



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ - REITORIA DE PÓS - GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA E DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS
TOTAIS DE RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS NO PROCESSO DE
BIOESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA**

ALUNA: CRISLÂNNE LEMOS VIRIATO

ORIENTADOR: Prof. Dr. VALDERI DUARTE LEITE

**CAMPINA GRANDE-PB
2013**

CRISLÂNNE LEMOS VIRIATO

**INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA E DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS
TOTAIS DE RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS NO PROCESSO DE
BIOESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA**

Dissertação apresentada ao
Mestrado de Ciência e
Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da
Paraíba, em cumprimento às
exigências para obtenção do
título de Mestre em Ciência e
Tecnologia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. VALDERI DUARTE LEITE

**CAMPINA GRANDE-PB
2013**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL CAMPUS I – UEPB

V818i Viriato, Crislânne Lemos.
Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais de resíduos sólidos vegetais no processo de bioestabilização anaeróbia / Crislânne Lemos Viriato. – 2013.
94f.: il.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, 2013.
“Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite”.

1. Análise de resíduos. 2. Gestão de resíduos sólidos. 3. Resíduos sólidos orgânicos. 4. Bioestabilização anaeróbia. 5. Granulometria. I. Título.

CRISLÂNNE LEMOS VIRIATO

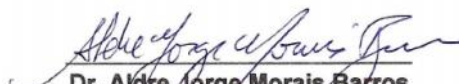
**INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA E DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS
TOTAIS DE RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS NO PROCESSO DE
BIOESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA**

Aprovada em 28 de Março de 2013

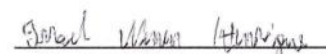
BANCA EXAMINADORA:



Dr. Valderi Duarte Leite
Orientador/UEPB



Dr. Alde Jorge Moraes Barros
Examinador Externo/UFCG



Dr. Israel Nunes Henrique
Examinador Externo
Bolsista de Pós-Doutorado PNPd/CNPq

Campina Grande, PB

2013

*A Minha Mãezinha por
ser o MEU ESPELHO E O
MEU MAIOR EXEMPLO DE
VIDA. Ao meu esposo Hélio
Sidney e meu filho Henry
Sidney. A minha querida
vizinha Chiquinha.*

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Á DEUS pela sua infinita bondade e misericórdia por ter dado a mim a capacidade de realização deste trabalho e principalmente por estar sempre presente nos meus momentos mais difíceis;

“Tu que habitas sob a proteção do Altíssimo, que moras à sombra do Onipotente, dize ao Senhor: Sois meu refúgio e minha cidadela, meu Deus, em que eu confio” (SALMO 90:1-2).

Ao meu esposo Hélio Sidney pelo amor e dedicação constantes, pela sua ajuda, força e confiança, pelo seu companheirismo e cumplicidade e por enfrentar comigo as adversidades não apenas desta pesquisa, mas de uma vida. Obrigada por acreditar em mim, pelo seu carinho e compreensão indispensáveis a vida;

“O Amor é a força que nos move e que faz com que acreditemos que tudo é possível”.

Ao meu filho Henry Sidney minha maior conquista por estar sempre do meu lado, pelo seu amor e confiança e por acompanhar sempre essa mãe nessas aventuras acadêmicas. Você é a razão de tudo isso;

Aos meus irmãos Cristiane, Cristina e Viriato pelos desabafos e por todo amor e carinho dados a mim. Obrigada pela nossa união;

“Irmãos são verdadeiros tesouros deixado por Deus para nos presentear, são como flores que a gente não deve esquecer-se de regá-las todos os dias, são como raízes que muitas vezes nem aparecem, mas estão lá dando sustentação.”

A minha Mãezinha- Maria de Lourdes Lemos Viriato por dedicar seu tempo a mim e a minha família, por estar presente. A senhora os meus agradecimentos por todos os seus ensinamentos, pelo amor verdadeiro e recíproco, pela cumplicidade e amizade sempre sem pedir nada em troca;

“Mãe palavra cheia de ternura, carinho e esperança. Amor verdadeiro, sentimento único que nos quer o bem e o melhor, capaz de dar sua vida pela nossa felicidade.”

A minha vizinha- Francisca Guimarães pelo seu grande incentivo ao longo de todos esses anos. Obrigada pelo seu amor, carinho e dedicação dados a mim e a minha família;

A Painho- Francisco Viriato pelo seu amor e confiança;

Ao meu cunhado Carlos Lamarque pela sua colaboração, conselhos e ensinamentos;

A minha sogra- Luísa Juca pelo seu amor e bondade dedicados a mim e a minha família;

A Djailma Maria pelo seu incentivo, conselhos e amizade;

A Werton Vinícius pela sua colaboração sempre que precisei estava pronto para pegar os livros emprestados a Biblioteca da UFCG. Obrigada pela sua bondade;

As minhas amigas/irmãs- Élide Medeiros, Maria de Lourdes Carvalho e Risoneide Borges pelo amor, amizade, incentivo e seus preciosos conselhos;

Ao meu amigo Otoniel pela sua amizade e seu amor fraterno;

A Amenaíde pela sua amizade e pelos seus preciosos conselhos;

A Taisa e Cláudia Fernanda pelo carinho, amizade e grande incentivo;

As Prof^a Djane de Fátima e Ceiza Machado pelo apoio, incentivo e principalmente por sempre acreditarem em mim;

Ao meu orientador Profº Dr Valderi Duarte Leite pela sua preciosa colaboração e por acreditar em mim, por tornar possível a realização deste trabalho. Obrigada pelo incentivo, amizade, ensinamentos e principalmente pela sua paciência;

A Banca examinadora: Dr. Aldre Jorge Morais Barros e Dr. Israel Nunes Henrique pela colaboração indispensável a este trabalho;

A todos os Professores do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, por todo respaldo e ensinamentos;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro, possibilitando a realização desta pesquisa;

A minha turma de mestrado: Aline Carlos, Aline Gurjão, Júlia Karla, Josué Buriti, Sara Leilane, Camila Ferreira, Mateus Mayer e Luciana Rodrigues pelo companheirismo ao longo do curso;

Ao casal Jorge Marcell e Andrezza Raphaella pela paciência, colaboração, ensinamentos;

Ao pessoal da EXTRABES: Cícero, Isabelle, Raquel, Aurélia, Juliana, Luciana Luna, Alaine Brito e Silvânia Nóbrega pela ajuda e incentivo, em especial a Vagner (UFCG) pela sua amizade e grande ajuda na realização dos experimentos;

A todos que colaboraram de forma direta ou indireta para a concretização deste trabalho.

“Sou o que quero ser por que possuo apenas uma vida e nela só tenho uma chance de fazer o que quero. Tenho felicidade o bastante para fazê-la doce, dificuldades para fazê-la forte, tristeza para fazê-la humana e esperança suficiente para fazê-la feliz. As pessoas mais felizes não têm as melhores coisas, elas sabem fazer o melhor das oportunidades que aparecem em seus caminhos.”

(Clarice Lispector)

RESUMO

Um dos grandes problemas da atualidade está associado ao aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), oriundos das atividades humanas, estes originados, dentre outros fatores, da industrialização e do crescimento acelerado dos centros urbanos. No Brasil são coletados diariamente cerca de 260 mil toneladas de RSU, e devido a falta de gerenciamento adequado, tais resíduos são descartados inadequadamente no meio ambiente, onde cerca de 50,8% tem destinação final em vazadouros (IBGE, 2008). Os RSU são constituídos por cerca de 50 a 60% de resíduos sólidos orgânicos (RSO), matéria orgânica que sofre biodegradação gerando lixiviado e gases estufas, contaminando o solo, a água e o ar. Neste sentido, faz-se necessário a aplicação de métodos que possam ser utilizados como alternativas de tratamento. Uma das alternativas que vem se destacando, no âmbito do tratamento de RSO é a digestão anaeróbia por gerar biogás, considerado como fonte de energia renovável. Alguns fatores podem influenciar na eficiência do processo de bioestabilização anaeróbia, dentre eles a granulometria do substrato e a concentração de sólidos totais presentes nos resíduos a serem tratados. Este estudo teve como objetivo avaliar o comportamento da bioestabilização anaeróbia dos RSO em reatores anaeróbios em batelada (RAB), analisando a influência da granulometria e da concentração de sólidos totais nas condições de temperatura ambiente. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), Campina Grande-PB, Nordeste do Brasil (7° 13' 11" S, 35° 52' 31" O). Os substratos utilizados para alimentar os reatores foram preparados a partir da mistura de resíduos sólidos vegetais (RSV) triturados e lodo anaeróbio de esgoto sanitário oriundo de reator UASB (proporção de 80 % de RSV para 20 % de lodo em base úmida). As granulometrias dos substratos foram determinadas pelo tamanho da abertura de malha das peneiras as quais a mistura foi passada. Devido ser analisadas a influência de dois fatores, com três níveis cada, nove diferentes condições de tratamentos foram aplicadas, e por serem realizadas em triplicata, totalizou-se vinte e sete RAB, com capacidade volumétrica unitária de 2 litros, sendo reservados 25% deste volume para o head-space. A quantificação do volume de biogás foi realizada diariamente com o auxílio de um Manômetro de tubo em "U". Após 200 dias de monitoramento os reatores foram descarregados e os substratos parcialmente bioestabilizados submetidos a caracterização físico-química. Os resultados apontaram que, dentre as condições estudadas, o tratamento que melhor favoreceu o processo de bioestabilização anaeróbia foi para o substrato com menor granulometria (1,68mm) e menor concentração de sólidos totais (29,25gST/L), obtendo-se eficiência de remoção de 37,77% de DQO_{apl}, 37,49% de STV e 32,60% de NTK, com taxa média aproximada de biogás de 17mL de biogás/gDQO_{apl}.

Palavras-chave: Resíduos sólidos orgânicos; digestão anaeróbia; granulometria; concentração de sólidos totais.

ABSTRACT

One of the great problems of our time is associated with increased generation of municipal solid waste (MSW) from human activities, these arising, among other factors, industrialization and rapid growth of urban centers. In Brazil are daily collected about 260 tons of MSW, and due to lack of proper management, such waste is improperly discarded into the environment, which has about 50.8% disposal in dumps (IBGE, 2008). The MSW is constituted by about 50 to 60% of organic solid waste (RSO), which undergoes biodegradation organic material leached and generating greenhouse gases, contaminated soil, water and air. In this sense, it becomes necessary to apply methods which can be used as alternatives for treatment. One alternative that has been highlighted within the RSO treatment is anaerobic digestion to generate biogas, which is considered as a renewable energy source. Some factors may influence the efficiency of anaerobic biostabilization, including the particle size of the substrate and the concentration of total solids in the waste to be treated. This study aimed to evaluate the behavior of the RSO in biostabilization anaerobic batch anaerobic reactors (RAB), analyzing the influence of particle size and concentration of total solids in ambient temperature conditions. The experimental system was installed and monitored in physical dependencies Experiment Station Biological Sewage Treatment (EXTRABES) State University of Paraíba (UEPB), Campina Grande-PB, Northeast Brazil (7° 13'11" S, 35° 52'31"). The substrates used to fuel the reactors were prepared from the mixture of solid vegetable (RSV) crushed anaerobic sludge and sewage coming from UASB (ratio of 80% to 20% of RSV sludge wet basis). The particle sizes of substrates were determined by the aperture size of the mesh sieves which the mixture was passed. Due to be analyzed the influence of two factors, each with three levels, nine different treatments were applied, and be performed in triplicate, totaled twenty and seven-RAB, with unit volume capacity of 2 liters, reserved 25% of this volume for the head-space. Quantification of the amount of biogas was performed daily with the aid of a manometer tube "U". After 200 days of monitoring the reactors were partially unloaded and substrates bioestabilizados subjected to physicochemical characterization. The results showed that among the conditions studied, the best treatment that favored the anaerobic biostabilization went to the substrate with smaller particle size (1.68 mm) and lower total solids (29.25 GST / L), yielding efficiency 37,77% removal of DQOapl, 37,49% and 32,60% of STV TKN and an average rate of approximately 17mL of biogas biogas/gDQOapl.

Keywords: organic solid waste, anaerobic digestion, particle size, concentration of total solids.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

FIGURA 1: Classificação dos resíduos sólidos quanto a sua origem.	25
FIGURA 2: Seqüências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.	34
FIGURA 3: Curva típica do perfil de crescimento bacteriano ao longo do tempo em um sistema fechado.	36
FIGURA 4: Resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação dos substratos.	46
FIGURA 5: Lodo anaeróbio de esgoto sanitário.	48
FIGURA 6: Fluxograma referente á preparação dos três diferentes tipos de substratos utilizados para alimentar os reatores.	49
FIGURA 7: Substratos utilizados para alimentação dos reatores.	51
FIGURA 8: Representação esquemática do sistema experimental	53
FIGURA 9: Reatores anaeróbios em batelada.	55
FIGURA 10: Resultados da temperatura ambiente quantificados no local de monitoramento do sistema experimental.	57
FIGURA 11: Influência da granulometria do substrato com concentração de sólidos totais de 29,25 g ST/L em relação á taxa de produção de biogás.	64
FIGURA 12: Influência da granulometria do substrato com concentração de sólidos totais de 39,83 g ST/L em relação á taxa de produção de biogás.	65
FIGURA 13: Influência da granulometria do substrato com concentração de sólidos totais de 50,50 g ST/L L em relação a taxa de produção de biogás.	67
FIGURA 14: Influência da concentração de sólidos totais presente nos substratos com granulometria 1,68mm em relação á taxa de produção de biogás.	71

FIGURA 15: Influência da concentração de sólidos totais presente nos substratos com granulometria 2,00mm em relação á taxa de produção de biogás. 72

FIGURA 16: Influência da Concentração de Sólidos Totais presente nos substratos com Granulometria 3,36mm em relação á taxa de produção de biogás. 74

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Formas usuais de disposição final dos RSU no solo.	27
TABELA 2: Características físico-químicas do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado na preparação dos substratos.	47
TABELA 3: Parâmetros, frequências, métodos e referências para as análises dos substratos e do biogás produzido.	52
TABELA 4: Tratamentos submetidos aos reatores anaeróbios em batelada.	55
TABELA 5: Tipos de resíduos sólidos vegetais e dados quantitativos de peso e percentual.....	58
TABELA 6: Resultados advindos da caracterização físico-química dos resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação dos substratos.	60
TABELA 7: Caracterização físico-química dos substratos utilizados para alimentar os reatores.	62
TABELA 8: Resumo da ANOVA, fator único aplicada ao substrato 1 (G1ST1, G2ST1 e G3ST1).....	68
TABELA 9: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 2 (G1ST2, G2ST2 e G3ST2).....	68
TABELA 10: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 3 (G1ST3, G2ST3 e G3ST3).	69
TABELA 11: Teste de Tukey aplicado aos dados das granulometrias dos substratos 1,68, 2,00 e 3,36mm e concentração de sólidos totais de 29,25gST/L.	69
TABELA 12: Teste de Tukey aplicado aos dados das granulometrias dos substratos 1,68, 2,00 e 3,36mm e concentração de sólidos totais de 39,83gS T/L.	69
TABELA 13: Teste de Tukey aplicado aos dados das granulometrias dos substratos 1,68, 2,00 e 3,36mm e concentração de sólidos totais de 50,50gST/L.	70
TABELA 14: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 1 (G1ST1, G1ST2 e G1ST3).	75
TABELA 15: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 2 (G2ST1, G2ST2 e G2ST3).	75
TABELA 16: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 3 (G3ST1, G3ST2 e G3ST3).	76

TABELA 17: Teste de Tukey aplicado aos dados das concentrações de sólidos totais e granulometria 1,68mm.	76
TABELA 18: Teste de Tukey aplicado aos dados das concentrações de sólidos totais e granulometria 2,00mm.	76
TABELA 19: Teste de Tukey para os dados das concentrações de sólidos totais e granulometria 3,36mm.	77
TABELA 20: Caracterização físico-química dos substratos, parcialmente bioestabilizados, variando-se as condições granulométricas e concentração de sólidos totais presentes no substrato.	78
TABELA 21: Balanço de Massa dos parâmetros DQOTotal, STV e NTK aplicados aos reatores.	81
TABELA 22: Constantes de decaimento obtidas para os parâmetros de DQOTotal, STV e NTK.	83
TABELA 23: Modelos cinéticos de decaimento para os parâmetros de DOQ Total, STV e NTK.	83
TABELA 24: Estimativas das concentrações residuais de DQOTotal, STV e NTK para o período de monitoramento de 200 dias e para o período considerado de 365 dias.	84
TABELA 25: Eficiência de remoção de DQOTotal, STV e NTK para o período de monitoramento de 200 dias e para o período considerado de 365 dias.	85

LISTA DE ABREVIACÃO E SIGLAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

AGV: Ácidos Graxos Voláteis

ANOVA: Análise de Variância

AT: Alcalinidade Total

C: Carbono

CEMPRE: Compromisso Empresarial para Reciclagem

CETESB: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental

CH₄: Metano

CNTP: Condições Normais de Temperatura e Pressão

CO₂: Dióxido de Carbono

COT: Carbono Orgânico Total

C_{ST(D)}: Concentração de sólidos totais desejadas (%)

CST: Concentração de Sólidos Totais

C_{ST}: Concentração de sólidos totais (%)

DQO: Demanda Química de Oxigênio

EMPASA: Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas

EXTRABES: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários

g: Aceleração de gravidade (m/s²)

h: Altura deslocada no manômetro (m)

H₂: Hidrogênio

H₂S: Gás Sulfídrico

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

Índice “c”: crescimento das bactérias

Índice “u”: utilização do material orgânico

IPT: Instituto de Pesquisas Tecnológicas

K: Constante de decaimento (dia⁻¹)

K_d: constante da velocidade de decaimento, sendo o índice “d” representativo do decaimento da massa bacteriana

K_S: constante de saturação do substrato para $\mu = 0,5$.

Mapl: Massa Aplicada

M_{ESGOTO} : Massa de Esgoto Necessária (Kg)
 $M_{R \text{ (BS)}}$: Massa do resíduo em base seca (kg)
 $M_{R \text{ (BU)}}$: Massa do resíduo em base úmida (kg)
 $M_{R \text{ (UC)}}$: Massa do resíduo com umidade corrigida (kg)
 M_{res} : Massa Residual
 M_{trans} : Massa Transformada
 N_2 : Nitrogênio
 $n_{\text{biogás}}$: Número de moles do biogás (mol)
NBR: Norma Brasileira
 NH_3 : Amônia
 $N-NH_4^+$: Nitrogênio Amoniacal
 NO_2 : Nitrito
 NO_3 : Nitrato
NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl
 O_2 : Oxigênio
P: Fósforo
P: Pressão na CNTP (Pa)
PA: Pureza Analítica
pH: Potencial Hidrogeniônico.
PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos
 P_x : Pressão exercida no reator (Pa)
 P_y : Pressão atmosférica (Pa)
R: Constante dos gases ($Pa.m^3/mol.K$)
RAB: Reatores Anaeróbios em Batelada
RSO: Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU: Resíduos Sólidos Urbanos
S: concentração de substrato
S: Concentração do parâmetro monitorado para o tempo t
 S_0 : Concentração inicial do parâmetro monitorado
ST: Sólidos Totais
STV: Sólidos Totais Voláteis
T: Temperatura do reator (K)
t: Tempo em dias
UEPB: Universidade Estadual da Paraíba

UFCG: Universidade Federal de Campina Grande

V: Volume disponível no headspace do reator (m^3)

X: concentração de microrganismos

$Y_{X/S}$: é o fator de crescimento de bactérias por unidade de massa de substrato

μ : velocidade específica de crescimento celular

μ_m : velocidade específica máxima de crescimento celular

ρ : Massa específica do líquido manométrico (kg/m^3)

SUMÁRIO

1-INTRODUÇÃO	20
2-OBJETIVOS	22
2.1-OBJETIVO GERAL	22
2.2-OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
3-FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
3.1-RESÍDUOS SÓLIDOS	23
3.1.1-Classificação dos Resíduos Sólidos	23
3.2-ALTERNATIVAS DE TRATAMENTOS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	28
3.3-RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS	29
3.4-DIGESTÃO ANAERÓBIA	30
3.5-FASES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	31
3.5.1-Hidrólise	31
3.5.2-Acidogênese	31
3.5.3-Acetogênese	32
3.5.4-Metanogênese	32
3.6-MICROBIOLOGIA DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS	35
3.7-CINÉTICA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	36
3.8-FATORES QUE INFLUENCIAM NOS PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	39
3.8.1-Temperatura	39
3.8.2-Concentração de Sólidos Totais	40
3.8.3-pH e Alcalinidade	40
3.8.4-Umidade	41
3.8.5-Nutrientes	41
3.9-GRANULOMETRIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	42
3.9.1-Influência da Granulometria de Substratos Orgânicos na Bioestabilização Anaeróbia.	43
4-MATERIAL E MÉTODOS	46
4.1-LOCAL DA INSTALAÇÃO E MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	46

4.2-RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS	46
4.3-LODO ANAERÓBIO DE ESGOTO SANITÁRIO	47
4.4-ESGOTO SANITÁRIO	48
4.5-SUBSTRATOS.....	48
4.5.1-Ajuste do Teor de Umidade	50
4.6-MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	51
4.7-METODOLOGIA ANALÍTICA	52
4.8-DETERMINAÇÃO DO VOLUME DE BIOGÁS PRODUZIDO	53
4.9- TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	54
5-RESULTADOS E DISCUSSÕES	57
5.1-RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS	58
5.2-RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO -QUÍMICA DOS SUBSTRATOS.....	62
5.3-FRAÇÃO GASOSA: MONITORAMENTO DO BIOGÁS	64
5.3.1-Efeito da Granulometria na Produção de Biogás	64
5.3.2 Efeito da Concentração de Sólidos Totais na Produção de Biogás.	70
5.4-RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO -QUÍMICA DOS SUBSTRATOS PARCIALMENTE BIOESTABILIZADOS	77
5.5-BALANÇO DE MASSA	81
5.6-DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS DE DECAIMENTO	82
6-CONCLUSÕES	86
REFERÊNCIAS	87

1-INTRODUÇÃO

O crescimento desordenado da população mundial aliado ao crescimento dos grandes centros urbanos tem provocado uma série de problemas, principalmente, os de ordens sócio-econômicas e ambientais. Com o tempo, os aspectos qualitativos e quantitativos dos produtos e bens necessários a sobrevivência da população aumentaram consideravelmente. Frente a esta situação o homem desenvolveu de forma progressiva, técnicas cada vez mais sofisticadas de intervenção, aprimoramento e domínio dos recursos naturais, aumentando e diversificando a quantidade de resíduos sólidos urbanos provenientes das suas atividades diárias.

Dentre as inúmeras atividades humanas, destacam-se as que causam grandes impactos ambientais, como a disposição inadequada dos resíduos no meio ambiente principalmente, a céu aberto, alterando assim a qualidade do ar, do solo e dos recursos hídricos, além de trazer elevados riscos à saúde da população (LIMA,2004).

As soluções inerentes aos problemas advindos da disposição inadequada de resíduos estão vinculadas à sua reutilização, reaproveitamento, coleta seletiva, reciclagem e ao tratamento específico para cada tipo de resíduo sólido urbano. Tais soluções geram economia de recursos naturais, produção e aproveitamento de energia, além de diminuir consideravelmente a quantidade de resíduos sólidos urbanos lançados no meio ambiente, bem como gerar emprego e renda para a população.

No Brasil são coletados diariamente cerca de 260 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo que 50,8% (percentagem em peso) têm destinação final em lixões, 22,5% em aterros controlados e 27,7% em aterros sanitários (IBGE, 2008). Portanto, faz-se necessário a implantação de programas de gerenciamento dos RSU nos municípios a fim de reduzir os possíveis impactos sociais, econômicos e ambientais.

Os resíduos sólidos urbanos são constituídos por cerca de 50% de resíduos sólidos orgânicos, matéria orgânica putrescível que é passível de fermentação e o restante por materiais recicláveis e resíduos inertes

(CASADO et. al., 2010). Quando descartados de maneira inadequada, os resíduos sólidos orgânicos putrescíveis sofrem degradação por ação de microrganismos, acarretando com isso a geração de percolato, conseqüentemente, poluindo o solo, o ar e a água.

Para evitar os problemas do descarte inadequado dos RSU é necessária a aplicação de métodos de tratamento. Para isso, existem dois tipos de tratamentos biológicos a serem considerados: o aeróbio que ocorre na presença de oxigênio molecular livre, e que requer energia e menos tempo de retenção e o anaeróbio que se dá na ausência de oxigênio molecular livre, porém necessita de um tempo de retenção bem maior quando comparado ao tratamento aeróbio.

Estudos visando aumentar a biodegradabilidade dos resíduos sólidos orgânicos putrescíveis, através da digestão anaeróbia têm sido realizados, principalmente, com a finalidade de diminuir seu tempo de retenção. A granulometria do substrato e a concentração de sólidos totais em que este é submetido são fatores importantes que devem ser investigados para a redução deste tempo.

2-OBJETIVOS

2.1-OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência da granulometria e da concentração de sólidos totais dos resíduos sólidos orgânicos (resíduos sólidos vegetais mais Lodo anaeróbio de esgoto sanitário) no processo de bioestabilização anaeróbia em reatores anaeróbios em batelada.

2.2-OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ❖ Realizar a caracterização física e química dos resíduos sólidos vegetais coletados da Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas (EMPASA), da cidade de Campina Grande – PB;
- ❖ Realizar a caracterização quantitativa do biogás produzido durante o processo de bioestabilização anaeróbia;
- ❖ Realizar a caracterização físico-química dos substratos parcialmente bioestabilizados descarregados dos RAB;
- ❖ Delinear modelos cinéticos do processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos em função da granulometria e da concentração de sólidos totais;

3-FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1-RESÍDUOS SÓLIDOS

Os resíduos sólidos são vulgarmente denominados de lixo, e são oriundos das atividades humanas, principalmente nos aglomerados urbanos, que são gerados a partir de atividades domésticas, comerciais e industriais.

A Lei 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil, define os resíduos sólidos como materiais, substâncias, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade.

Lima (2004) afirma que definir lixo urbano, como é popularmente denominado os resíduos sólidos urbanos não é fácil, visto que sua origem e formação estão ligadas a inúmeros fatores, tais como variações sazonais, condições climáticas, hábitos e costumes da população. Entretanto, é comum defini-lo como todo e qualquer resíduo que resulte das atividades diárias do homem na sociedade, estes compõem-se basicamente de sobras de alimentos, papéis, papelões, trapos, couro, madeira, latas, vidros, lamas, gases, vapores, poeiras, sabões, detergentes e outras substâncias descartadas pelo homem no meio ambiente.

As propriedades desses resíduos estão relacionadas com as características de cada componente presente em sua composição como o teor de umidade, matéria orgânica, teor de material fertilizante e valor calorífico (BOER *et al.* 2010).

Segundo Chaudhary (2008) fatores como crescimento urbano e desenvolvimento econômico, ocasionam os maiores impactos em relação ao gerenciamento de resíduos sólidos nos países em desenvolvimento. Os resíduos sólidos gerados e dispostos de forma inadequada causam sérios danos não apenas a saúde da população, mas também danos ambientais, tais como a contaminação do solo, do ar e dos recursos hídricos.

3.1.1-Classificação dos Resíduos Sólidos

Os resíduos sólidos podem ser classificados de acordo com a sua origem, composição e nível de risco potencial a saúde e ao meio ambiente, conforme a Norma NBR-10.004 (ABNT, 2004).

Resíduos Classe I

Perigosos: são os chamados resíduos perigosos por apresentarem periculosidade quanto à inflamabilidade, reatividade, toxicidade, patogenicidade ou corrosividade;

Resíduos Classe II – Não Perigosos que são:

a) Resíduos Classe II A

Não Inertes: são os resíduos que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I – Perigosos ou resíduos de classe II B – Inertes. Podem ter propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água;

b) Resíduos Classe II B

Inertes: são os resíduos que quando amostrados de uma forma representativa, submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada à temperatura ambiente, não tiveram nenhum de seus constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspectos de cor, turbidez, dureza e sabor.

Ainda segundo a ABNT (2004) os resíduos sólidos podem ser classificados quanto a sua origem, conforme ilustração apresentada na Figura 1.

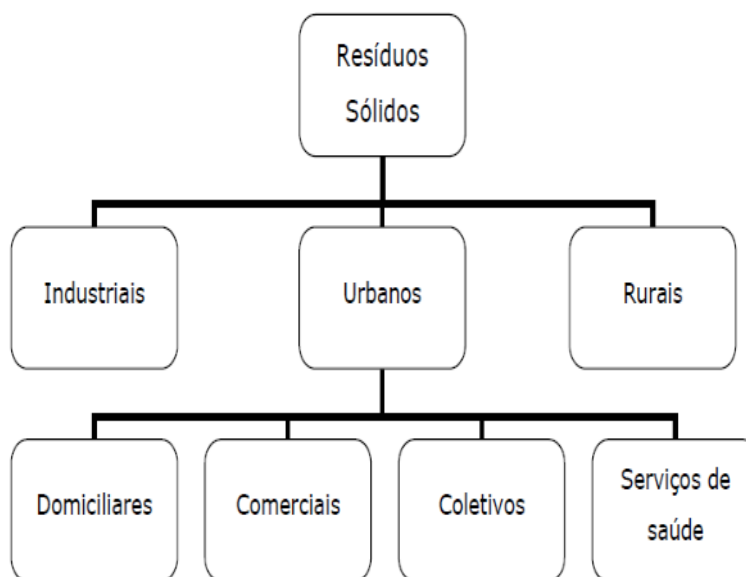


FIGURA 1: Classificação dos resíduos sólidos quanto a sua origem.

Fonte: Adaptado da ABNT (2004)

Os resíduos sólidos urbanos compreendem aqueles produzidos pelas inúmeras atividades desenvolvidas em áreas com aglomerações humanas do município, abrangendo resíduos de várias origens, como residencial, comercial, de estabelecimentos de saúde, industriais, da limpeza pública (varrição, capina, poda e outros), da construção civil (ZANTA e FERREIRA, 2003).

As principais fontes geradoras dos resíduos sólidos urbanos estão classificadas de acordo com o IPT/CEMPRE (2010) que são:

Domiciliar: São os resíduos gerados nas residências e, podem ser constituídos por resto de comida, papéis, embalagens em geral e uma grande diversidade de outros itens;

Comercial: São os resíduos originados dos diversos estabelecimentos comerciais e de serviço, tais como supermercados, estabelecimentos bancários, lojas, bares, entre outros;

Público: São os resíduos oriundos da limpeza pública urbana, incluindo todos os resíduos de varrição das vias públicas, limpeza de praias, de galerias, de terrenos, e áreas de feiras livres, entre outros;

Serviços de Saúde: São os resíduos que correspondem aos materiais utilizados durante os procedimentos, como: agulhas, bandagens, órgãos e tecidos removidos, meios de cultura, sangue coagulado, luvas descartáveis, remédios com prazo de validade vencido, entre outros. São produzidos em serviços de saúde tais como hospitais, clínicas, laboratórios, farmácias, clínicas veterinárias , entre outros;

Portos, Aeroportos, Terminais Rodoviários e Ferroviários : Constituem os resíduos que se originam basicamente de material de higiene, asseio pessoal e restos de alimentação, que podem veicular doenças provenientes de outras cidades, estados e países;

Industrial: Os resíduos gerados pelas indústrias podem apresentar características bastante variadas em função das diversas atividades realizadas, como as indústrias: metalúrgica, química, petroquímica, papelreira, alimentícia, entre outros;

Agrícolas: São resíduos gerados a partir das atividades agrícolas e da pecuária, como embalagens de adubos, defensivos agrícolas, ração, restos de colheita, entre outros;

Entulhos: São os resíduos, geralmente, inertes e passíveis ao reaproveitamento, são gerados pela construção civil, através de demolições e restos de obras, solos de escavações, entre outros.

As formas mais usuais de disposição dos RSU no solo são apresentadas na Tabela 1.

TABELA 1: Formas usuais de disposição final dos RSU no solo.

Destinação Final dos RSU	Descrição
Lixões ou Vazadouros	São caracterizados pela ausência de controle dos resíduos depositados quanto ao volume, periculosidade, classe, etc. Os resíduos ficam depositados sobre o solo natural, a céu aberto sem nenhum tipo de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública e geralmente não sofrem compactação para redução de volume. Não é feito controle de entrada de pessoas e animais;
Aterro Controlado	A principal diferença desta forma de disposição para os vazadouros está no fato de haver um controle mínimo como cobertura de solo sobre os resíduos dispostos, compactação para redução de volume e restrição de entrada de pessoas e animais. Não estão presentes, porém, sistemas de controle ambiental como impermeabilização do solo e drenagem do chorume e gases produzidos. A ABNT/NBR-8849/85 caracteriza-o pela disposição do lixo em local controlado, onde os resíduos recebem uma cobertura de solo ao final de cada jornada, nestes locais a contaminação de águas subterrâneas é bastante comum.
Aterros Sanitários	São aqueles que possuem elementos apropriados e técnicas de engenharia aplicadas na disposição dos resíduos. São constituídos por células de disposição, compactação do resíduo, cobertura, sistema de drenagem e tratamento do chorume e gases produzidos, impermeabilização de base, instrumentação e monitoramento geotécnico e ambiental, etc. De acordo com a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB), o aterro sanitário é definido como um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente o resíduo domiciliar, que fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, em termos de controle da poluição ambiental e proteção ao meio ambiente. De acordo com a NBR 13.896 (ABNT, 1997), aterro sanitário é a forma de disposição de RSU que obedece a critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permitindo o confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública, estes podem ser classificados quanto ao tipo de resíduo recebido e o método de execução do aterro.

Segundo dados do IBGE (2008), cerca de 50,8%, dos resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil têm seu destino final em vazadouros a céu aberto, 22,5% em aterros controlados e 27,7% em aterros sanitários.

3.2-ALTERNATIVAS DE TRATAMENTOS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Segundo Borgatto (2010) as alternativas de tratamento de RSU têm como objetivos reduzir o volume de resíduos a ser disposto, impedir o descarte destes em ambientes ou locais inadequados bem como promover mudanças em suas propriedades, transformando-os em materiais inertes ou biologicamente estáveis. Dentre as alternativas de tratamentos, destacam -se:

a) Compostagem: Trata-se de um método de produzir composto a partir da decomposição dos resíduos sólidos orgânicos para a utilização principal na agricultura. Essa transformação ocorre através de processos físicos, químicos e biológicos, cujo composto é a denominação dada ao fertilizante orgânico resultante do processo de compostagem.

b) Reciclagem: Consiste na separação do material diverso que está presente nos RSU, como papel, papelão, vidros, metal, plástico, etc. Esses materiais podem ser novamente transformados em produtos comercializáveis no mercado de consumo. Este método pode ser realizado diretamente na fonte geradora (estabelecimentos comerciais, industriais, escolas, residências, etc), cuja finalidade principal é diminuir a quantidade de resíduos que chega aos aterros, bem como preservar os recursos naturais.

c) Incineração: É uma alternativa de tratamento que ocorre através da queima de materiais em alta temperatura (geralmente , acima de 900°C), em mistura com uma quantidade apropriada de ar e durante um tempo pré -determinado. Este processo reduz os compostos orgânicos em constituintes minerais tais como dióxido de carbono, vapor d'água e sólidos inorgânicos, cuja vantagem é reduzir o alto índice de periculosidade de alguns produtos perigosos como os hospitalares, por exemplo e, assim recuperar parte da energia consumida no processo.

Além desses procedimentos, existem as alternativas de tratamento por oxidação biológica que objetivam estimular a atividade dos microrganismos que decompõe a matéria orgânica. Dentre estes se destacam:

a) Tratamento Aeróbio: Na oxidação aeróbia, as bactérias utilizam o oxigênio molecular livre como aceptor final de elétrons. Os microrganismos, mediante processos oxidativos, degradam as substâncias orgânicas, que são assimiladas como "alimento" e fonte de energia.

b) Tratamento Anaeróbio: Na oxidação anaeróbia, componentes químicos, tais como dióxido de carbono (CO_2), nitratos (NO_3^-) e sulfatos (SO_4^{2-}) são utilizados como aceptores finais de elétrons. Há ainda bactérias facultativas, que se desenvolvem tanto na presença como na ausência de oxigênio molecular livre (LEITE et al, 2009). No tratamento biológico anaeróbio, são utilizadas bactérias anaeróbias para decomposição das substâncias orgânicas presentes no efluente.

3.3-RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Os resíduos sólidos orgânicos (RSO) compreendem a parcela dos resíduos que são passíveis de degradação por ação microbiana e sua decomposição resulta em compostos com elevada demanda química de oxigênio (DQO) e gases de efeito estufa (MENEZES 2012).

Segundo ZHU *et al.* (2009), a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é degradada naturalmente com o passar do tempo, quando depositados em aterros sanitários, produzindo vários tipos de gases, inclusive aqueles responsáveis pelo efeito estufa. De acordo com Leite *et. al.* (2003), o percentual de matéria orgânica putrescível presente nos resíduos sólidos urbanos está diretamente relacionado com a estação do ano, o índice de precipitação pluviométrica e o tipo de resíduo que foi gerado.

Estima-se que no Brasil, os resíduos sólidos orgânicos putrescíveis constituem em média 60% (percentual em peso), dos resíduos sólidos urbanos produzidos, esse material orgânico quando lançado no meio ambiente gera lixiviado que é responsável pela contaminação dos corpos aquáticos e do solo, o qual

apresenta uma elevada concentração de DQO e, em muitos casos, dependendo do tipo de resíduo, a presença de metais pesados, além de serem responsáveis pela poluição do ar através da geração de gases tóxicos provenientes da degradação do material orgânico na digestão anaeróbia (SILVA, 2009).

Neste sentido, é de extrema importância tratar essa fração significativa de RSO. As alternativas de tratamentos mais utilizadas para degradar a fração orgânica dos RSU, de acordo com Zhu *et al.*, (2009) são a compostagem e a digestão anaeróbia.

3.4-DIGESTÃO ANAERÓBIA

Atualmente, a digestão anaeróbia é considerada como uma importante alternativa para o tratamento de diferentes tipos de resíduos, com elevadas concentrações de material orgânico, devido aos baixos custos operacionais e oferecer alternativa para substituição de combustíveis fósseis, minimizando a emissão de gases responsáveis pelo efeito estufa (SILVA, 2009).

Para Dantas (2002), a digestão anaeróbia é um processo biológico que pode ser utilizado para tratar resíduos sólidos, que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre e que devido à interação de diversas espécies de microrganismos entre si, de forma simbiótica convertem compostos orgânicos complexos em CH_4 e outros compostos (CO_2 , N_2 , NH_3 , H_2S), traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular.

Durante muito tempo, os sistemas de tratamento aeróbio se apresentaram como alternativa atraente no tratamento de resíduos orgânicos e os subprodutos remanescentes do processo de bioestabilização eram utilizados como agente condicionador do solo, mas com o passar dos anos descobriu-se que este tipo de sistema necessitava de elevadas cargas de energia para aeração, não sendo, portanto, adequado para o tratamento de resíduos com elevado conteúdo de material orgânico (SILVA, 2009).

A digestão anaeróbia de resíduos orgânicos tem sido apresentada como uma tecnologia amplamente utilizada e eficiente no tratamento de destes resíduos, resultando na produção de energia renovável a partir da geração do biogás (CUETOS *et al.*, 2008).

A bioestabilização anaeróbia de compostos orgânicos é, normalmente, dada em dois estágios: no primeiro estágio atuam bactérias anaeróbias e facultativas, denominadas formadoras de ácidos. No segundo estágio atuam bactérias estritamente anaeróbias, as quais convertem os ácidos orgânicos em produtos finais gasosos como metano e gás carbônico.

3.5-FASES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia consiste num processo de conversão da matéria orgânica através de microrganismos anaeróbios e facultativos, onde ocorre a mineralização parcial do carbono e produção de biogás em sua maioria. De acordo com Santos (2010), o biogás produzido no processo de digestão anaeróbia tem uma composição típica de 50 a 70% de metano, 30 a 45% de dióxido de carbono e de 200 a 4000ppm de sulfeto de hidrogênio.

Para que ocorra a conversão dessa matéria orgânica são necessárias quatro fases distintas que são:

3.5.1-Hidrólise

Consiste na primeira fase do processo de digestão anaeróbia, nesta etapa ocorre a conversão do material particulado em compostos dissolvidos de menor peso molecular. A hidrólise consiste na conversão do material orgânico particulado complexo (proteínas, carboidratos e lipídios) em compostos dissolvidos mais simples (amino-ácidos, pequenos sacarídeos, ácidos graxos e álcoois), que podem atravessar as paredes celulares das bactérias. Esta conversão é feita por meio da ação de enzimas hidrolíticas extracelulares (celulases, hemicelulases, etc) excretadas pelas bactérias (BARCELOS, 2009).

3.5.2-Acidogênese

Remete a fase em que os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e após esta etapa

são excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeias curtas (AGV), alcoóis, ácido láctico e compostos minerais.

No processo de acidogênese a maioria das bactérias são anaeróbias obrigatórias, existindo também espécies facultativas, onde metabolizam o material orgânico pela via oxidativa (SILVA, 2009).

3.5.3-Acetogênese

Os ácidos graxos e o etanol formado são transformados pelas bactérias acetogênicas, produtoras de acetato e hidrogênio. É nesta fase que ocorre a conversão dos produtos gerados na acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano. As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados anteriormente na fase acidogênica (SILVA, 2009). De acordo com Chaudhary (2008), na acetogênese, ocorrerá a digestão das moléculas simples geradas na etapa da acidogênese para produzir H_2 , CO_2 e principalmente, acetato, que são os substratos para formação de CH_4 na etapa seguinte, chamada de metanogênese, etapa em que é gerado CH_4 e CO_2 .

3.5.4-Metanogênese

É a fase onde ocorre a produção de metano através das bactérias acetotróficas, a partir da redução de ácido acético, ou pelas bactérias hidrogenotróficas (SCHIMITT, 2006) conforme as seguintes Equações de reações:

Metanogênese Acetotrófica:



Metanogênese Hidrogenotrófica:



Os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica (ácidos orgânicos e hidrogênio) são consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios, denominados *arqueas* metanogênicas, que dão origem ao metano (CH_4) e ao dióxido de carbono (CO_2), uma vez que as bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da degradação do resíduo, a sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos, normalmente, representa fator limitante no processo de digestão como um todo (BARCELOS, 2009).

Das bactérias metanogênicas, as acetoclásticas são as que mais contribuem para a produção de metano com 60 a 70%, das bactérias acetoclásticas destacam-se as *Methanosarcina* sp e as *Methanothrix* sp (SANTOS, 2010).

É importante destacar a fase chamada de Sulfetogênese, onde de acordo com Chernicharo (2007), dependendo da composição química do substrato, pode-se ainda existir uma quinta etapa no processo de decomposição anaeróbio, onde o sulfato, sulfito e compostos sulfurados, são reduzidos a sulfeto pela ação de bactérias sulforredutoras. Ainda segundo o autor, “estas bactérias são consideradas um grupo muito versátil de microrganismos, capazes de utilizar uma ampla gama de substratos”.

Na Figura 2 são apresentadas às seqüências metabólicas e os grupos microbianos envolvidos no processo da digestão anaeróbia.

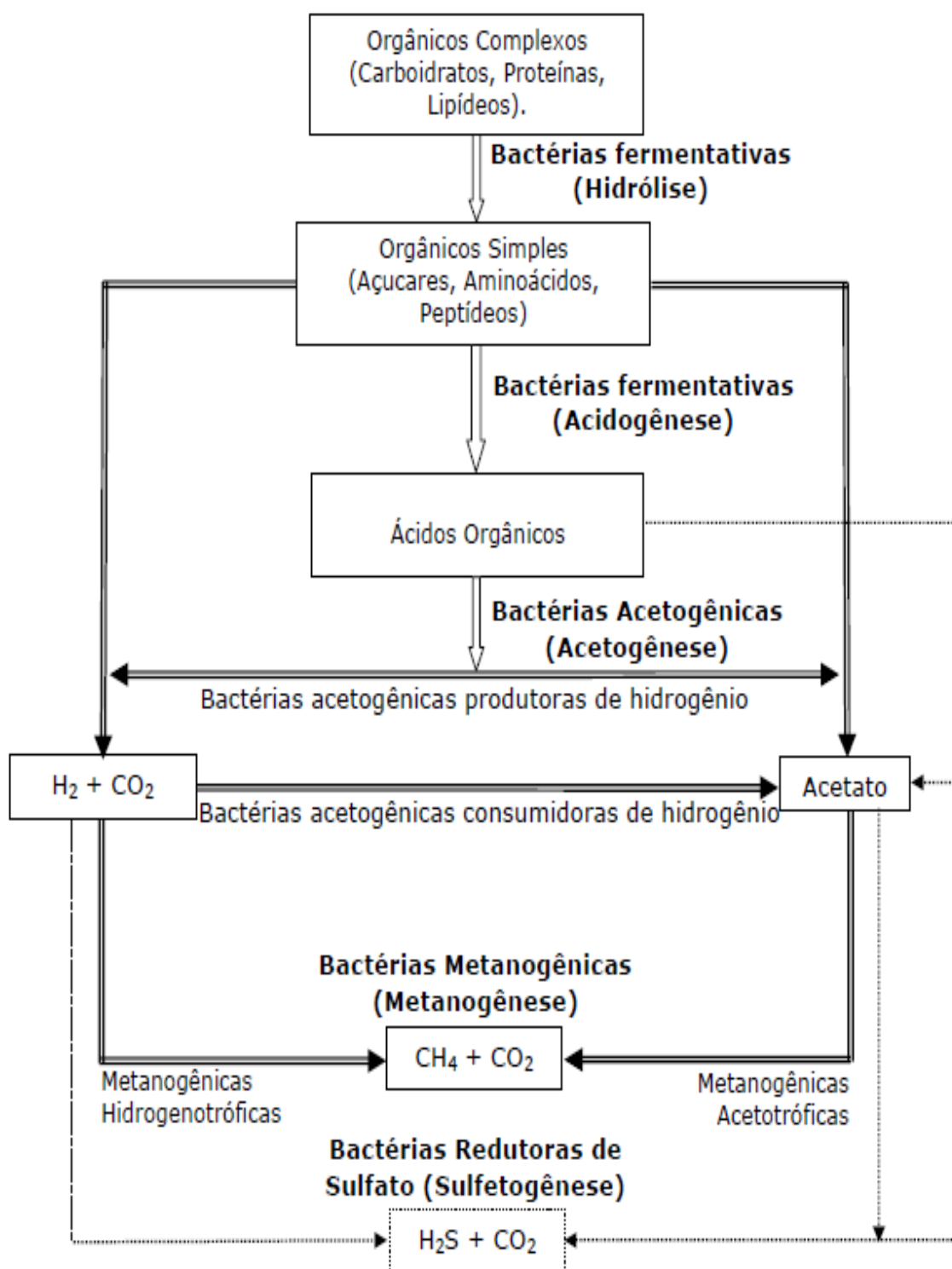


FIGURA 2: Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de GUIMARÃES e NOUR (2001).

3.6-MICROBIOLOGIA DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS

A decomposição essencialmente anaeróbia envolve uma complexa interação de atividade física, química e biológica, onde o meio e os microrganismos são os elementos fundamentais que governam o processo. O meio anaeróbio tem características especiais, que o tornam apropriado ao crescimento e desenvolvimento das espécies bacterianas, capazes de transformar a matéria orgânica, ou seja, a cadeia de carbonos em gases e em substâncias mais bioresistentes (LIMA, 2004).

As fases e as várias etapas do processo de digestão anaeróbia são mediadas por microrganismos e enzimas sintetizadas pelos mesmos. Segundo Picanço *et. al.* (2004), o processo de digestão anaeróbia se baseia no rendimento da atividade microbiana, principalmente, dos microrganismos anaeróbios metanogênicos que, através de seu metabolismo, transformam a matéria orgânica em produtos combustíveis como gás metano e hidrogênio e em um composto utilizável como condicionador do solo.

Este processo mediado pela ação microbiana, por meio da atividade conjunta de vários grupos de células anaeróbias, em diferentes níveis tróficos, cada um executando uma determinada classe de reações a partir de polímeros biológicos como celulose, hemicelulose e proteínas, cuja eficiência vai depender da atividade dos microrganismos presentes (CASSINI *et al.*, 2003) .

Segundo De Aquino e Chernicharo (2005), o tratamento anaeróbio envolve processos metabólicos complexos e que dependem da atividade de no mínimo três grupos de microrganismos distintos:

- a)** Bactérias fermentativas (ou acidogênicas),
- b)** Bactérias sintróficas (ou acetogênicas) e
- c)** Bactérias metanogênicas.

Em sistemas de tratamento anaeróbio, as principais vias de remoção de hidrogênio ocorrem a partir da metanogênese hidrogenotrófica e da sulfotogênese; mediadas por bactérias metanogênicas hidrogenotróficas e aquelas redutoras de sulfato, respectivamente (SILVA, 2009).

É importante ressaltar que no tratamento de resíduos orgânicos, a presença do sulfato provoca uma série de alterações em reatores biológicos, haja vista ser estabelecida competição pelo mesmo substrato por parte de bactérias sulforredutoras (bactérias redutoras de sulfato) e bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas dando origem a dois produtos finais: metano e sulfeto (BARCELOS, 2009).

3.7-CINÉTICA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A cinética bioquímica de um determinado processo consiste em estudar as velocidades de crescimento dos microrganismos acompanhados da utilização de substrato e da formação de produtos (SILVA, 2009). O crescimento microbiano pode ser considerado como um conjunto de reações bioquímicas em cadeia, que levam à síntese dos constituintes da biomassa microbiana obtida no final da operação (LEVEAU e BOUIX, 1985 *apud* LOPES, 2000).

METCALF e EDDY (2003) descrevem para um sistema fechado a curva do perfil do crescimento padrão de bactérias em quatro fases de acordo com a Figura 3



FIGURA 3: Curva típica do perfil de crescimento bacteriano ao longo do tempo em um sistema fechado

Fonte: METCALF e EDDY (2003).

Fase Lag : Representa o tempo requerido para os microrganismos se adaptarem ao novo ambiente e iniciar a divisão; nesta fase ocorre aumento da massa celular;

Fase de Crescimento Logarítmico: Ocorre à duplicação, tanto do número de indivíduos, quanto da massa celular. Durante este período , as células se dividem a uma taxa determinada pela sua geração e sua habilidade em processar o substrato;

Fase Estacionária: Fase em que o número de indivíduos permanece constante, havendo duas razões para que isso ocorra: consumo total do substrato, ou o crescimento de novas células está equilibrado com a morte de células velhas;

Fase endógena ou de decaimento: Durante esta fase, as células morrem a uma taxa que excede à de produção de novas células, ou seja, o número de microrganismos passa a diminuir em consequência da morte bacteriana. Em alguns casos, a fase de decaimento é inversa à fase log de crescimento.

A fase de maior interesse e importância no perfil do crescimento microbiano é a fase do crescimento logarítmico. Pelo fato da taxa de degradação da matéria orgânica em processos de tratamento biológico de resíduos orgânicos ser função do número de microrganismos presentes. A fase de menor interesse para este tipo de tratamento é a fase de adaptação ou “lag”, devido à taxa de crescimento ser nula (LOPES, 2000, SILVA, 2009).

De acordo com Ramos (2008), existem modelos que representam o crescimento microbiano, sendo o mais utilizado para descrever a taxa de crescimento microbiano, o modelo de Monod, e seus resultados podem ser resumidos em três equações básicas:

1-A taxa de crescimento dos microrganismos é proporcional á taxa de utilização do substrato:

Velocidade bruta de crescimento dos microrganismos (Equação 4):

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_c = Y_{X/S} \left(\frac{dS}{dt}\right)_u \quad (4)$$

Sendo:

X: concentração de microrganismos

S: concentração de substrato

t: tempo

$Y_{X/S}$: é o fator de crescimento de bactérias por unidade de massa de substrato.

Índice “c”: crescimento das bactérias

Índice “u”: utilização do material orgânico.

2-A taxa de crescimento dos microrganismos é proporcional à concentração dos mesmos e depende da concentração do substrato:

Velocidade de Crescimento dos Microrganismos (Equação 5):

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_c = X \cdot \mu = \mu_m \cdot \frac{S \cdot X}{K_s + S} \quad (5)$$

Sendo:

μ : velocidade específica de crescimento celular.

μ_m : velocidade específica máxima de crescimento celular

K_s : constante de saturação do substrato para $\mu = 0,5 \cdot \mu_m$

3-Paralelo ao crescimento de microrganismos há decaimento devido à morte de células vivas. A taxa de decaimento pode ser formulada como um processo de primeira ordem (Equação 6).

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_d = -X \cdot K_d \quad (6)$$

Sendo:

K_d : constante da velocidade de decaimento, sendo o índice “d” representativo do decaimento da massa bacteriana.

Pode-se observar na Equação 5 que para as concentrações elevadas do substrato, a razão de Monod, $S/(S+K_s)$ se aproxima de unidade, portanto, a taxa de crescimento se torna independente da concentração do substrato, logo o processo é

de ordem zero. Se a concentração do substrato for muito baixa ($S < K$), então a razão de Monod se aproxima de S/K e a taxa de crescimento torna-se proporcional a concentração do substrato, o que caracteriza um processo de primeira ordem.

O modelo de Monod descreve uma cinética de saturação, onde estão em excesso todas as substâncias presentes no meio, com exceção do substrato limitante (MENEZES, 2012). Para Silva (2009) a Equação de Monod representa tanto as reações de primeira ordem como de ordem zero. No caso da degradação de substratos orgânicos a equação para a reação cinética é de primeira ordem.

A Equação 7 obedece a cinética de primeira ordem que é considerada a que melhor representa o efeito para a remoção do substrato com presença de material particulado:

$$S = S_0 \cdot e^{(-k_d \cdot t)} \quad (7)$$

Sendo:

S: Concentração do parâmetro monitorado para o tempo t ;

S_0 : Concentração inicial do parâmetro monitorado;

K: Constante de decaimento (dia^{-1});

t : tempo em dias.

3.8-FATORES QUE INFLUENCIAM NOS PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

Muitos são os fatores que influenciam nos processos de tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos, sendo a temperatura, concentração de sólidos totais, pH, alcalinidade, teor de umidade e nutrientes, exemplos desses fatores.

3.8.1-Temperatura

Na digestão anaeróbia a temperatura é um efeito muito importante a ser observado, uma vez que esta pode alterar a atividade metabólica dos microrganismos decompositores, bem como acelerar a velocidade de decomposição dos resíduos em países de clima tropical o que favorece a bioestabilização da matéria orgânica (LOPES *et. al.*, 2004).

A digestão anaeróbia pode proceder em condições psicrófilas ($<20^{\circ}\text{C}$), mesófilas ($20-40^{\circ}\text{C}$) e termófilas ($45-60^{\circ}\text{C}$), sendo o principal problema da operação em baixas temperaturas o decréscimo na atividade do consórcio microbiano (RAPOSO *et. al.*, 2011).

Para Metcalf e Eddy (2003) manter uma temperatura estável, na digestão anaeróbia é importante devido às bactérias, especialmente as formadoras de metano, ser sensíveis às mudanças de temperatura.

3.8.2-Concentração de Sólidos Totais

Com relação a concentração de sólidos o tratamento anaeróbio possui duas alternativas de acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), o tratamento com baixa concentração de sólidos que é caracterizado pelo teor de sólidos variando entre 4 e 8% e o tratamento com alta concentração de sólidos onde o teor de sólidos situa-se em torno de 22%.

A concentração de sólidos refere-se ao resíduo total presente no substrato, quer seja de origem orgânica ou inorgânica, e é um indicador da massa total a ser tratada. Como no processo anaeróbio a bioconversão só irá acontecer na fração teoricamente orgânica do substrato, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis, maior deverá ser a taxa de bioconversão do resíduo (LEITE e POVINELLI, 1999).

3.8.3-pH e Alcalinidade

De acordo com Parawira (2004), o processo de degradação anaeróbia é altamente dependente do pH, porque cada um dos grupos microbianos envolvidos nas reações tem uma gama de pH específico para o crescimento ótimo, para as bactérias produtoras de metano, o pH ótimo é em torno de 6,8 a 7,2.

Para Lopes (2000), quando o pH apresenta valores baixos, há possibilidade da concentração de ácidos graxos voláteis estar alta, o que inibirá metanogênese, já quando os valores se encontram acima de 8,0, é possível indicar a formação de NH_3 .

Os microrganismos metanogênicos são mais produtivos em estreita faixa de pH (7,0 a 7,2). Valores abaixo de 6,6 ou acima de 7,6 podem inibir a atividade microbiana, sendo neste caso necessário controlar o nível de amoníaco e dos ácidos orgânicos (LIMA, 2004).

Segundo Manahan (2000), alcalinidade é a capacidade da água de aceitar íons H^+ . É um parâmetro importante, pois serve como tampão, evitando variações elevadas do pH. Geralmente os íons bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos são responsáveis pela alcalinidade na água.

3.8.4-Umididade

O teor de umidade, segundo Lima (2004), representa a quantidade de água contida na massa do resíduo, é um fator importante, visto que exerce influência na escolha do sistema de tratamento e aquisição de equipamentos de coleta.

De acordo com Picanço (2004), o crescimento dos microrganismos é influenciado pela mudança nos teores de umidade, pois esta é responsável pelo transporte de enzimas, bem como pela solubilização dos principais nutrientes

O teor de umidade nos RSU depende diretamente das condições climáticas, variando sensivelmente de um lugar para outro. Com relação a fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos esta apresenta teor de umidade em torno de 80%.(LOPES *et al*, 2002).

3.8.5-Nutrientes

Os nutrientes são fatores que desempenham grande importância nos processos de bioestabilização anaeróbia, uma vez que os microrganismos que participam do processo dependem de um meio aquoso para atingir seu pleno crescimento, assim como o bom desempenho dos processos biológicos requer a disponibilidade de nutrientes essenciais para o desenvolvimento microbiano, em proporções adequadas (VERSANI, 2005).

A fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos contém quantidades adequadas de nutrientes, tanto orgânicos, quanto inorgânicos necessários para realizar a bioconversão dos resíduos. Tratando-se de alguns resíduos comerciais, já foi identificada deficiência de nutrientes. Neste caso, é

recomendada a adição de nutrientes em quantidades suficientes que atendam as exigências nutricionais dos microrganismos e subsequente bioestabilização dos resíduos (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

No processo anaeróbio não ocorre o desenvolvimento de muita biomassa, necessitando, portanto, de uma pequena quantidade de nutrientes, tendo como relação desejada para a formação do CH_4 , uma razão de nutrientes de carbono (C), nitrogênio (N); fósforo (P); enxofre (S) de 500:20:5:3 e/ou uma razão de matéria orgânica de DQO:N:P:S de 800:5:1:0,5.(DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

3.9-GRANULOMETRIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A granulometria estuda a determinação das dimensões de partículas sólidas, ou seja, descreve o tamanho das partículas desses compostos. Sua determinação é feita a partir da quantificação de matéria que consegue ultrapassar as aberturas de malhas de peneiras. O tamanho da partícula é definido através de peneiras com diâmetros diferenciados e, que são padronizadas internacionalmente (CAPUTO, 1995).

A composição dos resíduos sólidos urbanos é extremamente heterogênea, podendo variar muito em tamanhos de partículas e em reatividade com o meio (LIMA, 2004). A análise da distribuição do tamanho das partículas é comumente realizada utilizando-se a análise granulométrica clássica da mecânica dos solos, através do processo de peneiramento.

A granulometria do substrato tem importância na oxigenação da massa em tratamentos como a compostagem, por exemplo. Sendo demasiadamente finas, < 2 mm, o arejamento é mais fácil, enquanto que acima de 16 mm dificulta o arejamento natural. Portanto, quanto menor forem as partículas dos resíduos, maior será a área de ataque pelos microrganismos (RUSSO, 2003).

Deste modo, a granulometria influi em diversos parâmetros da compostagem como oxigenação, a umidade e a temperatura. O uso de sistemas mecânicos para reduzir os resíduos a partículas menores exerce grande influência no processo de compostagem, por aumentar a superfície disponível para o ataque microbiológico, reduzindo o tempo de fermentação, além de tornar o composto mais homogêneo (LIMA, 2004).

A granulometria ou tamanho da partícula é uma propriedade física dos RSU considerada interveniente nos sistemas anaeróbios, uma vez que pode limitar principalmente, a fase de hidrólise e reduzir a eficiência do sistema de tratamento (LEVINE, 1991). Assim, o conhecimento da distribuição de tamanho das partículas e o estudo das transformações nelas ocorridas durante o tratamento possibilitam o delineamento dos mecanismos de remoção de matéria orgânica e, em consequência, o aperfeiçoamento das alternativas tecnológicas de tratamento biológico

Para Teixeira et.al. (2009) se a matéria orgânica a ser hidrolisada apresenta-se em partículas menores, estas serão teoricamente mais facilmente hidrolisadas, favorecendo as etapas seguintes do processo de digestão anaeróbia.

3.9.1-Influência da Granulometria de Substratos Orgânicos na Bioestabilização Anaeróbia.

No processo de digestão anaeróbia a granulometria dos resíduos sólidos orgânicos é um parâmetro físico importante, visto que pode influenciar na biostabilização do substrato utilizado para alimentar o biodigestor.

De acordo com Menardo *et al.*, (2012), o pré-tratamento mecânico aplicado à redução do tamanho da partícula dos subprodutos agrícolas usados como substrato na biodigestão anaeróbia, aumentou a produção de metano em mais de 80%, assim como o pré-tratamento térmico que aumentou em mais de 60%. O mesmo foi observado por González-Fernández *et al.* (2008), usando resíduos de suínos, o potencial de produção de biogás, cuja a massa é difícil de digerir, aumentou a sua biodegradabilidade com a redução da granulometria do substrato através do pré-tratamento, que promoveu uma melhor ação dos microrganismos anaeróbios.

Em um sistema de degradação anaeróbia de resíduos celulósicos, a redução granulométrica do substrato resultou numa maior taxa de hidrólise e acidogênese e, um tempo de biodegradação reduzido, haja vista a hidrólise ser considerada o processo chave da digestão anaeróbia para a conversão biológica desses resíduos (ZHEN-HU HU *et al.*, 2005). Muitas tentativas têm sido feitas para determinar a natureza das características do substrato que afetam a hidrólise nos sistemas anaeróbios, dentre elas a granulometria e a área de superfície de contato, que são

propriedades importantes na determinação das taxas iniciais de hidrólise (ERIKSSON *et al.*, 2002).

Para Sanders *et al.*, (2000), a redução granulométrica de resíduos orgânicos é benéfica para a hidrólise, conseqüentemente, favorece as etapas seqüenciais da digestão anaeróbia, fato que pode ser parcialmente atribuído ao aumento da área de superfície de contato disponível do substrato, onde os microrganismos se aderem, aumentando assim a degradação do material orgânico. A taxa de hidrólise pode ser afetada pela granulometria do substrato, portanto a redução do tamanho da partícula também pode contribuir com a diminuição do tempo de retenção de sólidos do biodigestor (MSHANDETE *et al.*, 2006).

O processo de degradação anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) depende da distribuição granulométrica da matéria prima utilizada como substrato, de acordo com Esposito *et al.*, (2011), através da co-digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos com lodo de esgoto, apresenta uma solução valiosa para a eliminação de matéria orgânica e com o aumento da produção de metano, através de modelos matemáticos e redução da granulometria do substrato.

Os mesmos observaram que aumentando a granulometria a FORSU houve aumento da fração de DQO, ou seja, uma degradação inferior, devido à diminuição da área de superfície de contato usada pelos microrganismos anaeróbios para biestabilizar o substrato, conseqüentemente, implica numa menor taxa de produção de metano. Na realidade um tamanho de partícula maior desses resíduos para alimentar o biodigestor afeta a eficiência do processo global de co-digestão, devido à menor velocidade de desintegração, o que implica numa transformação apenas parcial dos hidratos de carbono, proteínas e lipídeos destas partículas, portanto, uma menor disponibilidade de substrato para os processos biológicos subseqüentes.

Segundo Mshandete *et al.*, (2006). o potencial da produção de biogás a partir da degradação dos resíduos de fibras de sisal pode ser significativamente aumentada através da redução granulométrica do substrato correspondente pelo processo de digestão anaeróbia. A degradação total das fibras aumentou de 31% para 70% com as mesmas em tamanho reduzido, quando comparado as fibras não tratadas, assim houve aumento na produção de metano em 23%, constatando que sua produção foi inversamente proporcional ao tamanho da partícula.

A digestão anaeróbia é processo bioquímico complexo, que é capaz de converter todos os tipos de matéria orgânica biodegradável sob condições anaeróbias em biogás rico em energia, constituindo, principalmente, de metano e dióxido de carbono, que é conseguido graças ao resultado da degradação bioquímica e da conversão de polímeros para estes compostos. Portanto, trata-se de um processo que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, em que consórcios de populações microbianas crescem harmoniosamente e formam os produtos finais (MSHANDETE *et. al.*, 2006).

De acordo com as observações feitas por Izuma *et. al* (2010) a diminuição granulométrica do substrato resultou na degradação de aproximadamente 30% de DQO_{total} e melhorou a produção de metano em cerca de 28%. Entretanto, os autores mencionam que a diminuição excessiva do tamanho da partícula do substrato pode resultar em acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV), causando elevada carga orgânica. Portanto, os efeitos da redução da granulometria da matéria prima nos processos de digestão anaeróbia devem ser avaliados, a fim de evitar a sobrecarga orgânica.

A redução da granulometria do substrato e do conseqüente alargamento da área superficial disponível pode facilitar o processo biológico, favorecendo a biodegradabilidade da matéria orgânica por via anaeróbia, pois a granulometria da matéria prima não deve ser demasiadamente grande, caso contrário, teria como resultado o entupimento do digestor e, também, seria difícil para os microrganismos degradar o substrato (YADVIRA *et. al.*, 2004).

A influência da composição do substrato relacionado com diferentes granulometrias de resíduos agrícolas pelo tratamento anaeróbio tem sido relatada, principalmente com pré-tratamento, a fim de quebrar a estrutura da lignocelulose, facilitando com isso a etapa de hidrólise. Neste sentido, o substrato que apresenta menor granulometria terá área superficial relativamente grande, onde os microrganismos podem atacar as fibras e quebrar as suas estruturas (ANGELIDAKI e AHRING, 2000).

4-MATERIAL E MÉTODOS

4.1-LOCAL DA INSTALAÇÃO E MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), localizada no bairro do Tambor na Cidade de Campina Grande, Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil (com coordenadas geográficas de 7° 13'11" S, 35° 52' 31" O e altitude de aproximadamente 550m).

4.2-RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS

Os resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação dos substratos para alimentar os reatores eram constituídos de restos de frutas e verduras e foram coletados na Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas (EMPASA), localizada na cidade de Campina Grande -PB.

Os resíduos coletados foram armazenados em sacos plásticos e transportados para a EXTRABES, onde foram submetidos à caracterização física e posteriormente a alimentação dos reatores (Figura 4).



FIGURA 4: Resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação dos substratos.

4.3-LODO ANAERÓBIO DE ESGOTO SANITÁRIO

Foi utilizado na preparação dos substratos Lodo Anaeróbio de Esgoto Sanitário (Figura 5), proveniente de reator UASB, instalado e monitorado na EXTRABES, cujas características físico-químicas estão apresentadas na Tabela 2.

Na Tabela 2 são apresentados os dados advindos da caracterização físico-química do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado na preparação dos substratos para alimentar os reatores.

TABELA 2: Características físico-químicas do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado na preparação dos substratos.

Parâmetros	Lodo Anaeróbio de Esgoto
Sanitário	
Umidade (%)	95,45
ST (g/L)	62,30
STV (g/L)	28,23
STF (g/L)	34,07
COT (g/L)	15,68
NTK (g/L)	0,67
N-NH ₄ ⁺ (g/L)	0,12
DQO (g/L)	49,23
pH	8,05
AT (g/L)	6,92
AGV (g/L)	2,97
Ptotal (g/L)	0,5142
C/N	23,40
C/P	30,49



FIGURA 5: Lodo anaeróbio de esgoto sanitário.

4.4-ESGOTO SANITÁRIO

Para ajustar o teor de umidade requerido para a obtenção das concentrações de sólidos totais desejadas para este estudo, foi utilizado esgoto sanitário proveniente do Interceptor Leste do sistema de esgotamento sanitário de cidade de Campina Grande-PB, localizado nas proximidades da EXTRABES.

4.5-SUBSTRATOS

Após os procedimentos de coleta e caracterização física os resíduos sólidos vegetais foram submetidos ao processo de trituração, sendo utilizado para isso um triturador de resíduos orgânicos da marca Trapp -TR 2000. Posteriormente, estes foram misturados com lodo anaeróbio de esgoto sanitário .

O substrato foi preparado a partir da mistura de 48 kg de RSV e 12 kg de lodo anaeróbio, obtendo-se proporção de 80 % de RSV para 20 % de lodo em base úmida.

Etapas para obtenção da Granulometria dos Substratos Utilizados para Alimentação dos Reatores.

As granulometrias dos substratos foram determinadas pelo tamanho da abertura de malha das peneiras as quais a mistura foi passada conforme a Figura 6.

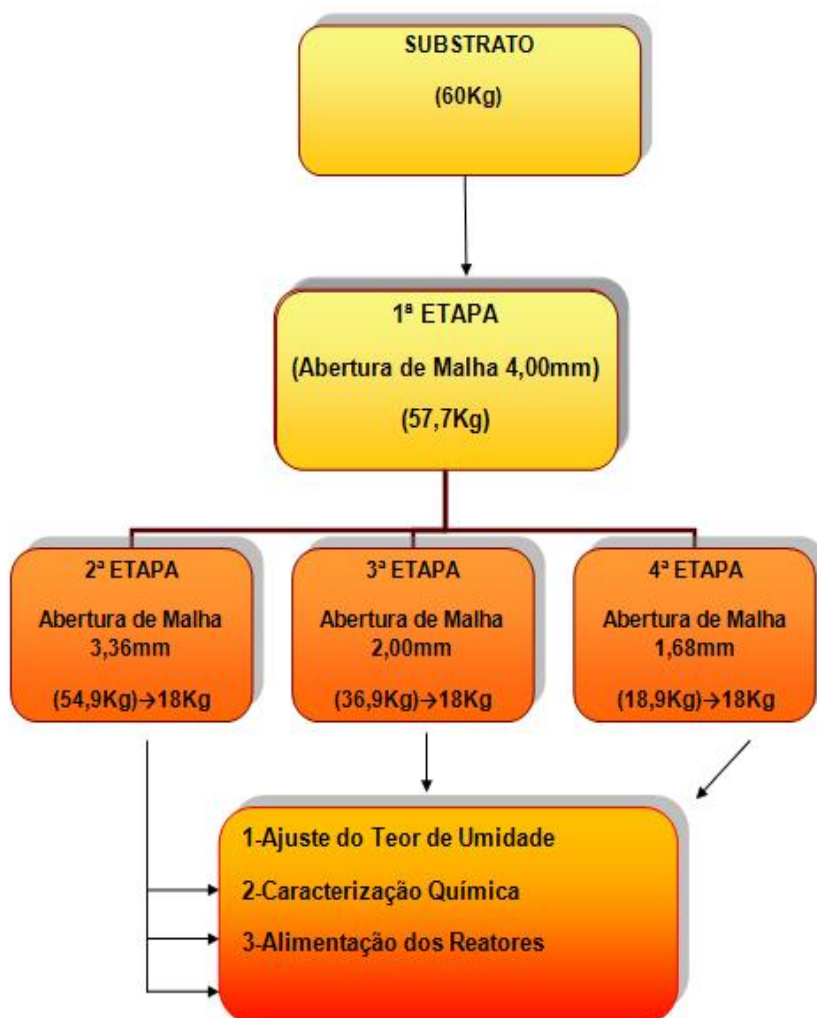


FIGURA 6: Fluxograma referente à preparação dos três diferentes tipos de substratos utilizados para alimentar os reatores

Antes de passar pela abertura de malha correspondente a granulometria desejada para este estudo (3,36, 2,00 e 1,68mm), cerca de, 18 Kg de cada substrato remanescente foi separado para ajuste do teor de umidade, caracterização físico-química e alimentação dos reatores.

4.5.1-Ajuste do Teor de Umidade

Após a definição das granulometrias dos substratos, os mesmos foram submetidos ao ajuste do teor de umidade, objetivando atingir as concentrações de sólidos totais desejadas. Para obter as concentrações desejadas os substratos foram diluídos com esgoto sanitário, cujo volume necessário para o ajuste foi estimado aplicando-se as Equações 8,9 e 10

$$M_{R(BS)} = M_{R(BU)} \times C_{ST} \quad (8)$$

$$M_{R(UC)} = M_{R(BS)} / C_{ST(D)} \quad (9)$$

$$M_{ESGOTO} = M_{R(UC)} - M_{R(BU)} \quad (10)$$

Sendo:

$M_{R(BS)}$: Massa do resíduo em base seca (kg);

$M_{R(BU)}$: Massa do resíduo em base úmida (kg);

$M_{R(UC)}$: Massa do resíduo com umidade corrigida (kg);

M_{ESGOTO} : Massa de Esgoto Necessária (Kg);

C_{ST} : Concentração de sólidos totais (%);

$C_{ST(D)}$: Concentração de sólidos totais desejadas (%).

É importante ressaltar que o ajuste do teor de umidade que foi feito com o objetivo de obter as concentrações de sólidos totais desejadas para este estudo que eram de 30, 40 e 50 gST/L foi feito apenas para os substratos com as granulometrias 1,68 e 2,00mm, haja vista que o substrato com granulometria 3,36mm apresentou a concentração de sólidos totais esperada (50,50 g ST/L).

Na Figura 7 apresentam-se os substratos obtidos para alimentação dos reatores.

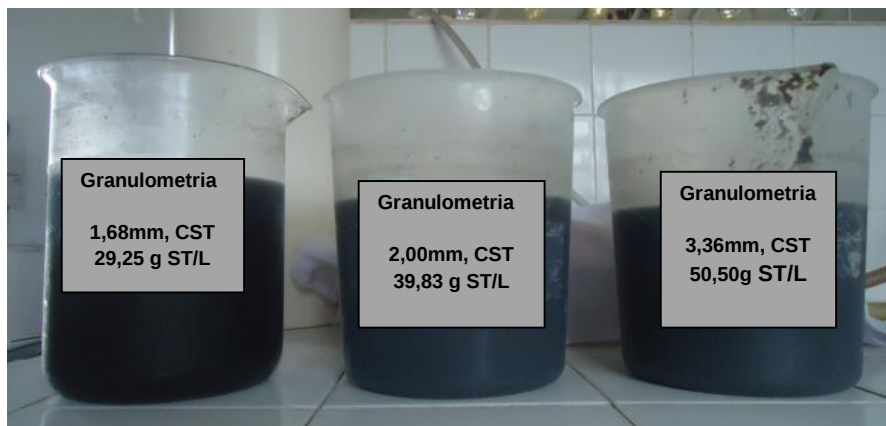


FIGURA 7: Substratos utilizados para alimentação dos reatores

4.6-MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O monitoramento do sistema experimental teve início no dia 08 de Abril de 2012, finalizando-se no dia 24 de Outubro de 2012, compreendendo um período de 200 dias de monitoramento. Os parâmetros analisados, frequências, métodos e as referências das análises são apresentados na Tabela 3.

TABELA 3: Parâmetros, frequências, métodos e referências para as análises dos substratos e do biogás produzido.

Parâmetros		Frequências	Métodos	Referências
S U B S T R A T O S	ST, STV e STF (g/L)	Entrada/Saída	Gravimétrico	APHA (2005)
	COT (g/L)	Entrada/Saída	Gravimétrico	GOLUEKE (1977)
	DQO _{Total} (gO ₂ /L)	Entrada/Saída	Titulométrico Refluxação Fechada	APHA (2005)
	NTK (g/L)	Entrada/Saída	Titulométrico	APHA (2005)
	N-NH ₄ ⁺ (g/L)	Entrada/Saída	Titulométrico	APHA (2005)
	NO ₂ ⁻ (g/L)	Entrada/Saída	Espectrofotômetro	APHA (2005)
	NO ₃ ⁻ (g/L)	Entrada/Saída	Espectrofotômetro	APHA (2005)
	pH	Entrada/Saída	Potenciométrico	APHA (2005)
P _{Total} (g/L)		Entrada/Saída	Espectrofotométrico	APHA (2005)
Biogás Produzido		Diariamente	Monométrico	

4.7-METODOLOGIA ANALÍTICA

As determinações analíticas dos parâmetros químicos foram realizadas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), com exceção da determinação do teor de Carbono Orgânico Total (COT), que foi utilizado o método proposto por GOLUEKE (1977), e os parâmetros de Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis, que seguiram o método proposto por DILALLO e ALBERTSON (1961).

4.8-DETERMINAÇÃO DO VOLUME DE BIOGÁS PRODUZIDO

O biogás produzido em cada reator foi medido diariamente com o auxílio de um manômetro de tubo “U”(Figura 8).

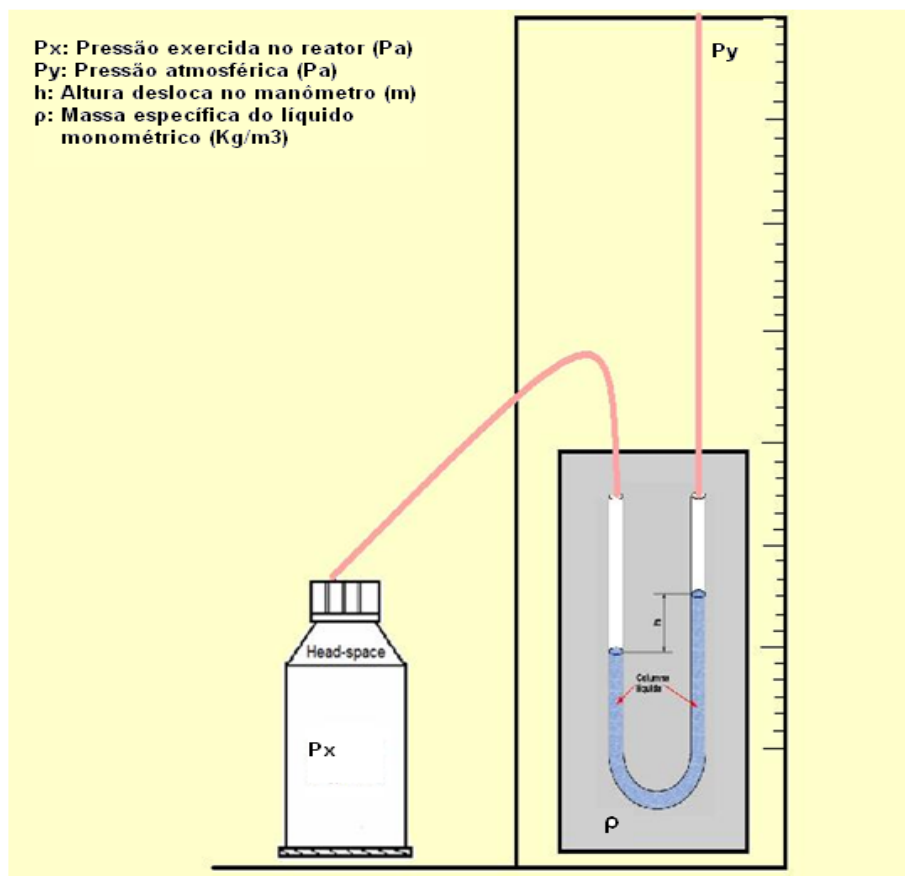


FIGURA 8: Representação esquemática do sistema experimental

O líquido monométrico utilizado no manômetro foi o álcool etílico hidratado 46° INPM, com massa específica de $914,8070 \text{ kg/m}^3$. Através do deslocamento do líquido monométrico causado pela pressão do biogás existente no reator foi obtido o valor da altura, com o valor deste parâmetro foi possível determinar a pressão exercida em cada reator utilizando a Equação 11, conhecendo este valor foi possível a obtenção do número de mols presente no biogás através da Equação 12. Com o auxílio da Equação 13 o volume de biogás produzido foi obtido nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP).

$$P_x = P_y + \rho \times g \times h \quad (11)$$

Sendo:

P_x: Pressão exercida no reator (Pa)

P_y: Pressão atmosférica (Pa)

ρ: Massa específica do líquido manométrico (kg/m³)

g: Aceleração de gravidade (m/s²)

h: Altura deslocada no manômetro (m)

$$n_{biogás} = \frac{P_x \times V}{R \times T} \quad (12)$$

Sendo:

P_x: Pressão exercida no reator (Pa)

V: Volume disponível no headspace do reator (m³)

n_{biogás}: Número de moles do biogás (mol)

R: Constante dos gases (Pa.m³/mol.K)

T: Temperatura do reator (K)

$$V_{biogás} = \frac{n_{biogás} \times R \times T}{p} \quad (13)$$

Sendo:

V_{biogás}: Volume de biogás gerado (m³)

n_{biogás}: Número de moles do biogás (mol)

R: Constante dos gases (Pa.m³/mol.K)

T: Temperatura na CNTP (K)

P: Pressão na CNTP (Pa)

4.9- TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Para determinar o número de tratamentos a serem estudados foi feito um planejamento experimental tipo fatorial 3², utilizando o software estatístico Minitab

16. Foram estudados dois fatores: a granulometria do substrato e a concentração de sólidos totais, com três níveis cada, com isso nove tratamentos foram analisados (Tabela 4), como foram realizados em triplicata, totalizou-se vinte e sete reatores anaeróbios em batelada.

TABELA 4: Tratamentos submetidos aos reatores anaeróbios em batelada.

Tratamentos	Granulometria (mm)	Concentração de Sólidos Totais(g/L)
G1ST1	1,68	29,25
G2ST1	2,00	29,25
G3ST1	3,36	29,25
G1ST2	1,68	39,83
G2ST2	2,00	39,83
G3ST2	3,36	39,83
G1ST3	1,68	50,50
G2ST3	2,00	50,50
G3ST3	1,68	50,50

LEGENDA: G1 (1,68mm), G2 (2,00mm), G3 (3,36mm); ST1 (29,25 gST/L), ST2 (39,83 gST/L), ST3 (50,50 gST/L).

Os RAB utilizados neste estudo consistiam de garrafas de vidro (borosilicato da marca Laborglas®) com capacidade volumétrica unitária de 2,00L (Figura 9). Da capacidade volumétrica total de cada reator, cerca de, 25% foi destinada para o *head-space*.



FIGURA 9: Reatores anaeróbios em batelada.

Foram realizadas análises de variância (ANOVA) para as taxas de produção de biogás, objetivando identificar a ocorrência de diferença significativa entre o biogás produzido para cada granulometria do substrato, bem como para a concentração de sólidos totais.

Foi aplicado aos resultados a ANOVA, fator único para o intervalo de confiança de 95%. Ao aplicar a análise de variância essa fornece os fatores de distribuição F e $F_{\text{crítico}}$, caso haja diferença significativa entre os resultados o valor de $F > F_{\text{Crítico}}$.

Objetivando-se verificar em que grupo houve ou não diferença significativa dos resultados realizou-se a análise de comparação das médias dos indicadores, por meio do teste de Tukey.

5-RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os dados referentes à caracterização química dos diferentes tipos de resíduos sólidos vegetais e dos três tipos de substratos utilizados na alimentação dos reatores. Posteriormente, foram discutidos os dados referentes a produção de biogás em cada reator de modo a expressar a influência da granulometria e da concentração de sólidos totais no processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos vegetais coletados na EMPASA de Campina Grande-PB. Por fim apresentam-se os dados dos substratos parcialmente bioestabilizados descarregados dos reatores.

Na Figura 10 são apresentados os dados da temperatura ambiente, quantificados ao longo do período de monitoramento nas dependências físicas do laboratório em que foi instalado o sistema experimental.

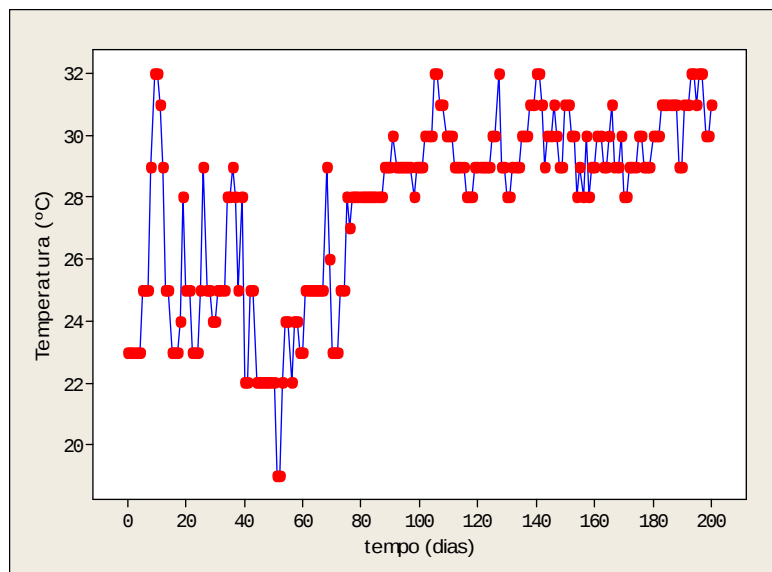


FIGURA 10: Dados da temperatura ambiente quantificados no local de monitoramento do sistema experimental

Analisando o comportamento da Figura 10 em função do tempo pode-se constatar que a temperatura ambiente variou de 19 a 32°C, obtendo-se uma média de 27°C. Esta variação de temperatura deve-se as condições climáticas da região a qual o Município de Campina Grande está inserido.

O monitoramento do sistema experimental teve início no período considerado o mais chuvoso, o qual concentra-se entre os meses de abril (início do monitoramento) a junho. É importante ressaltar que o período de monitoramento passou por diferentes estações do ano, iniciando no Outono (período considerado mais chuvoso), passando pelo Inverno onde há reduções pluviométricas, finalizando-se na Primavera que é considerado o período de estiagem, onde a temperatura do ar começa a entrar em gradativa elevação.

Para a temperatura de 19°C a taxa de produção de biogás foi em média aproximada de 9,4mL e para a temperatura de 32°C foi em média aproximada de 11,5mL, constatando-se que, neste estudo a temperatura mesófila (20 a 40 °C) favoreceu a produção de biogás. Estudos realizados por Menezes (2012) no mesmo local do monitoramento do sistema experimental mostraram que a temperatura ambiente em média 21,5°C e concentração de sólidos totais de 32,6gST/L apresentou melhores resultados, indicando maiores remoções de material carbonáceo, nutrientes e produção de biogás.

5.1-RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS

Na Tabela 5 são apresentados os diferentes tipos de resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação dos substratos aplicados na alimentação dos reatores, e os dados quantitativos dos pesos e percentuais relativos.

TABELA 5: Tipos de resíduos sólidos vegetais e dados quantitativos de peso e percentual.

Resíduos	Peso (Kg)	Percentual (%)
Acelga	2,80	4,46
Berinjela	2,10	3,35
Chuchu	26,00	41,47
Couve-flor	4,20	6,69
Pepino	2,80	4,46
Pimentão	7,30	11,64
Repolho	2,30	3,67
Tomate	15,20	24,25
TOTAL	62,7	100

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 5, constatou-se que dentre os resíduos sólidos vegetais descartados na EMPASA os encontrados em maiores quantidades no período de coleta foram: Chuchu, Tomate e Pimentão e os encontrados em menores quantidades foram: Berinjela e Repolho .

Concluída a caracterização física dos resíduos sólidos vegetais foi realizada a caracterização química, conforme os dados apresentados na Tabela 6 .

TABELA 6: Resultados advindos da caracterização físico-química dos resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação dos substratos.

RESÍDUO SÓLIDO VEGETAL	UMIDADE(%)	ST(g/L)	STV(g/L)	STF(g/L)	COT(g/L)	NTK(g/L)	N-NH ₄ ⁺ (g/L)	DQO(g/L)	pH	AT(g/L)	AGV(g/L)	C/N
Acelga	97,88	22,25	12,18	10,07	7,60	1,30	0,54	7,50	7,7	3,50	2,22	5,80
Berinjela	94,88	51,60	44,7	6,90	24,8	1,82	0,42	15,8	7,5	4,40	2,18	13,60
Chuchu	96,30	39,77	35,40	4,37	19,68	0,82	0,30	22,00	5,5	1,80	2,64	24,00
Couve-flor	94,18	65,32	50,18	15,14	28,4	1,26	0,70	11,50	7,8	4,20	1,49	22,53
Pepino	97,55	24,13	16,05	8,08	9,01	1,13	0,28	23,5 0	5,3	3,20	3,28	7,97
Pimentão	95,87	41,20	32,70	8,50	18,10	1,68	0,57	29,16	5,4	3,50	4,78	10,80
Repolho	96,38	36,50	26,90	9,60	14,90	2,38	1,40	14,50	7,5	6,00	3,49	6,30
Tomate	97,25	27,90	17,20	10,70	9,60	1,26	0,84	24,00	5,5	4,20	5,45	7,60

Na Tabela 6 são apresentados os dados da caracterização físico-química dos oito diferentes tipos de resíduos sólidos vegetais e pode-se constatar que dentre os resíduos caracterizados os que apresentam as maiores concentrações de DQO foram o Pimentão e o Tomate, enquanto que a Acelga e o Couve-flor apresentaram os menores valores nas concentrações de DQO.

Em relação as concentrações de sólidos totais, os resíduos que apresentaram os maiores valores foram a Couve-flor e a Berinjela os menores valores obtidos foram para a Acelga e o Pepino. Constatando-se que todos os resíduos sólidos vegetais caracterizados apresentaram concentrações STV superiores a 50% da concentração de sólidos totais.

Os resíduos sólidos vegetais que apresentaram maiores valores de pH foram: Couve-flor (7,8) e Acelga (7,7) e os menores valores de pH foram para o Pepino (5,3) e Pimentão (5,4). Após a mistura dos resíduos vegetais advindo do processo de trituração, verificou-se que o pH foi de 5,8 o que implica em certa dificuldade a aplicação do processo de bioestabilização anaeróbia para estes tipos de resíduos, necessitando portanto, a correção do valor deste pH.

Para corrigir o pH da mistura no caso específico deste estudo adicionou-se 20% em peso de lodo anaeróbio de esgoto sanitário a massa de resíduos sólidos vegetais, constatando-se que o pH da mistura aumentou para 6,2 favorecendo assim as condições do processo de bioestabilização anaeróbia.

Quanto as concentrações de NTK, os maiores valores obtidos foram para o Repolho e a Berinjela, enquanto que os menores valores encontrados foram para o Pepino e o Chuchu.

5.2-RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS SUBSTRATOS

Na Tabela 7 são apresentados os dados referentes à caracterização físico-química dos substratos utilizados para alimentar os reatores.

TABELA 7: Caracterização físico-química dos substratos utilizados para alimentar os reatores.

Substratos Parâmetros	Substrato 1	Substrato 2	Substrato 3
	Granulometria 1,68mm 29,25 g ST/L	Granulometria 2,00mm 39,83 g ST/L	Granulometria 3,36mm 50,50 g ST/L
Umidade (%)	97,06	96,02	94,96
ST (g/L)	29,25	39,83	50,50
STV (g/L)	18,75	24,78	30,94
STF (g/L)	10,50	15,05	19,56
COT (g/L)	9,87	13,24	18,19
NTK (g/L)	0,46	0,58	0,79
N-NH ₄ ⁺ (g/L)	0,29	0,37	0,42
DQO (g/L)	28,54	34,62	45,60
pH	6,2	6,2	6,2
AT (g/L)	8,29	8,84	9,20
AGV (g/L)	7,35	7,76	8,25
NO ₂ ⁻ (mg/L)	7,95	8,35	9,80
NO ₃ ⁻ (mg/L)	19,02	21,86	22,16
Massa Esp.(g/L)	997,7	1002,3	1004,5
P _{total} (g/L)	0,1577	0,1737	0,2216
C/N	21,45	22,82	23,02
C/P	62,58	76,22	82,08

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 7 constata-se que foram preparados substratos com concentrações de sólidos totais de 29,25 gST/L, 39,83 gST/L e 50,50 gST/L, com valores de DQO_{Total} de 28,54, 34,83 e 45,60 g/L respectivamente. Tais valores de concentrações de sólidos totais foram obtidas após os substratos serem submetidos ao ajuste de teor de umidade com esgoto sanitário, exceto para a concentração de 50,50 gST/L. É importante ressaltar que a massa de resíduos gerada a partir da mistura dos resíduos sólidos vegetais e do lodo anaeróbio de esgoto sanitário apresentaram concentrações de sólidos totais superiores as almejadas para este estudo, tornando -se portanto, necessário sua diluição para obtenção das concentrações desejadas.

Com relação as concentrações de sólidos totais volatéis os três diferentes tipos de substratos utilizados para alimentar os reatores apresentaram concentrações superiores a 60% das concentrações de sólidos totais que foram de 18,75 gSTV/L (1,68mm e 29,25 gST/L), 24,78 gSTV/L (2,00mm e 39,83 gST/L) e 30,94 gSTV/L (3,36mm e 50,50 gST/L).

Quanto as concentrações de NTK os valores obtidos foram 0,46 g/L, 0,58 g/L e 0,79 g/L, deste quantitativo 0,29, 0,37 e 0,42 g/L correspondiam a presença de nitrogênio amoniacal para os respectivos substratos.

Os resultados apresentados na Tabela 7 referentes a relação C/N foram 21,45, 22,82 e 23,02 e para a relação de C/P os valores obtidos foram 62,58, 76,22 e 82,08 respectivamente. De acordo com Yadvika et al. (2004), o valor teoricamente recomendado para relação C/N de substratos aplicados a reatores anaeróbios deve variar de 20 a 30 unidades, neste estudo observou -se que os valores obtidos para os três substratos utilizados para alimenta r os reatores estão dentro da faixa de normalidade preconizada pela literatura.

A adição de lodo anaeróbio de esgoto sanitário no caso específico deste estudo objetivou não apenas o acréscimo do pH, mas também elevar a relação C/N, a fim de favorecer o processo de bioestabilização anaeróbia, haja vista que o bom desempenho dos processos biológicos requer á disponibilidade de nutrientes essenciais para o desenvolvimento microbiano, em propo rções adequadas (VERSANI, 2005).

5.3-FRAÇÃO GASOSA: MONITORAMENTO DO BIOGÁS

5.3.1-Efeito da Granulometria na Produção de Biogás

Na Figura 11 apresenta-se o comportamento da variação temporal da taxa de produção de biogás (volume do biogás produzido/massa de DQO aplicada) para o substrato com concentração de sólidos totais de 29,25 g ST/L e granulometrias de 1,68, 2,00 e 3,36mm.

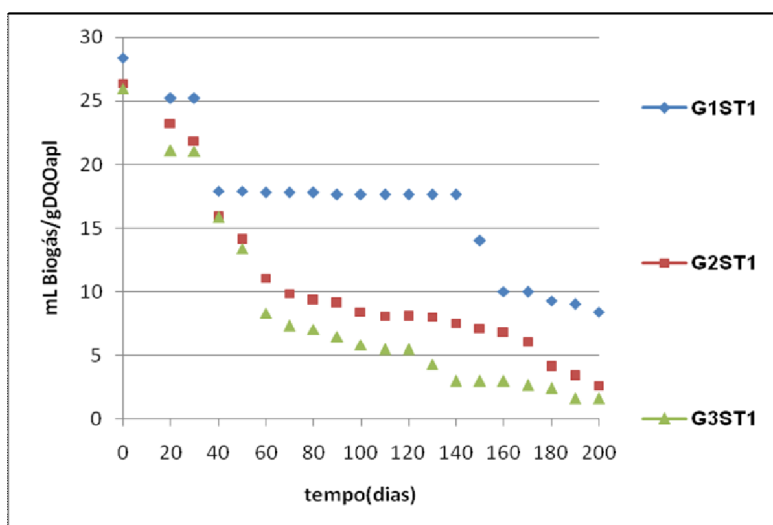


FIGURA 11: Influência da granulometria do substrato com concentração de sólidos totais de 29,25 g ST/L em relação à taxa de produção de biogás

Analisando-se as tendências das curvas apresentadas na Figura 11, observa-se que nos primeiros 30 dias de monitoramento do sistema experimental, a taxa de produção de biogás para a condição de tratamento G1ST1 apresentou comportamento constante com taxa média aproximada de 25 mL de biogás/gDQO_{apl}, partir deste período tal comportamento obteve tendência de decréscimo.

Entre 40 e 140 dias o tratamento em questão apresentou taxa de produção de biogás constante com taxa média aproximada de 17 mL de biogás/g DQO_{apl}, a partir deste ponto pode-se constatar que houve decréscimo na taxa de produção de biogás até o final do período de monitoramento do sistema experimental.

Quanto as condições de tratamentos G2ST1 e G3ST1, observa-se diminuição na taxa de produção de biogás ao longo dos 200 dias de monitoramento.

Analisando-se as tendências das curvas apresentadas na Figura 11, observa-se que para o substrato com concentração de sólidos totais de 29,25gST/L a granulometria que resultou em maior taxa de produção de biogás foi a de 1,68mm, obtendo taxa média aproximada de 16,8mL de biogás/g DQO_{apl}, enquanto que para as outras granulometrias as taxas médias aproximadas foram 11,5mL para 2,0mm e 8,3mL para 3,36mm para o período de 200 dias.

Portanto, para este estudo pode-se afirmar que a taxa de produção de biogás foi inversamente proporcional à granulometria do substrato, haja vista, que as pequenas partículas proporcionaram uma grande área de superfície disponível para os microrganismos, resultando em um aumento da atividade microbiana, conseqüentemente houve maior produção de biogás

Na Figura 12 são apresentados os comportamentos da variação temporal da taxa de produção de biogás (volume do biogás produzido/massa de DQO aplicada) para o substrato com concentração de sólidos totais de 39,83 g ST/L e granulometrias 1,68, 2,00 e 3,36mm.

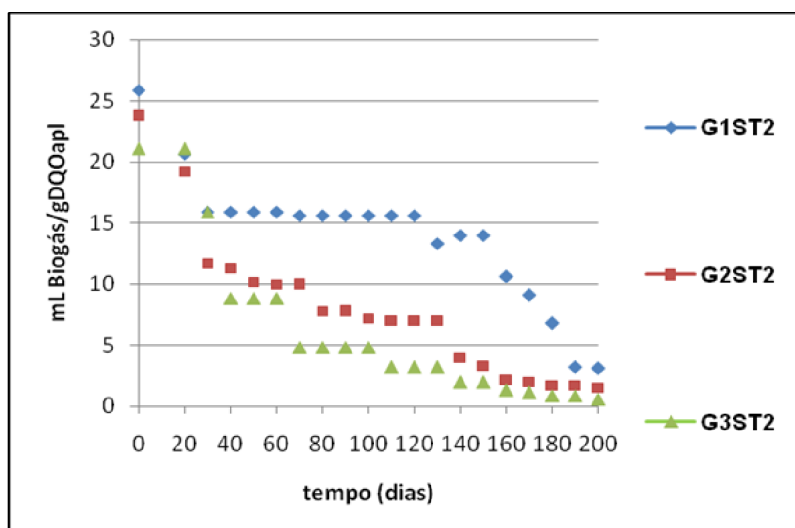


FIGURA 12: Influência da granulometria do substrato com concentração de sólidos totais de 39,83 g ST/L em relação à taxa de produção de biogás

Analisando-se os dados apresentados na Figura 12, observa-se que nos primeiros 20 dias de monitoramento para a condição de tratamento G1ST2 a taxa de produção de biogás foi em média aproximada de 21mL de biogás/gDQO_{apl} porém, a partir de 30 dias a produção de biogás não sofreu alteração significativa até 120 dias, obtendo-se taxa média aproximada de 15mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir de 160 dias pode-se afirmar que ocorreu decréscimo na taxa de produção de biogás até o final do período de 200 dias de monitoramento.

Em relação a condição de tratamento G2ST2 pode-se observar que, nos primeiros 40 dias de monitoramento ocorreu diminuição significativa na taxa de produção de biogás apresentando taxa média aproximada de 16mL de biogás/gDQO_{apl}. Entre 50 e 70 dias constatou-se que a produção permaneceu constante, onde houve um pequeno decréscimo até 75 dias.

Analisando-se a Figura 12 pode-se observar que entre 80 e 130 dias a taxa de produção de biogás tornou-se novamente constante, com taxa média aproximada de 7,2mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir de 140 dias até o término do período de 200 dias de monitoramento, verificou-se decréscimo na taxa de produção de biogás.

Para a condição de tratamento G3ST2 observou-se um comportamento similar ao tratamento G2ST2, com dois intervalos constantes na taxa de produção de biogás, o primeiro entre 40 e 60 dias com taxa média aproximada de 8,8mL de biogás/gDQO_{apl} e o segundo intervalo observado foi entre 70 e 100 dias com taxa média aproximada de 4,8mL de biogás/gDQO_{apl}. Após 110 dias pode-se constatar que a produção de biogás reduziu até o final do período de monitoramento.

Assim, pode-se afirmar que a granulometria exerce forte influência na produção de biogás para o tratamento com concentração de sólidos totais de 39,83gST/L. Portanto, a granulometria de 1,68mm resultou em maior taxa de produção de biogás com valor médio aproximado de 13mL de biogás/gDQO_{apl}, entretanto a taxa de produção de biogás para o mesmo período de monitoramento de 200 dias, as taxas médias aproximadas para os respectivos tratamentos G2ST2 e G3ST2 foram de 8,5 e 6,3mL de biogás/gDQO_{apl}.

A Figura 13 apresenta-se o comportamento da variação temporal da taxa de produção de biogás (volume do biogás produzido/massa de DQO aplicada) para o substrato 50,50 g ST/L e granulometrias 1,68, 2,00 e 3,36mm.

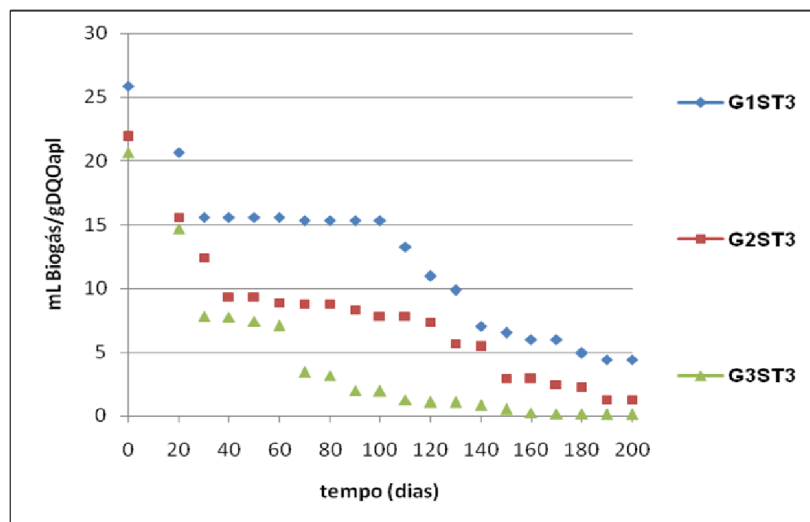


FIGURA 13: Influência da granulometria do substrato com concentração de sólidos totais de 50,50 g ST/L L em relação a taxa de produção de biogás

Analisando-se a Figura 13 para a condição de tratamento G1ST3 observa-se que, nos primeiros 20 dias de monitoramento a taxa de produção de biogás foi decrescente apresentando taxa média aproximada de 20mL de biogás/gDQO_{apl}. Verifica-se que entre 30 e 100 dias a produção permaneceu inalterada com taxa média aproximada de 15mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir de 110 dias até o final do período de monitoramento, constatou-se decréscimo na taxa de produção de biogás.

Em relação ao tratamento G2ST3 nos primeiros 40 dias observou-se que a produção de biogás foi descendente, com taxa média aproximada de 15 mL de biogás/gDQO_{apl}. Entre 50 e 120 dias a taxa de produção foi praticamente constante, com valor médio aproximado de 8,3mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir de 130 dias até o término do período de monitoramento, observou-se decréscimo na taxa de produção de biogás.

Quanto ao tratamento G3ST3 verificou-se que nos primeiros 30 dias de monitoramento a taxa de produção de biogás diminuiu significativamente, passando de um valor médio aproximado de 20,6 para 7,8mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir deste ponto até 60 dias pode-se considerar uma taxa de produção constante, porém de 70 dias até o final do período de monitoramento a taxa foi decrescente.

Ao analisar a Figura 13 observa-se que para a concentração de sólidos totais de 50,50gST/L a maior taxa de produção de biogás foi para a granulometria 1,68mm com taxa média aproximada de 11,4mL de biogás/gDQO_{apl}, enquanto que para a granulometria de 2,00mm a taxa média aproximada foi de 7,5mL e 4,0mL de biogás/gDQO_{apl} para a granulometria 3,36mm. Portanto, pode-se afirmar que quanto maior a concentração de sólidos totais e maior a granulometria do substrato, menor a produção de biogás.

Para verificar a existência de diferença significativa entre os valores do efeito das granulometrias dos substratos na taxa de produção de biogás foram realizadas as análises estatísticas, ANOVA para as diferentes condições de tratamentos estudados: Substrato 1 (G1ST1, G2ST1 e G3ST1), Substrato 2 (G1ST2, G2ST2 e G3ST2) e substrato 3 (G1ST3, G2ST3 e G3ST3).

Os resultados das análises de variância (ANOVA) estão apresentados nas Tabelas 8, 9 e 10 para os dados referentes as granulometrias dos substratos em questão.

TABELA 8: Resumo da ANOVA, fator único aplicada ao substrato 1 (G1ST1, G2ST1 e G3ST1).

Fonte da Variação	SQ	GL	MQ	F	Valor -p	F crítico
Entre grupos	7464,615	2	3732,307	98,029	0,000	3,05
Dentro dos grupos	21930,32	576	38,07348			
Total	29394,94	578				

TABELA 9: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 2 (G1ST2, G2ST2 e G3ST2).

Fonte da Variação	SQ	GL	MQ	F	Valor -p	F crítico
Entre grupos	6237,974	2	3118,987	98,718	0,000	3,01
Dentro dos grupos	18199,44	576	31,59625			
Total	24437,41	578				

TABELA 10: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 3 (G1ST3, G2ST3 e G3ST3).

Fonte da Variação	SQ	GL	MQ	F	Valor -p	F crítico
Entre grupos	6578,698	2	3289,349	125,268	0,000	3,13
Dentro dos grupos	15124,86	576	26,25844			
Total	21703,56	578				

Analisando-se o comportamento apresentado nas Tabelas 8,9 e 10 pode-se constatar que os resultados demonstraram a existência de diferença significativa, uma vez que os valores de F que foram de 98,03, 98,71 e 125,26 foram superiores aos valores de $F_{\text{crítico}}$ que foram 3,05, 3,01 e 3,13, respectivamente.

Devido as análises estatísticas apresentarem diferenças significativas foram realizados seus respectivos testes de Tukey. Os resultados dos testes estão apresentados nas Tabelas 11, 12 e 13 para os dados referentes as granulometrias em questão.

TABELA 11: Teste de Tukey aplicado aos dados das granulometrias dos substratos 1,68, 2,00 e 3,36mm e concentração de sólidos totais de 29,25gST/L.

Condição	N	Média	Grupo
G1ST1	193	16,830	A
G2ST1	193	10,678	B
G3ST1	193	8,311	C

TABELA 12: Teste de Tukey aplicado aos dados das granulometrias dos substratos 1,68, 2,00 e 3,36mm e concentração de sólidos totais de 39,83gST/L.

Condição	N	Média	Grupo
G1ST2	193	13,967	A
G2ST2	193	7,881	B
G3ST2	193	6,374	C

TABELA 13: Teste de Tukey aplicado aos dados das granulometrias dos substratos 1,68, 2,00 e 3,36mm e concentração de sólidos totais de 50,50gST/L.

Condição	N	Média	Grupo
G1ST3	193	12,255	A
G2ST3	193	7,570	B
G3ST3	193	4,025	C

Com base nos resultados obtidos, após submeter os dados das granulometrias ao teste de Tukey, pode-se observar a existência de três grupos distintos: A,B e C nos três tratamentos estudados, constatando -se que existe diferença significativa nos resultados analisados para o intervalo de confiança de 95%. Portanto, é discernido que a granulometria do substrato tem efeito significativo na taxa de produção de biogás, pois no caso específico deste trabalho, quanto menor a granulometria do substrato maior foi a taxa de produção de biogás.

5.3.2 Efeito da Concentração de Sólidos Totais na Produção de Biogás.

Na Figura 14 apresenta-se o comportamento da variação temporal da taxa de produção de biogás (volume do biogás produzido/massa de DQO aplicada) para o substrato com granulometria 1,68mm e concentrações de sólidos totais de 29,25; 39,83 e 50,50g ST/L.

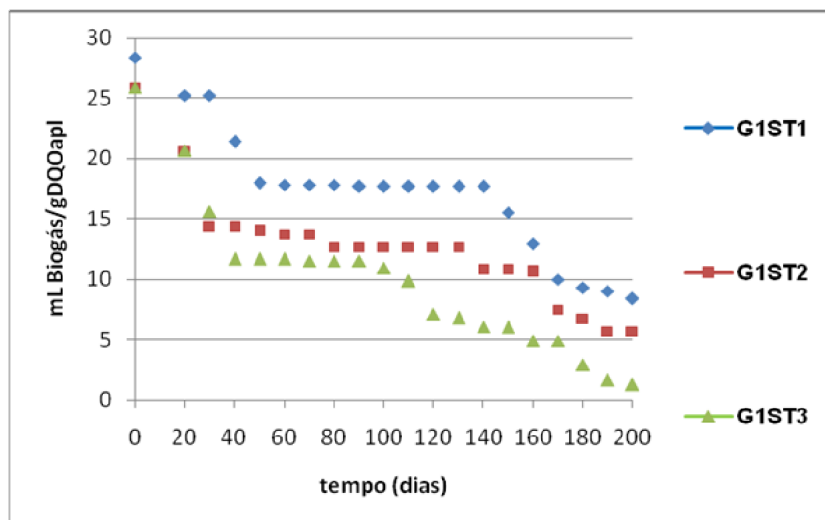


FIGURA 14: Influência da concentração de sólidos totais presente nos substratos com granulometria 1,68mm em relação à taxa de produção de biogás

Analisando-se as tendências das curvas apresentadas na Figura 14 para a condição de tratamento G1ST1, observa-se que nos primeiros 30 dias de monitoramento a taxa de produção de biogás apresentou valor médio aproximado de 25,5mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir de 40 dias ocorreu um pequeno decréscimo, porém, entre 50 e 140 dias não foram observadas alterações significativas na taxa de produção, apresentando valor médio aproximado de 17,7mL de biogás/gDQO_{apl}. Constatase que entre 150 dias até o término do período de monitoramento a taxa de produção foi decrescente.

Em relação ao tratamento G1ST2 a taxa de produção de biogás apresentou valor médio aproximado de 20,8mL de biogás/gDQO_{apl}, a partir deste ponto até 130 dias pode-se verificar que a taxa de produção foi praticamente constante, com valor médio aproximado de 13,2mL de biogás/gDQO_{apl}. Após este ponto ocorreu decréscimo, tornando-se novamente constante entre 140 e 160 dias, constatando-se que entre este ponto até o final do período de monitoramento a taxa de produção de biogás foi decrescente.

Quanto a condição de tratamento G1ST3 a taxa de produção nos primeiros 30 dias apresentou valor médio aproximado de 15,5mL de biogás/gDQO_{apl}. Pode-se observar que a taxa de produção permaneceu constante entre 40 e 100 dias de monitoramento, com taxa média aproximada de 11mL de biogás/gDQO_{apl}. A

partir de 120 dias ocorreu diminuição na taxa de produção, conservando-se assim até o final do período de monitoramento.

Conforme apresentado na Figura 14, pode-se afirmar que a concentração de sólidos totais exerce influência na taxa de produção de biogás, haja vista que o substrato que apresentou a maior taxa de produção de biogás para o período de monitoramento do sistema experimental foi o de concentração de sólidos totais de 29,25gST/L e granulometria de 1,68mm com taxa média aproximada de 17,2mL de biogás/gDQO_{apl}, enquanto que os substratos com concentrações de sólidos totais de 39,83 e 50,50gST/L foram de 11,2 e 8,7mL de biogás/gDQO_{apl} respectivamente.

Portanto, a concentração de sólidos totais de 29,25gST/L foi a que proporcionou maior taxa de produção de biogás, visto que, neste substrato a presença de materiais particulados encontra-se em menor concentração, favorecendo a assimilação dos compostos orgânicos pelos microrganismos anaeróbios. Sendo assim, quanto menor a concentração de sólidos totais, maior a produção de biogás.

Na Figura 15 apresenta-se o comportamento da variação temporal da taxa de produção de biogás (volume do biogás produzido/massa de DQO aplicada) para os substratos com concentração de sólidos totais de 29,25; 39,83 e 50,50g ST/L para a granulometria de 2,00mm.

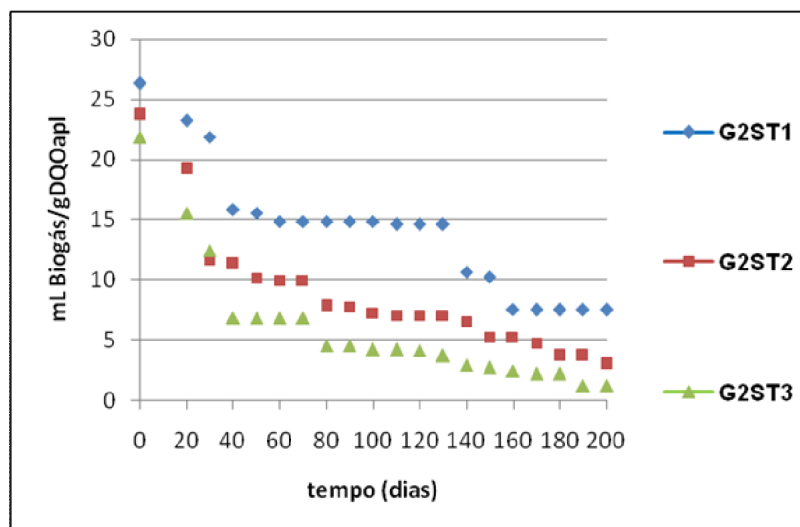


FIGURA 15: Influência da concentração de sólidos totais presente nos substratos com granulometria 2,00mm em relação à taxa de produção de biogás

Analisando-se as tendências das curvas apresentadas na Figura 15 para a condição de tratamento G2ST1 nos primeiros 30 dias de monitoramento a taxa de produção de biogás apresentou valor médio aproximado de 23,5mL de biogás/gDQO_{apl}. Entre 40 e 130 dias verifica-se que a taxa de produção não sofreu alterações significativas, obtendo-se taxa média aproximada de 14,8mL de biogás/gDQO_{apl}. Após este ponto ocorreu diminuição na produção, tornando-se praticamente constante a partir de 160 dias, permanecendo assim até o término do período de monitoramento.

Quanto ao tratamento G2ST2 verifica-se que, a taxa de produção apresentou valor médio aproximado de 19mL de biogás/gDQO_{apl} nos primeiros 30 dias de monitoramento. Dentre 30 e 70 dias observou-se que a taxa de produção foi contínua, com valor médio aproximado de 10,3mL de biogás/gDQO_{apl}. Em seguida a taxa de produção decresceu após 70 dias, porém entre 80 e 140 dias a produção tornou-se novamente invariável apresentando taxa média aproximada de 7mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir de 150 dias até o final do período do monitoramento verificou-se declínio na taxa de produção de biogás.

Em relação ao tratamento G2ST3, observa-se que nos primeiros 20 dias a taxa de produção obteve valor médio aproximado de 15mL de biogás/gDQO_{apl}. Com início em 30 dias a taxa de produção decresceu até 40 dias, entre este ponto até 70 dias foi praticamente constante apresentando taxa média aproximada de 6,8mL de biogás/gDQO_{apl}. Iniciando-se em 90 dias até o término do período de monitoramento, constata-se que a taxa de produção permaneceu aproximadamente inalterada.

Verificando-se o comportamento temporal da taxa de produção de biogás apresentado na Figura 15 pode-se afirmar que a menor concentração de sólidos totais (29,25gST/L) apresentou a maior taxa de produção de biogás com valor médio aproximado de 14mL de biogás/gDQO_{apl}, enquanto que os substratos com concentração de sólidos totais de 39,83 e 50,50gST/L as taxas médias foram de 8,7 e 5,4mL de biogás/gDQO_{apl} para o período de 200 dias de monitoramento respectivamente.

Na Figura 16 apresenta-se o comportamento da variação temporal da taxa de produção de biogás (volume do biogás produzido/massa de DQO aplicada)

para os substratos com concentração de sólidos totais de 29,25; 39,83 e 50,50g ST/L para a granulometria 3,36mm.

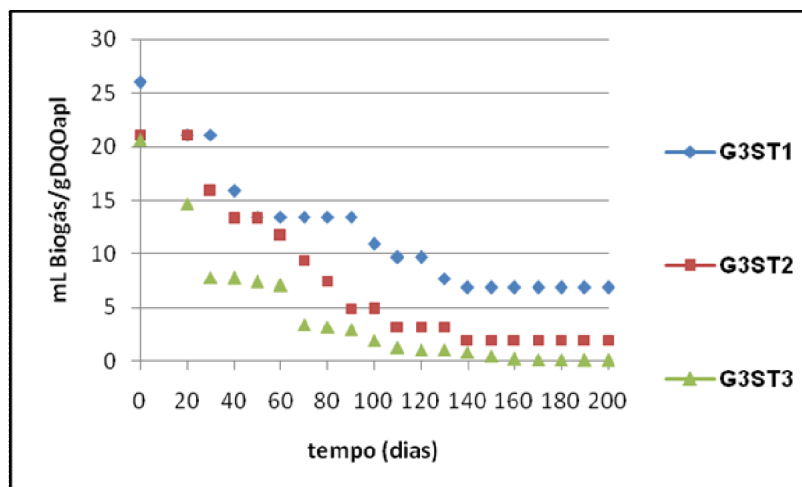


FIGURA 16: Influência da Concentração de Sólidos Totais presente nos substratos com granulometria 3,36mm em relação à taxa de produção de biogás.

Analisando-se as tendências das curvas apresentadas na Figura 16, observa-se que para a condição de tratamento G3ST1 o valor médio aproximado foi de 23mL de biogás/gDQO_{apl} para os primeiros 30 dias de monitoramento, a partir deste ponto verifica-se declínio na taxa de produção até 40 dias.

Entre 50 e 90 dias pode-se considerar que a taxa permaneceu praticamente inalterada com valor médio aproximado de 13,4mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir de 100 dias até o término do período de monitoramento, observou-se decréscimo na taxa de produção de biogás.

Quanto a condição de tratamento G3ST2 nos primeiros 20 de monitoramento apresentou taxa média aproximada de 21mL de biogás/gDQO_{apl}, taxa que decresceu a partir de 40 dias de monitoramento. Pode-se observar que o comportamento descendente permaneceu até o final do período de monitoramento do sistema experimental.

Em relação ao tratamento G3ST3 a taxa de produção inicial foi de 20,6mL de biogás/gDQO_{apl}. Dentre 20 e 30 dias esta taxa decresceu acentuadamente, tornando-se aproximadamente contínua entre 40 e 60 dias de monitoramento com valor médio aproximado de 11mL de biogás/gDQO_{apl}. A partir de 70 dias verificou-se

se ocorreu declínio na taxa de produção, permanecendo assim até o final do período de monitoramento.

Verificando-se as tendências das curvas apresentadas na Figura 16, pode-se constatar que para o período de monitoramento do sistema experimental, a maior taxa de produção de biogás obtida foi para o substrato com menor concentração de sólidos totais com valor médio aproximado de 11,2mL de biogás/gDQO_{apl}, enquanto que os demais substratos (39,83 e 50,50gST/L) apresentaram taxas médias aproximadas de 7,3 e 4mL de biogás/gDQO_{apl}, respectivamente.

Para analisar e verificar a existência de diferença significativa entre os valores do efeito das concentrações de sólidos totais na taxa de produção de biogás foram realizadas as análises estatísticas ANOVA para os diferentes tratamentos estudados: substrato 1 (G1ST1, G1ST2 e G1ST3); Substrato 2 (G2ST1, G2ST2 e G2ST3) e Substrato 3 (G3ST1, G3ST2 e G3ST3).

Os resultados das análises estatísticas (ANOVA) para os três diferentes tipos de tratamentos estudados estão apresentados nas Tabelas 14, 15 e 16.

TABELA 14: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 1 (G1ST1, G1ST2 e G1ST3).

Fonte da Variação	SQ	GL	MQ	F	Valor -p	F crítico
Entre grupos	5314,217	2	2657,108	103,565	0,000	3,03
Dentro dos grupos	14778,02	576	25,65628			
Total	20092,24	578				

TABELA 15: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 2 (G2ST1, G2ST2 e G2ST3).

Fonte da Variação	SQ	GL	MQ	F	Valor -p	F crítico
Entre grupos	6448,372	2	3224,186	133,202	0,000	3,05
Dentro dos grupos	13942,09	576	24,20502			
Total	20390,47	578				

TABELA 16: Resumo da ANOVA fator único aplicada ao substrato 3 (G3ST1, G3ST2 e G3ST3).

Fonte da Variação	SQ	GL	MQ	F	Valor -p	F crítico
Entre grupos	5962,518	2	2981,256	93,7019	0,000	3,01
Dentro dos grupos	18326,26	576	31,81643			
Total	4288,78	578				

Analisando-se o comportamento apresentado nas Tabelas 14, 15 e 16 pode-se constatar, que os resultados demonstraram a existência de diferença significativa, uma vez que os valores de F que foram de 103,56, 133,20 e 93,70 foram superiores aos valores de $F_{\text{crítico}}$ que foram 3,03, 3,05 e 3,01, respectivamente.

Devido as análises estatísticas apresentarem diferenças significativas foram realizados os seus respectivos teste de Tukey. Os resultados dos testes estão apresentados nas Tabelas 17, 18 e 19 para os dados relativos as concentrações de sólidos totais estudadas.

TABELA 17: Teste de Tukey aplicado aos dados das concentrações de sólidos totais e granulometria 1,68mm.

Condição	N	Média	Grupo
G1ST1	193	17,218	A
G1ST2	193	12,646	B
G1ST3	193	9,870	C

TABELA 18: Teste de Tukey aplicado aos dados das concentrações de sólidos totais e granulometria 2,00mm.

Condição	N	Média	Grupo
G2ST1	193	14,019	A
G2ST2	193	8,740	B
G2ST3	193	5,974	C

TABELA 19: Teste de Tukey para os dados das concentrações de sólidos totais e granulometria 3,36mm.

Condição	N	Média	Grupo
G3ST1	193	11,911	A
G3ST2	193	7,408	B
G3ST3	193	4,080	C

Com base nos resultados obtidos, após submeter os dados das concentrações de sólidos totais ao teste de Tukey observou-se a existência de três grupos distintos: A, B e C nos três tratamentos estudados, constatando-se que existe diferença significativa nos resultados analisados para o intervalo de confiança de 95%. Portanto, pode-se afirmar que a concentração do substrato tem efeito significativo na taxa de produção de biogás, haja vista que quanto menor a concentração de sólidos totais aplicadas aos reatores, maior é a taxa de produção de biogás.

5.4-RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS SUBSTRATOS PARCIALMENTE BIOESTABILIZADOS

Na Tabela 20 são apresentados os dados referentes a caracterização físico-química dos substratos parcialmente bioestabilizados que foram descarregados dos reatores.

TABELA 20: Caracterização físico-química dos substratos, parcialmente bioestabilizados, variando-se as condições granulométricas e concentração de sólidos totais presentes no substrato.

Parâmetros	Granulometria 1,68mm			Granulometria 2,00mm			Granulometria 3,36mm		
	Substrato (29,25 gST/L)	Substrato (39,83gST/L)	Substrato (50,50gST/L)	Substrato (29,25 gST/L)	Substrato (39,83gST/L)	Substrato (50,50gST/L)	Substrato (29,25 gST/L)	Substrato (39,83gST/L)	Substrato (50,50gST/L)
Umidade (%)	97,76	96,69	95,15	97,86	96,78	95,16	97,90	96,12	95,32
ST (g/L)	20,96	29,81	39,34	23,40	32,24	42,62	24,47	34,48	46,07
STV (g/L)	11,70	16,65	22,06	13,88	17,86	24,84	14,92	18,11	27,54
STF (g/L)	9,26	13,16	17,28	9,52	14,38	17,76	9,55	16,37	18,53
COT (g/L)	5,70	9,25	12,26	6,4	9,54	12,80	7,82	10,06	13,37
NTK (g/L)	0,32	0,45	0,65	0,34	0,49	0,68	0,36	0,51	0,71
N-NH ₄ ⁺ (g/L)	0,21	0,29	0,34	0,23	0,31	0,36	0,25	0,33	0,41
DQO (g/L)	17,76	25,21	32,46	20,13	29,55	36,42	23,56	30,25	40,63
pH	5,17	5,18	5,21	5,28	5,25	5,37	5,52	5,48	5,87
AT (g/L)	4,90	5,32	6,17	4,94	5,67	6,38	5,13	5,76	6,82
AGV (g/L)	2,25	3,15	3,51	2,36	3,27	3,67	2,58	3,31	3,75
P _{total} (g/L)	0,1151	0,1632	0,2213	0,1231	0,1535	0,2010	0,1293	0,1723	0,2036
C/N	17,81	20,55	18,86	18,82	19,46	18,82	21,72	19,72	16,92

Em relação aos valores apresentados na Tabela 20 para a concentração de sólidos totais pode-se constatar que houve diminuição em todos os tratamentos estudados, porém, a remoção mais significativa foi para o tratamento com granulometria 1,68mm ao tratar o substrato com 29,25 g ST/L, que foi de 20,96 g/L (eficiência de 28,34% de remoção) e, a menor remoção foi para o tratamento com granulometria 3,36mm e substrato contendo 50,50 gST/L, que foi de 46,07 g/L (eficiência de 8,77% de remoção).

O mesmo foi observado para as concentrações de sólidos totais voláteis obtendo maior redução de 11,70 g/L (eficiência de 37,60% de remoção) para a menor granulometria (1,68mm) e menor concentração de sólidos totais presente no substrato (29,25 gST/L) e a menor redução de 27,54 g/L (eficiência de 10,98% de remoção) para a maior granulometria (3,36mm) e substrato com 50,50 gST/L.

Em relação as concentrações de NTK observou-se que houve um decréscimo em todos os tratamentos. A condição de tratamento que apresentou maior redução foi o substrato com menor tamanho de partícula (1,68mm) e menor concentração de sólidos totais contido no substrato (29,25 gST/L), que foi de 0,32 g/L (eficiência de 30,43% de remoção) e a menor redução que foi de 0,71 g/L (eficiência de 10,12% de remoção) foi para o tratamento com 3,36mm e substrato contendo maior concentração-50,50 gST/L.

Constatou-se através da Tabela 20 que as concentrações de N-NH_4^+ diminuíram em todos os tratamentos analisados, sendo a maior redução ocorrida no substrato 29,25 g ST/L e 1,68mm que foi de 0,21g/L (eficiência de 27,58% de remoção) e a menor redução foi obtida com o substrato 50,50 g ST/L e 3,36mm que foi de 0,39 g/L (eficiência de 7,14% de remoção). A redução nas concentrações de N-NH_4^+ pode estar associada à utilização de amônia para o metabolismo bacteriano, haja vista o nitrogênio ser um nutriente necessário para os microrganismos (SILVA, 2009, MENESES, 2012).

Para os valores de pH observa-se que houve uma redução em todas as condições de tratamento propostas para este estudo, sendo obtido menor valor para o substrato 29,25 gST/L e granulometria de 1,68mm que foi de 5,1. O maior valor de pH para o período de monitoramento do sistema experimental foi de 5,7 para o substrato contendo 50,50 gST/L e 3,36mm.

Embora o valor de pH nos biodigestores é susceptível a diminuição devido a formação de ácidos graxos volatéis, pode-se dizer que nas condições de tratamento estudadas não houve uma diminuição expressiva do pH que pudesse vir a afetar o funcionamento do sistema, pois mesmo com a redução do pH não ocasionou aumento na concentração de AGV, haja vista que o aumento desse parâmetro pode afetar o desenvolvimento dos microrganismos que participam do processo de digestão anaeróbia.

Com relação aos valores obtidos para os AGV a condição de tratamento que obteve a maior redução foi para o substrato 29,25 gST/L e 1,68mm, que foi de 2,25 g/L e a menor redução foi no substrato 50,50 gST/L e 3,36mm que foi de 3,75 g/L.

Segundo Leite et al (2004) o valor da relação AGV/AT em sistemas anaeróbios fornece indicação sobre o estado de equilíbrio dinâmico no conteúdo do reator, tal valor deve-se situar em torno de 0,5. Para Chernicharo (2007) esta relação deve ser inferior ou igual a 0,3 para que o sistema apresente boa capacidade de tamponação.

Neste estudo observou-se que, os valores referentes a relação AGV/AT variaram de 0,4 (substrato 29,25 gST/L e 1,68mm) a 0,5 para os demais substratos, portanto, pode-se considerar que a relação AGV/AT deste sistema está dentro do que preconiza a literatura, ou seja, apresentou boa capacidade de tamponação. Esses resultados mostraram que não houve acumulação de AGV nos reatores.

Quanto aos valores referentes a DQO constatou-se que a maior redução foi para a condição do substrato 29,25 gST/L e 1,68mm que foi de 17,76 g/L (eficiência de 27,18% de remoção) e o substrato que apresentou a menor remoção foi 50,50 g/L e 3,36mm, que obteve uma concentração de 40,63 g/L (eficiência de 10,89% de remoção). Com o substrato a 29,25 g ST/L a eficiência de degradação da matéria orgânica dos resíduos sólidos vegetais utilizados neste estudo foi significativa para a granulometria 1,68mm.

Os RSV são considerados materiais que apresentam baixa biodegradabilidade devido a presença de compostos como a celulose, onde a lignina (substância que une as fibras de celulose) rodeia a estrutura da celulose formando um selo que a protege, dificultando o ataque das bactérias ao substrato, assim o peneiramento resultou em partículas de pequenas dimensões e elevada área superficial, deixando o substrato disponível para a degradação bacteriana, favorecendo a remoção de matéria orgânica.

Portanto, pode-se constatar que quanto maior a concentração do substrato e maior granulometria menor a eficiência de degradação de matéria orgânica. Portanto, a remoção de material orgânico aumentou com o decréscimo da granulometria do substrato. De acordo com Menezes (2012), maiores cargas orgânicas aplicadas aos reatores ocorrem retardamento no processo de biostabilização anaeróbia, uma vez que estes materiais ainda serão hidrolisados e acidificados em maior quantidade para em seguida serem metabolizados pelas *Archaeas*. metanogênicas, podendo ter ocorrido sobrecarga.

Com relação à conversão de material orgânico o desempenho dos reatores anaeróbios costuma variar de sistema para sistema e esse desempenho vai depender do tempo de retenção adotado e das características operacionais aplicadas em cada reator (GONÇALVES 2005).

5.5-BALANÇO DE MASSA

A aplicação do balanço de massa propicia uma análise sistemática da eficiência de transformação da massa de substrato apresentada nos reatores. Na Tabela 21 são apresentados os resultados referentes ao balanço de massa de DQO_{Total}, STV e NTK dos três diferentes tipos de substratos estudados.

TABELA 21: Balanço de Massa dos parâmetros DQO_{Total}, STV e NTK aplicados aos reatores.

	DQO _{Total} (g)			STV (g)			NTK (g)		
	M _{AP}	M _{BM}	M _{trans}	M _{AP}	M _{BM}	M _{trans}	M _{AP}	M _{BM}	M _{trans}
Tratamentos									
G1ST1	28,54	17,76	10,78	18,75	11,70	7,05	0,46	0,32	0,14
G2ST1	28,54	20,13	8,41	18,75	13,88	4,87	0,46	0,34	0,12
G3ST1	28,54	23,56	4,98	18,75	14,92	3,83	0,46	0,36	0,10
G1ST2	34,62	25,21	9,11	24,78	16,65	8,13	0,58	0,45	0,13
G2ST2	34,62	29,55	5,07	24,78	17,86	6,92	0,58	0,49	0,09
G3ST2	34,62	30,25	4,37	24,78	18,11	6,67	0,58	0,51	0,07
G1ST3	45,60	32,46	13,14	30,94	22,06	8,88	0,79	0,65	0,14
G2ST3	45,60	36,42	9,18	30,94	24,84	6,10	0,79	0,68	0,11
G3ST3	45,60	40,63	4,97	30,94	27,54	3,40	0,79	0,71	0,08

LEGENDA: M_{AP}: Massa Aplicada; M_{BM}: Massa Parcialmente Bioestabilizada; M_{trans}: Massa Transformada.

Dentre as condições de tratamentos estudadas, pode-se constatar que foram obtidas maiores valores convertidos das massas aplicadas de DQO_{Total} , STV e NTK, em massa transformada em biogás o reator com substrato de menor granulometria (1,68mm) e menor concentração de sólidos totais (29,25gST/L).

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 21 pode-se determinar qual o efeito da granulometria e da concentração de sólidos totais na biodegradação anaeróbia. Constata-se que, para o caso específico deste estudo a remoção de DQO foi mais significativa com a redução da concentração de sólidos totais presentes no substrato, haja vista que o aumento desta concentração ocasiona maior carga aplicada, podendo dificultar a degradação da matéria orgânica.

Quanto ao efeito da granulometria sobre o processo de bioestabilização anaeróbia, observa-se que, dentre as granulometrias estudadas a que apresentou melhor comportamento foi a de 1,68mm. Portanto, para este estudo constatou-se que, quanto menor a granulometria do substrato maior a remoção dos parâmetros em questão.

Para Lopes (2000), o resultado da aplicação do balanço de massa no substrato total não pode expressar a real eficiência de transformação da massa orgânica contida no resíduo. Portanto, torna-se necessário a utilização de parâmetros como DQO ou STV, visto que eles expressam com maior segurança os mecanismos envolvidos na bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.

5.6-DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS DE DECAIMENTO

Na Tabela 22 são apresentados os dados referentes as constantes cinéticas para as três diferentes condições de tratamentos estudados durante os 200 dias de monitoramento. Os valores obtidos para este estudo foram em relação aos parâmetros de DQO_{total} , STV e NTK.

A constante cinética (k) é um dos parâmetros utilizados para avaliar o desempenho do processo anaeróbio de biodegradação de compostos orgânicos para um intervalo de tempo. Para determinar a constante fez-se uso da Equação 7 (item 3.7). De acordo com a literatura, quanto maior for o valor da constante cinética de decaimento, maior será a remoção para o parâmetro estudado.

Observa-se através dos dados apresentados na Tabela 22 para os parâmetros avaliados, que a maior remoção foi para o tratamento G1ST1 (substrato 2 9,25 g ST/L e 1,68mm), obtendo os melhores valores das constantes (k) para DQO_{Total} ($2,37 \times 10^{-3}$), STV ($2,35 \times 10^{-3}$) e para NTK ($1,82 \times 10^{-3}$).

TABELA 22: Constantes de decaimento obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} , STV e NTK.

Tratamentos	DQO_{Total} (dia^{-1})	STV (dia^{-1})	NTK (dia^{-1})
G1ST1	$2,37 \times 10^{-3}$	$2,35 \times 10^{-3}$	$1,82 \times 10^{-3}$
G2ST1	$1,74 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$1,52 \times 10^{-3}$
G3ST1	$9,58 \times 10^{-4}$	$1,14 \times 10^{-3}$	$1,22 \times 10^{-3}$
G1ST2	$1,58 \times 10^{-3}$	$1,98 \times 10^{-3}$	$1,26 \times 10^{-3}$
G2ST2	$7,91 \times 10^{-4}$	$1,63 \times 10^{-3}$	$8,43 \times 10^{-4}$
G3ST2	$6,74 \times 10^{-4}$	$1,56 \times 10^{-3}$	$6,43 \times 10^{-4}$
G1ST3	$1,69 \times 10^{-3}$	$1,69 \times 10^{-3}$	$9,75 \times 10^{-4}$
G2ST3	$1,12 \times 10^{-4}$	$1,09 \times 10^{-3}$	$7,49 \times 10^{-4}$
G3ST3	$5,77 \times 10^{-4}$	$5,82 \times 10^{-4}$	$5,33 \times 10^{-4}$

LEGENDA: G1(1,68mm), G2(2,00mm), G3(3,36mm); ST1(29,25gST/L), ST2(39,83gST/L), ST3(50,50gST/L).

Através da obtenção das constantes cinéticas para os diferentes níveis de tratamentos estudados foram gerados modelos cinéticos. A Tabela 23 apresenta os modelos cinéticos de decaimento obtidos neste estudo para os parâmetros de DQO_{Total} , STV e NTK.

TABELA 23: Modelos cinéticos de decaimento para os parâmetros de DQO_{Total} , STV e NTK.

Tratamentos	DQO_{Total} (dia^{-1})	STV (dia^{-1})	NTK (dia^{-1})
G1ST1	$DQO_{(t)} = 28,54xe^{-0,00237t}$	$STV_{(t)} = 18,75xe^{-0,00235t}$	$NTK_{(t)} = 0,46xe^{-0,00182t}$
G2ST1	$DQO_{(t)} = 28,54xe^{-0,00174t}$	$STV_{(t)} = 18,75xe^{-0,0015t}$	$NTK_{(t)} = 0,46xe^{-0,00151t}$
G3ST1	$DQO_{(t)} = 28,54xe^{-0,000958t}$	$STV_{(t)} = 18,75xe^{-0,00114t}$	$NTK_{(t)} = 0,46xe^{-0,00122t}$
G1ST2	$DQO_{(t)} = 34,62xe^{-0,00158t}$	$STV_{(t)} = 24,78xe^{-0,00198t}$	$NTK_{(t)} = 0,58xe^{-0,00126t}$
G2ST2	$DQO_{(t)} = 34,62xe^{-0,000791t}$	$STV_{(t)} = 24,78xe^{-0,00163t}$	$NTK_{(t)} = 0,58xe^{-0,000843t}$
G3ST2	$DQO_{(t)} = 34,62xe^{-0,000674t}$	$STV_{(t)} = 24,78xe^{-0,00156t}$	$NTK_{(t)} = 0,58xe^{-0,000643t}$
G1ST3	$DQO_{(t)} = 45,60xe^{-0,00169t}$	$STV_{(t)} = 30,94xe^{-0,00169t}$	$NTK_{(t)} = 0,79xe^{-0,000975t}$
G2ST3	$DQO_{(t)} = 45,60xe^{-0,00112t}$	$STV_{(t)} = 30,94xe^{-0,00109t}$	$NTK_{(t)} = 0,79xe^{-0,000749t}$
G3ST3	$DQO_{(t)} = 45,60xe^{-0,000577t}$	$STV_{(t)} = 30,94xe^{-0,000582t}$	$NTK_{(t)} = 0,79xe^{-0,000533t}$

* t=tempo (dias)

Com estes modelos, foram determinadas as estimativas das concentrações residuais de DQO_{Total} , STV ou NTK para um determinado intervalo de tempo (t). Na Tabela 24 têm-se os valores referentes a esses parâmetros para o período de monitoramento do sistema experimental (200 dias) e para o período considerado de 365 dias.

TABELA 24: Estimativas das concentrações residuais de DQO_{Total} , STV e NTK para o período de monitoramento de 200 dias e para o período considerado de 365 dias.

Tratamentos	Período de 200 dias de monitoramento			Período considerado de 365 dias		
	DQO_{Total} (g/L)	STV (g/L)	NTK (g/L)	DQO_{Total} (g/L)	STV (g/L)	NTK (g/L)
G1ST1	17,76	11,72	0,31	12,01	7,95	0,24
G2ST1	20,15	13,89	0,34	15,12	10,84	0,26
G3ST1	23,56	14,92	0,36	20,11	12,36	0,29
G1ST2	25,24	16,67	0,45	20,18	12,49	0,36
G2ST2	29,55	17,88	0,49	25,93	13,67	0,42
G3ST2	30,25	18,13	0,51	27,06	14,02	0,45
G1ST3	32,52	22,06	0,65	27,60	16,70	0,55
G2ST3	36,44	24,87	0,68	30,29	20,78	0,60
G3ST3	40,63	27,54	0,71	36,94	25,01	0,65

LEGENDA: G1(1,68mm), G2(2,00mm), G3(3,36mm); ST1(29,25gST/L), ST2(39,83gST/L), ST3(50,50gST/L).

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 24 pode-se observar que as concentrações de DQO_{Total} variaram de 17,76 g/L a 40,63 g/L, STV de 11,72 a 27,54 g/L e NTK de 0,31 a 0,71 g/L para o período de 200 dias monitoramento. Para o período considerado de 365 dias os valores de DQO_{Total} variaram de 12,01 a 36,94 g/L, STV de 7,95 a 25,01 g/L e NTK de 0,24 a 0,65 g/L, constatando-se que para o período de monitoramento de 365 dias as concentrações residuais dos parâmetros analisados neste estudo foram menores do que o período de 200 dias. Portanto, pode-se afirmar que quanto maior o tempo de retenção dos substratos nos reatores, maior a remoção dos parâmetros em questão.

Na Tabela 25 são apresentados os valores referentes a eficiência de remoção dos parâmetros de DQO_{Total} , STV e NTK para os períodos de monitoramento de 200 dias (período da pesquisa) e 365 dias (período considerado) respectivamente.

TABELA 25: Eficiência de remoção de DQO_{Total}, STV e NTK para o período de monitoramento de 200 dias e para o período considerado de 365 dias.

Tratamentos	Período de 200 dias de monitoramento			Período considerado de 365 dias		
	DQO _{Total} (%)	STV (%)	NTK (%)	DQO _{Total} (%)	STV (%)	NTK (%)
G1ST1	37,77	37,49	32,60	57,91	57,60	47,82
G2ST1	29,39	25,92	26,08	47,02	42,18	43,47
G3ST1	17,44	20,42	21,73	29,53	34,08	36,95
G1ST2	27,09	32,72	22,41	41,70	49,59	37,93
G2ST2	14,64	27,84	15,51	25,10	44,83	27,58
G3ST2	12,62	26,83	12,06	21,83	43,42	22,41
G1ST3	28,68	28,70	17,72	39,47	46,02	30,37
G2ST3	20,08	19,61	13,92	33,57	29,07	24,05
G3ST3	10,89	10,98	10,12	19,00	19,16	17,72

LEGENDA: G1(1,68mm), G2(2,00mm), G3(3,36mm); ST1(29,25gST/L), ST2(39,83gST/L), ST3(50,50gST/L).

Comparando-se os valores apresentados na Tabela 25 para os 200 dias de monitoramento e para os 365 dias (período considerado) foi possível constatar que o aumento do tempo de permanência dos substratos nos reatores ocasiona maiores eficiências de remoção. Por exemplo, ao tratar o substrato de menor concentração de sólidos totais (29,25 gST/L) e menor granulometria (1,68mm) observou-se que houve aumento da eficiência de remoção de 37,77% para 57,91% em relação à DQO_{Total}, de 37,49% para 57,60% em relação STV, de 32,60% para 47,82% em relação a NTK.

Em contraste, o substrato com concentração de sólidos totais de 50,50gST/L e granulometria 3,36mm apresentou uma remoção de apenas 10,89% de DQO_{Total}, 10,98% de STV e 10,12% de NTK para os 200 dias de monitoramento. Verifica-se que a remoção foi três vezes maior para o substrato com concentração de sólidos totais de 29,25gST/L e granulometria 1,68mm em relação ao substrato com 50,50gST/L e granulometria de 3,36mm.

Neste sentido, pode-se afirmar que quanto menor a granulometria do substrato maior a eficiência de remoção dos parâmetros estudados, visto que, a área de superfície do substrato orgânico é aumentada, conseqüentemente está disponível para a degradação bacteriana. Logo o material orgânico será solubilizado em um tempo mais longo. Portanto, pode-se considerar que houve maior transformação da matéria orgânica em biogás, evidenciando que os microrganismos anaeróbios irão bioestabilizar a matéria orgânica por um tempo de retenção bem maior.

6-CONCLUSÕES

Com base nos dados apresentados e discutidos nesta pesquisa concluiu-se que:

- ❖ O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos totais em reator anaeróbio em batelada (RAB) constitui-se como alternativa viável para o aproveitamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos, haja vista propiciar uma significativa fonte de energia renovável;
- ❖ No processo de digestão anaeróbia com baixa concentração de sólidos totais a taxa de produção de biogás foi inversamente proporcional a granulometria do substrato;
- ❖ Das três diferentes concentrações de sólidos totais pesquisadas a que apresentou melhor desempenho foi a de 29,25gST/L;
- ❖ A condição de tratamento que apresentou os melhores resultados, foi no reator com substrato com concentração de sólidos totais de 29,25 gST/L e granulometria de 1,68mm, tendo em vista apresentar maior biodegradação da matéria orgânica, maior constante cinética de decaimento (k) e a mais elevada taxa de produção de biogás.

REFERÊNCIAS

_____. NBR-13.896. **Aterros de Resíduos não Perigosos**. Rio de Janeiro- RJ, 1997.

ANGELIDAKI, I. AHRING, B. K. **Methods for Increasing the Biogas Potential From the Recalcitrant Organic Matter Contained in Manure**. Water Sci-Technol: 41.189–194, 2000.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR – 10.004. **Resíduos Sólidos**– classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR -8849. **Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro- RJ, 1985.

BARCELOS, B.R. ***Avaliação de Diferentes Inóculos na Digestão Anaeróbia da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Doméstico***. Brasília-DF, 90 p. Dissertação (Mestrado), Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília, 2009.

BOER, E. D., JEDRCZARK, A., KOWALSHI, Z. , KULCZYCKA, J. A. **Review of Municipal Solid Waste Composition and Quantities in Poland**. Waste Management: 30, 369-377, 2010.

BORGATTO, A. V. A. **Estudo das Propriedades Geomecânicas de Resíduos Sólidos Pré-Tratados**. Rio de Janeiro-RJ, Tese (Doutorado)- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (COPPE), UFRJ, 2010, p. 306.

BRASIL, Ministério da Casa Civil. **Política Nacional dos Resíduos sólidos**. Lei nº 12.305, 2010. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/>. Acesso em 17 de Dezembro de 2011.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos Solos e Suas Aplicações**. Ed. LTC, V. 6. São Paulo-SP, 2001, p. 395.

CASADO, A. P. B.; BRASILEIRO, G. M. A.; LIMA, A. P. S.; SOARES, F. J. F.; ALMEIDA, L. C.; MENEZES, M. L. J.; **Diagnóstico da Gestão e Análise Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Pirambu/SE**. In: 3º Simpósio Iberoamericano de Ingeniería de Resíduos, 2º Seminário da Região Nordeste Sobre Resíduos Sólidos. João Pessoa - PB, 2010.

CASSINI, S. T.; VOZOLLER, R. F.; PINTO, M. T. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003, Capítulo 1, 13p.

CHAUDHARY, B. K.; **Dry Continuous Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste in Thermophilic Conditions**. Thesis degree of Master of engineering on Environmental Engineering and Management, Asian Institute of Technology, Thailand, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L.; **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, volume 5, **Reatores Anaeróbios**, 2ª Edição, Editora: UFMG, Belo Horizonte, Minas Gerais, p. 380, 2007.

CUETOS, M.J., FÓMEZ, S., OTERO, M., MORÁN, A. **Anaerobic Digestion solid slaughterhouse waste (SHW) at Laboratory Scale: Influence of Co-digestion With the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW)**. Biochemical Engineering Journal 40 99-106, 2008.

DANTAS, A. M. M., LEITE, V. D., PRASAD, S., LOPES, W. S., ATHAYDE JÚNIOR, G. B., SILVA, J. V. do N. **Balanço de Massa de DQO em Reator Anaeróbio de**

Batelada Tratando Resíduos Sólidos Orgânicos. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental, Vitória - ES, 2002, p.1-6.

DE AQUINO, S. F., CHERNICHARO, C. A. L. **Acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGVs) em Reatores Anaeróbios sob Estresse: Causas e Estratégias de Controle.** Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v 10, nº 2, p. 152 -161, 2005.

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* , 33:356, 1961.

ERIKSSON, T.,BORJESSON , J.,TJERNELD , F. **Mechanismof Surfactant Effect in Enzymatic Hydrolysis of Lignocellulose.** *Enzyme and Microbiology Technology*: 31, 353–364, 2002.

ESPOSITO, G. FRUNZO, L. PIROZZI, F. **Modelling the Effect of the OLR and OFMSW Particle Size on the Performances of an Anaerobic Co - digestion Reactor Process.** *Biochemistry*: 46, 557-567, 2011.

FUENTES, M., SCENNA, N., AGUIRRE, P. A. MUSSATI, M. C. **Application of Two Anaerobic Digestion Models to Biofilm Systems .** *Biochemical Engineering Journal*. 38:259- 269, 2008.

GOLUEKE, C. G. **Biological Processing: Composting and Hydrolysis Solid Waste Management.** V.N. Reinholds Company, p.225, 1997.

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.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C., LEÓN-COFRECES, C. GARCÍA-ENCINA, P. **Different Pretreatment for Increasing the Anaerobic Biodegradability in Swine Manure.** Bioresource Technology: 99, 8710-8714, 2008.

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

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Programa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)**, 2008. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em 15 de Dezembro de 2011.

IPT/CEMPRE. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado** . Coordenação: D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. 4ª edição, São Paulo, 2010.

IZUMA, K. OKISHIO YU-KI, NAGAO, N. NIWA, C. YAMANO, S. TODA, T. **Effects of Particle Size on Anaerobic Digestion of Food Waste** . Biodeterioration & Biodegradation: 64, 601-608, 2010.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; FILHO, P. B.; PINTO, R. F.; CASTILHOS JR, A. B.; SOARES, H. M.; LIBÂNIO, P. A. C. **Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos.** In CASSINI, S. T. **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás** . Rio de Janeiro: PROSAB, 2003. 196p.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S. **Tratamento Anaeróbico de Resíduos Orgânicos com Baixa Concentração de Sólidos** . Revista de Engenharia sanitária e ambiental. Vol. 9 – Nº 4. 280-284, 2004.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S. A.; **Tratamento Anaeróbico de Resíduos Sólidos Orgânicos com Alta e Baixa Concentração de Sólidos.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande - PB, 2009.

LEITE, V. D.; POVINELLI, J.; **Comportamento dos Sólidos Totais no Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos e Industriais.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Vol. 3, nº 2, p. 229 -232, 1999.

LEVINE, A. D.; TCHOBANOGLIOUS, G.; ASANO, T. **Size Distribution of Particulate Dontaminants in Wastewater and Their Impact on Treatability.** Wat. Res., v. 25, n. 08, p. 911-922, 1991.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação.** Ed. Hermus, São Paulo-SP, 2004, p. 265.

LOPES, W. S. **Biodigestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados Com Rumem Bovino.** Campina Grande-PB, Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, UFPB/UEPB, 2000. Dissertação de mestrado, 72p.

LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; SOUZA, J. T.; JÚNIOR, G. B. A.; SILVA. S. A.; SOUSA, M. A.; **Influência da Umidade na Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos** , XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, México, 2002.

LOPES, W.S., LEITE, V.D., PRASAD,S. **Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for testing municipal solid waste** . Bioresource. Technology: 94 , 261-266, 2004.

MANAHAN, S. E.;**Environmental Chemistry**, 7thed, New York, USA, Lewis Publishers, 2000.

MENARDO, S. AIROLDI, G. BOLSARI, P. **The Effect of Particle Size and Thermal Pré-Treatment on the Methane Yield of Four Agricultural by Products.** Bioresource Technology: 104, 708-714, 2012.

MENEZES; J. M. C. **Influência da Concentração de Sólidos Totais e da Temperatura na Bioestabilização Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Orgânicos** . Campina Grande-PB, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UEPB, 2012. Dissertação de mestrado, 100p.

METCALF & EDDY; **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4^a ed, New York – USA, McGraw-Hill, 2003.

MSHANDETE, A. BJÖRNSSON, L., KIVAISI, A. K. RUBINDAMAYUGI, M. S. T. MATTIASSON, B. **Effect of Particle Size on Biogas Yield Sisal Fibre Waste**. Renewable Energy: 31, 2385-2392, 2006.

PALMOWSHI, L. MÜLLER, J. Influence of Size Reduction of Organic Waste on Their Anaerobic Digestion. Water Sci-Technol: 41,155–562, 2000.

PARAWIRA, W.; **Anaerobic Treatment of Agricultural Residues and Wastewater: Application of High-Rate Reactors**, Doctoral Dissertation - Department of Biotechnology, Lund University, Sweden, 2004.

PICANÇO, A. P., SALGADO, M. T., SOUTO, G.D. B., POVINELLI, J. **Digestão Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em Sistemas de Batelada Uma e Duas Fases**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Carlos-SP, 2004.

RAJESHWARI, K. V., BALAKRISHNAN, M., KANSAL, A., KUSUM, L. KISHORE, V. V. N. **State of the Art of Anaerobic Digestion Technology for Industrial Wastewater Treatment**. Renewable and Sustainable Energy Reviews: 4, 135 -156, 2000.

RAMOS, R. A.; **Avaliação da Influência da Operação de Descarte de Lodo no Desempenho dos Reatores UASB em Estações de Tratamento de Esgotos no Distrito Federal**. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM - 117/2008, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 133p, 2008.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ -CEGRÍ, V.; BORJA, R.; **Anaerobic Digestion of Solid Organic Substrates in Batch Mode: An Overview relating to Methane Yields and Experimental Procedures**, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 16, p.861–877, 2011.

RUSSO, M. A. T. **Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação (Mestrado), Coimbra. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil, Portugal, 2003.

SANDERS, W. T. M., GEERINK, M., ZEEMAM, G. LETTINGA, G. **Anaerobic Hydrolysis Kinetics of Particulate Substrates**. Water Science & Technology. V41, nº 3, p. 17-24, 2000.

SANTOS, M. T. L. **Contribuição Para o Estudo da Digestão Anaeróbia de Resíduos Orgânicos**. Lisboa, Portugal, 203 p. Dissertação (Mestrado) em Engenharia Sanitária. Universidade de Nova Lisboa, Portugal, 2010.

SCHIMITT, F., WESCHNFELDER, S., VIDI, T. M. **Tratamento Anaeróbio de Efluentes**. Departamento de Engenharia Química/UFSC. Florianópolis, SC, 2006.p. 60.

SILVA, W. R. **Estudo Cinético do processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais**. João Pessoa-PB, 201p. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Química. UFPB, 2009.

TCHOBANOGLIOUS, G. T., THEISEN, H. VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management. Engineering Principles and Management Issues**. New York, Mcgraw-Hill, 1993, p. 978.

TEIXEIRA, A. R; CHERNICHARO, C. A. L; SOUTO, T. F. S; DE PAULA, F. S. **Influência da Alteração da Distribuição do Tamanho de Partículas no Desempenho de Reator UASB Tratando Esgoto Doméstico**. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, V 14, nº 2(abr/jun), 159-166, Belo Horizonte, MG, 2009.

VERSIANI, B. M.; **Desempenho de um Reator UASB Submetido a Diferentes Condições Operacionais Tratando Esgotos Sanitários do Campus da UFRJ**,

Dissertação (Mestrado), Programas de Pós-Graduação de Engenharia, UFRJ, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

YADVIKA, A. SANTOS, H. SREEKRISHNAN, T. R. KOHLI, S. RANA, V. **Enhancement of Biogás Produccion Fron Solid Substrates Using Different Techniques- A Review**. Bioresouce Tecnology: 1-10, 2004.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos**. In: JUNIOR, A.B.C. (Coord.). Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

ZHEN-HU HU, HAN-QING, Y. U. REN-FA ZHU, A. **Influence of Particle Size and pH on Anaerobic Degradation of Cellulose by Ruminal Microbes**. International Biodeterioration & Biodegradation: 55, 233 -238, 2005.

ZHU, B., GIKAS, P. ZHANG, R, LORD, J. JENKINS, B. XIUJIN,L. **Characteristics and Biogas Production Potential of Municipal Solid Wastes Pretreated With a Rotary Drum Reactor**. *Bioresource Technology*, 100:1.122, 2009.