543, 1984.

SILVA, F.V.B. **Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de mestrado. UFMG. 2005.

SILVA. F.A. de M.; VILLAS BÔAS, R.L. **Teste de germinação como indicador de maturação em composto orgânico**. Revista Energia na Agricultura, v.22, n.2, p.63-73, 2007.

SILVA, W. R. **Estudo Cinético do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais**. 2009. 175f. Tese (Doutorado em Química Analítica). Programa de Pós-Graduação em Química. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB. 2009.

SILVA, W. T. L. S., NOVAES, A. P. **Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola**. São Carlos, SP. 2012.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos 2013**. Disponível em <http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=106>. Acessado em 04 de março de 2015.

SOARES, H.M. (1990). **Digestão anaeróbia de efluentes de fábricas de cervejas e refrigerantes em reator tipo fluxo ascendente com manta de lodo (UASB)**. Dissertação (mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

SOUTO, G. D. DE B. **Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 2005.

SOUZA, M. E. **Fatores que influenciam a digestão anaeróbia**. Revista DAE, V.44, Nº 137, p. 88-94, São Paulo, 1984.

SOUZA, J. S. I., PEIXOTO, A. M., TOLEDO, F. F. **Enciclopédia agrícola brasileira**. V. 1, 508 p. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. EDUSP, 1995.

SOUZA, L. F. F. **Tratamento anaeróbio de esgotos sanitários para população de baixa renda**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2001.

SOUZA, J. L. de; RESENDE, P. Manual de Horticultura orgânica. Viçosa: Aprenda Fácil, 2003. 564 p.

SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, A.; LEDAKOWICZ, S. **Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes**. Advances in Environmental Research, article in press.

SPEECE, R.E. (1996). **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Vanderbilt University. Published by Archae Press. United States of America.

STEINBERGER, S.C.; Ort, J.F.; Shih J.C.H. **Poultry Science**. V.66, p. 634-639, 1987.

TCHOBANOGLIOUS, G; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management**. Engineering principles and management issues. New York: Mc Graw-Hill, 1993. 978p.

TEIXEIRA, C., **Higienização de lodo de estação de tratamento de esgoto por compostagem termofílica para uso agrícola**. 2012. 130f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistema) Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

TEJEDA, M., GONZALEZ, J. L. **Effects of foliar application of a byproduct of the two-step olive oil mill process on rice yield**. European Journal Agronomy, v. 21, p. 31 – 40, 2004.

TEN BRUMMELER, E. T. **Dry anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste**. Tese (Doutorado). Wagenigen Agricultural University, 1993.

TORRES LOZADA, P. *et al.* **Evaluación de diferentes alcalinizantes en el tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. Caso: agua residual del proceso de extracción de almidón de yuca**. In: Taller Y Simposio Latino Americano sobre Digestion Anaerobia, Punta del Este: Uruguay. Anais. p. 571-575, 2005.

VAN LIER, J.B. **Limitations of thermophilic anaerobic wastewater treatment and the consequences for process design**. Antonie van Leeuwenhoek. V. 69, n. 1, p. 1-14. 1996.

VAN HAANDEL, A. C., 1994. **Influence of the digested COD concentration on the alkalinity requirement in anaerobic digester**. *Water Science and Technology*. V. 30, nº 8, p. 23 – 34.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. 1994. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande. Universidade Federal da Paraíba.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of Biodegradable organics in municipal Solid Wastes**. Columbia University, 2002, 56 p. Master Science. Degree in Earth Resources Engineering. Department os Earth & Environmental Engineering.

VERSTRAETE, W., VANDEVIVERE, P. New and broader applications in anaerobic digestion. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 29, n. 2, p. 151 - 173, 1999.

VESSEY, J. K. **Plant growth promoting rhizobacteria as biofertilizers**. *Plant Soil*, v. 255, p. 571 – 586, 2003.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, UFMG, 2005.

YU, Y., LEE, C.; KIM, J.; HWANG, S. **Group-specific primer and probe sets to detect methanogenic communities using quantitative real-time polymerase chain reaction**. *Biotechnology Bioenergy*. V. 89, p. 670–679. 2005.

WARD, A. J., HOBBS, P. J., HOLLIMAN, P. J., JONES, D. L. **Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources**. *Bioresour. Technol.*, n 99, p 7928 – 7940, 2008.

WARMANN, P.R. **Evaluation of seed germination and growth tests for assessing compost maturity**. *Compost Science & Utilization* , v.7.p.33-57, 1999.

WEILAND, P. State os the art of solid-state digestion-recent developments. In: Rohstoffe, F. N. (Ed.), **Solid-State Digestion-State os the Art and Further R&D Requirements**, v. 24. Gulzower Fachgespräche, p. 22-38, 2006.

WELLINGER A, LINDEBERG A. (1999), “**Biogás upgrading and utilization**”. Task 24: energy from biological conversion of organic wastes, pp. 1–19.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION – WMO. **WMO Greenhouse gas bulletin**. Disponível em www.wmo.int , acessado em 30 de agosto de 2015.

WU, S. C., CAO, Z. H., LI, Z. G. CHEUNG, K. C., WONG, M. H. **Effects of biofertilizer containing N-fixer, P and K solubilizers and AM fungi on maize growth: a greenhouse trial**. *Geoderma*, v. 125, p. 155 – 166, 2005.

ZAHER, U., CHEONG, D. Y., WU, B., CHEN, S. **Producing Energy and Fertilizer From Organic Municipal Solid Waste**. Department of Biological Systems Engineering. Washington State University. Ecology Publication N° 07-07-024. 2007. Disponível em <http://www.ecy.wa.gov/programs/swfa/solidwastedata/>. Acessado em 22 de março de 2015.

ZUCCONI, F., FORTE, M., MONACO, A., BERTOLDI, M. 1981.**Evaluating toxicity in immature compost**. *Biocycle*, 22, p54-57.1988.

ZUZHANG, X. **Domestic biogas in a changing China: Can biogas still meet the energy needs of China's rural households**. International Institute for Environment and Development, London, 2013.