



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

PAULA MIKACIA UMBELINO SILVA

**ESTUDO DA HIDRÓLISE NO PROCESSO DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA
DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

**CAMPINA GRANDE - PB
2016**

PAULA MIKACIA UMBELINO SILVA

**ESTUDO DA HIDRÓLISE NO PROCESSO DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA
DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências parciais para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

**CAMPINA GRANDE - PB
2016**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na 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.

S586e Silva, Paula Mikacia Umbelino.
Estudo da hidrólise no processo de codigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos [manuscrito] / Paula Mikacia Umbelino Silva. - 2016.
59 p. : il. color.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2016.
"Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária".

1. Tratamento biológico. 2. Resíduos sólidos orgânicos. 3. Processo hidrolítico. 4. Codigestão anaeróbia. I. Título.
21. ed. CDD 363.728 8

PAULA MIKACIA UMBELINO SILVA

**ESTUDO DA HIDRÓLISE NO PROCESSO DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA
DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre em Ciência Tecnologia Ambiental.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 09 DE ABRIL DE 2016

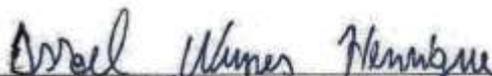
Banca Examinadora:



Dr. Valderi Duarte Leite
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
(Orientador)



Dr. Wilton Silva Lopes
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
(Membro Interno)



Dr. Israel Nunes Henrique
Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA
(Membro Externo)

CAMPINA GRANDE - PB

2016

*Aos meus pais Dalvinha e Nezito pelo
amor, companheirismo e incentivo,
DEDICO.*

AGRADECIMENTOS

Ao meu Senhor e meu Deus, que me deu a vida e permitiu chegar até aqui, dando força, sabedoria e humildade para seguir.

À minha Família, que me apoiou em todos os momentos, em especial a minha Mãe que é minha fortaleza, a quem devo a minha vida e tudo que conquistei até agora, e que nunca me deixou desanimar. Ao meu Pai pelo apoio, incentivo e que, de alguma forma, sempre soube me dizer as palavras que precisei ouvir para continuar a minha trajetória. Aos meus irmãos Polliana e Gabriel (*in memoriam*) pelo carinho e admiração que sempre tiveram por mim.

Ao meu avô Antônio, pelo apoio e amor que me dedica e por sempre me desejar o melhor e a minha avó Idelzuite pelas orações dedicadas a minha saúde e proteção.

Ao meu orientador Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, e grande amigo, por todo o apoio oferecido. Além de me amparar no início da minha estada no *Campus* UEPB – Campina Grande, incentivando-me a prosseguir na carreira de Gestora Ambiental, assim como as orientações e conselhos para a minha vida acadêmica e pessoal. Sou muito grata por todas as suas contribuições, que me permitiram chegar até aqui. Sem ele não teria conseguido completar esta realização.

Ao PPGCTA, através de seu corpo docente e seu secretariado, por terem me ajudado a esclarecer dúvidas e questionamentos.

A toda equipe da EXTRABES e demais inseridos no contexto do PPGCTA, que colaboraram voluntariamente para a construção deste estudo. Aos colegas, com quem tive a oportunidade de trocar experiências e conhecimentos.

Agradeço aos amigos que por desventura o destino nos separou geograficamente, por todo apreço e carinho. E a todas as pessoas que foram e são importantes nesta trajetória da minha vida, a quem não citei o nome, mas que tenho enorme gratidão.

Àquelas pessoas que de algum modo me incentivaram a prosseguir e construir o meu futuro. E aos que apareceram na minha trajetória me ajudando das mais diversas e significativas formas!

E aos demais pesquisadores que estudaram, estudam e estudarão os resíduos sólidos orgânicos, minha sincera e inteira admiração pela coragem e ousadia.

RESUMO

A produção de resíduos sólidos tem se diversificado acentuadamente em seus aspectos qualiquantitativos, causando grandes impactos ambientais em função da disposição inadequada destes resíduos no meio ambiente, alterando assim a qualidade dos solos, corpos aquáticos e do ar. Em média, cerca de 50% dos resíduos sólidos urbanos corresponde a fração orgânica putrescível, que é passível de fermentação e os 50% restantes corresponde aos materiais recicláveis e resíduos inertes. A digestão anaeróbia é uma alternativa que se destaca para o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos, devido à produção de metano como produto final, sendo considerada uma fonte de energia renovável. Neste estudo foi analisado o processo hidrolítico na codigestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais (RSV) e lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES), em condições de temperatura ambiente e com concentração de sólidos totais de 4%, em reator anaeróbio de batelada, monitorado em três etapas experimentais. O sistema experimental foi projetado e instalado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário da Universidade Estadual da Paraíba, em Campina Grande, PB. O substrato utilizado na alimentação do reator foi preparado a partir da mistura de RSV juntamente com LAES, oriundo de reator UASB. Os produtos resultantes do processo de bioestabilização anaeróbia que se encontravam na forma semi-sólida foram monitorados semanalmente, no período total de 198 dias. Para as três etapas experimentais, os resultados analisados indicaram que ocorreu: reduções nos valores de pH; solubilização de DQO_{Total} e NTK; e aumento da produção de $DQO_{Filtrada}$, AVG e $N-NH_4^+$. Portanto, as condições de temperatura ambiente e a baixa concentração de sólidos totais favoreceram o processo hidrolítico do substrato.

Palavras-chaves: Tratamento biológico; resíduos sólidos vegetais; reator anaeróbio de batelada e concentração de sólidos.

ABSTRACT

The production of solid waste has diversified sharply in their qualitative and quantitative aspects, causing major environmental impacts due to the improper disposal of this waste in the environment, thus altering the quality of soil, water bodies and air. On average about 50% of municipal solid waste is a putrescible organic fraction, which is subject to fermentation, and the remaining 50% corresponds to recyclable materials and inert waste. Anaerobic digestion is an alternative that stands out for the treatment of organic waste, due to the production of methane as a final product, and is considered a renewable source of energy. This study analyzed the hydrolytic process in anaerobic co-digestion of vegetable waste (VW) and anaerobic sludge from sanitary sewage (ASSS), at room temperature and with total solids of 4% in anaerobic batch reactor, monitored at three experimental stages. The experimental system was designed and installed in monitored on Station Experimental of Biological Treatments of Sewage from the State University of Paraiba in Campina Grande, PB. The substrate used in the reactor feed was prepared from VW mixture along with ASSS, coming from UASB. The products of anaerobic biostabilization process that were in semi-solid form were monitored weekly for a total period of 198 days. For all three experimental stages, the analyzed results indicated that occurred: reductions in pH; solubilization of the COD_{Total} and NTK; and increased production of the COD_{Filtered}, VFA and N-NH₄⁺. Therefore, the conditions of room temperature and low total solids favored hydrolytic process the substrate.

Keywords: Biological treatment; vegetable waste; anaerobic batch and solids concentration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sequências metabólicas e os grupos microbianos envolvidos no processo de digestão anaeróbia.....	18
Figura 2 - Fluxo de massa, avaliada em termos de DQO, no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos orgânicos, no interior de um biodigestor anaeróbio.....	28
Figura 3 - Ilustração do reator anaeróbio utilizado para o desenvolvimento da pesquisa.....	30
Figura 4 - Procedimento experimental.....	32
Figura 5 - Perfil da variação temporal do pH com os valores experimentais referentes as três etapas do sistema experimental.....	39
Figura 6 - Perfil da variação temporal das concentrações da alcalinidade parcial e total para cada etapa do experimento.....	40
Figura 7 - Comportamento da relação AGV/AT para cada etapa do experimento.....	41
Figura 8 - Perfil da variação temporal das concentrações de DQO_{Filtrada} em função do AGV para cada etapa do experimento.....	42
Figura 9 - Perfil da variação temporal das concentrações de DQO_{Total} e DQO_{Filtrada} para cada etapa do experimento.....	43
Figura 10 - Variação temporal da relação $DQO_{\text{Filtrada}}/DQO_{\text{Total}}$ para cada etapa do experimento.....	46
Figura 11 - Variação temporal das concentrações de $N-NH_4^+$ e NTK para cada etapa do experimento.....	47
Figura 12 - Comportamento das tendências de reduções nas concentrações de DQO_{Total} de acordo com o tempo para cada etapa experimental.....	50
Figura 13 - Comportamento das tendências de reduções nas concentrações de NTK de acordo com o tempo para cada etapa experimental.....	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Alimentação do reator para as três etapas do trabalho experimental.	32
Tabela 2 - Parâmetros, frequências, métodos e referências para as análises das frações semi-sólida e gasosa.....	33
Tabela 3 - Frações percentuais e respectivos quantitativos dos RSV utilizado para a preparação do substrato.....	34
Tabela 4 - Resultados advindos da caracterização química dos RSV utilizados para a alimentação do reator.....	35
Tabela 5 - Caracterização físicas e químicas do Lodo Anaeróbio de esgoto sanitário (LAES) e do esgoto sanitário (ES) utilizado na preparação do substrato.....	36
Tabela 6 - Características químicas dos substratos afluentes e parcialmente bioestabilizados.....	37
Tabela 7 - Balanço de massa de DQO_{Total} , NTK aplicado ao reator longo do sistema experimental.	49
Tabela 8 - Constantes cinéticas (k) obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} e NTK na primeira etapa experimental.	51
Tabela 9 - Constantes cinéticas (k) obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} e NTK na segunda etapa experimental.....	51
Tabela 10 - Constantes cinéticas (k) obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} e NTK na terceira etapa experimental.....	52
Tabela 11 - Constantes cinéticas (k) obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} e NTK nas três etapas experimentais.....	52

LISTA DE ABREVIACOES E SIGLAS

Ácidos Graxos Voláteis – AGV

Alcalinidade total – AT

American Public Health Association – APHA

Amônia - NH₃

Carbono Orgânico Total - COT

Demanda Química de Oxigênio – DQO

Demanda Química de Oxigênio Total – DQO_{Total}

Demanda Química de Oxigênio Filtrada – DQO_{Filtrada}

Dióxido de Carbono - CO₂

Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas – EMPASA

Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários – EXTRABES

Gás Sulfídrico - H₂S

Hidrogênio – H₂

Lodo Anaeróbio de Esgoto Sanitário - LAES

Oxigênio Molecular Livre - O₂

Massa acumulada – M_{acu}

Massa aplicada – M_{apli}

Massa transformada – M_{tra}

Metano - CH₄

Nitrogênio - N₂

Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK

Potencial Hidrogeniônico, adimensional - pH

Relação Ácidos Graxos Voláteis – Alcalinidade Total, adimensional – AGV/AT

Relação Carbono – Nitrogênio Total Kjeldahl, adimensional - C/N

Resíduos Sólidos Orgânicos - RSO

Resíduos Sólidos Urbanos - RSU

Resíduos Sólidos Vegetais – RSV

Sólidos totais - ST

Sólidos totais voláteis – STV

Sólidos totais fixos - STF

Teor de umidade – TU

Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

SUMÁRIO

1.0 INTRODUÇÃO	12
2.0 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo geral.....	13
2.2 Objetivos específicos	13
3.0 REVISÃO DE LITERATURA	14
3.1 Resíduos sólidos	14
3.2 Tratamento biológico de resíduos sólidos.....	15
3.3 Digestão anaeróbia	16
3.3.1 Fatores intervenientes na digestão anaeróbia.....	21
3.3.2 Umidade	22
3.3.3 Nutrientes	22
3.3.4 Temperatura	23
3.3.5 Concentração de sólidos totais	23
3.3.6 Granulometria.....	24
3.3.7 Alcalinidade e pH	24
3.4 Cinética da digestão anaeróbia.....	25
3.5 Codigestão anaeróbia.....	26
3.6 Balanço de massa: fundamentos.....	27
4.0 MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1 Local de realização da pesquisa	29
4.2 Configurações do reator.....	29
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES	34
5.1 Resultados advindos da caracterização física dos RSV.....	34
5.2 pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis e relação AGV/AT.....	38
5.3 DQO _{Total} , DQO _{Filtrada} , e AGV	42
5.4 Espécies de Nitrogênio	47
5.5 Balanço de massa	48
5.6 Determinação das constantes cinéticas	49
6.0 CONCLUSÕES	53
7.0 REFERÊNCIAS	54

1.0 INTRODUÇÃO

A produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) está associada diretamente ao surgimento da industrialização e o acelerado crescimento dos centros urbanos fez com que a geração destes resíduos crescesse. Diante disso, 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 provenientes das suas atividades diárias. No Brasil, a maior percentagem em peso dos RSU refere-se à fração orgânica putrescível, sendo necessária a implantação de sistemas de gerenciamento de RSU como uma prática usual para que possa ser minimizado os riscos para a saúde humana, proporcionando também a redução dos impactos ambientais.

Para o tratamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos, a digestão anaeróbia é considerada uma das alternativas viáveis, por oferecer aproveitamento destes resíduos para converter em biogás como uma fonte energética. No entanto, os processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda não constituem uma prática muito difundida, devido à falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, aos cuidados operacionais necessários com a partida e operação do sistema. Neste sentido, a digestão anaeróbia, especialmente da fração orgânica putrescível, é de grande importância no manejo de resíduos sólidos. Por ser um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre e envolver na decomposição bioquímica da matéria orgânica quatro fases distintas que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

A hidrólise apresenta reações sensíveis a fatores externos que podem alterar a velocidade das reações e a restrição das atividades dos micro-organismos em faixas limitadas de temperatura e pH, e outros fatores que podem alterar o grau e a taxa de velocidade em que o substrato é hidrolisado, como as características do substrato, a concentração de sólidos e o tamanho das partículas. Durante a digestão da biomassa complexa, devido à estrutura rígida do material vegetal, a hidrólise é a fase limitante da velocidade e afeta diretamente a produção de CH_4 (VIDAL et al, 2011).

Neste trabalho foi aplicado o processo de tratamento anaeróbio putrescível de aos resíduos sólidos vegetais (RSV), misturados com lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES), sendo realizado em três etapas experimentais, em reator anaeróbio operado em batelada.

2.0 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o processo hidrolítico na codigestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais (RSV) mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES), em condições de temperatura ambiente e concentração de sólidos totais de 40g/L em reator anaeróbio de batelada.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar as eficiências de transformações de material orgânico e nitrogenado na fase hidrolítica no processo de codigestão anaeróbia de RSV e lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES).
- Estimar as constantes cinéticas do processo hidrolítico da codigestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário.

3.0 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Resíduos sólidos

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são provenientes de residências, comércios, indústrias, estabelecimento de saúde, limpeza pública, construção civil e agrícola. Sendo assim, a composição do RSU gerado vai depender da fonte geradora de resíduos. Os RSU são constituídos por materiais recicláveis, inertes e materiais 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. Os resíduos sólidos vegetais (RSV), mais especificamente resíduos de frutas e verduras são provenientes de atividades desenvolvidas em feiras livres, mercados e centrais de abastecimento. De acordo Bouallagui et al. (2005), o percentual de matéria orgânica presente nesses tipos de resíduos é expresso em termos de sólidos totais voláteis com 87%, apresentando um percentual de 75% de açúcares, 9% de material celulósico e 5% de lignina.

No Brasil cerca de 55% (percentual em peso) dos RSU produzidos, constituem a parcela de material orgânico que estão sendo em sua grande maioria dispostos em aterro sanitário e lixões passando a gerar lixiviado que é responsável pela poluição e/ou contaminação do meio ambiente, além da produção do biogás que é constituído de CO₂, CH₄, H₂S e N₂, que são lançados diretamente na atmosfera. Neste sentido é de suma importância tratar esse tipo de resíduo, sendo considerado como alternativas de tratamento para degradar esse material fermentável à digestão anaeróbia e a compostagem.

A fração orgânica dos RSU é uma problemática permanente na engenharia sanitária, devido à dificuldade de segregação e classificação, quando misturada a outras frações de resíduos, bem como a capacidade de causar emissões de gases poluentes em aterros sanitários (DE GIOANNIS et al., 2008). Neste contexto, a fração orgânica fermentável dos RSU é biodegradada naturalmente com o passar do tempo, quando depositada em aterros sanitários, produzindo vários tipos de gases, inclusive aqueles responsáveis pelo efeito estufa, além de propiciar significativa concentração de material orgânico e nitrogenado no lixiviado gerado (LEITE et al. 2014).

Portanto, existem diversas técnicas de tratamento de resíduos sólidos orgânicos, dentre destacando-se a degradação biológica por vias aeróbia ou anaeróbia. A digestão anaeróbia é um meio muito eficaz para a decomposição de resíduos sólidos orgânicos e vem sendo amplamente utilizada para tal finalidade. Uma das etapas mais importantes constituintes da digestão anaeróbia é a hidrólise, que promove a quebra de complexos poliméricos orgânicos a moléculas mais simples e solúveis através de enzimas extracelulares (LI et al., 2011).

3.2 Tratamento biológico de resíduos sólidos

Processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda não constituem uma prática muito bem difundida pela falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo pelo tempo necessário para bioestabilizar os resíduos sólidos anaerobiamente que é bastante longo, quando comparado aos processos aeróbios (SGORLON et al., 2011).

O princípio do tratamento anaeróbio consiste na biodegradação da matéria orgânica complexa a metano, dióxido de carbono e outros gases, na ausência de oxigênio molecular livre (ABDELGADIR et al., 2014).

Sendo assim, a digestão anaeróbia tem sido apontada como alternativa favorável para a redução do volume de resíduos orgânicos e recuperação de energia. Nos últimos anos, muitos estudos têm sido realizados para a introdução destes processos de tratamento, contudo, outro grande obstáculo na difusão desta tecnologia está relacionada a menor taxa de biodegradação em comparação com resíduos líquidos, devido a composição química e estrutura dos materiais lignocelulósicos que compõem os resíduos sólidos (FDEZ.-GÜELFO et al., 2011a). Devido à presença de compostos como a celulose, pela qual a lignina dificulta o acesso das bactérias ao substrato, os RSV são materiais que apresentam baixa biodegradabilidade.

O tratamento anaeróbio de RSO com baixa concentração de sólidos, de acordo com Leite et al., (2009) deve ser realizado em reatores anaeróbios contínuos, preferencialmente com câmaras sequenciais, e o substrato com concentração de sólidos totais variando de 4 a 8%.

3.3 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico para o tratamento de substratos orgânicos (RAPOSO et al., 2011). Este processo envolve a degradação e estabilização da matéria orgânica complexa pelo consórcio de micro-organismos conduzindo a biogás, sendo um processo que pode converter substratos complexos em biogás e digerido por ação microbiana, na ausência de oxigênio molecular livre através de quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese.

A produção de biogás consiste na mistura de metano (CH_4) e pode ser utilizado como fonte de energia renovável e dióxido de carbono (CO_2) (BEEVI et al., 2013). De acordo com Bruni (2010), a decomposição anaeróbia da matéria orgânica é um processo complexo que envolve diferentes populações microbianas, em que a maioria destas não produz CH_4 , porém realizam algumas etapas de toda a cadeia de reações. Conforme Leite et al. (2009), mencionaram que durante a digestão anaeróbia, diversas espécies de micro-organismos interagem na conversão de substâncias complexas em substâncias mais simples, como CH_4 , compostos inorgânicos, CO_2 , nitrogênio (N_2), amônia (NH_3), gás sulfídrico (H_2S) e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular.

O processo de digestão anaeróbia envolve a interação de micro-organismos: hidrolíticos, acidogênicos, acetogênicos e metanogênicos (SKOUTERIS et al., 2012). Os micro-organismos acidogênicos se desenvolvem mais rapidamente que os metanogênicos. Portanto, caso o substrato apresente elevada concentração de matéria orgânica particulada, a etapa de hidrólise será apontada como limitante, uma vez que será requerido maior tempo para solubilização dos compostos orgânicos (FDEZ. - GÜELFO et al., 2011b).

Na hidrólise ocorre a solubilização de polímeros orgânicos para monômeros/dímeros, sendo um processo lento e gradual, o que o torna uma fase limitante na velocidade dos processos seguintes da digestão anaeróbia (XUE et al., 2015). Portanto os produtos solúveis da hidrólise são convertidos em CO_2 , H_2 , NH_3 e ácidos voláteis (acético, propiônico, butírico e etanol) (ABDELGADIR et al., 2014). Lauwers et al., (2013), afirma que os micro-organismos acidogênicos convertem em alcoóis e/ou ácidos orgânicos os componentes solúveis, através da hidrólise. Estes são convertidos em acetato e, finalmente, em CH_4 e CO_2 por metanogênicas acetoclásticas.

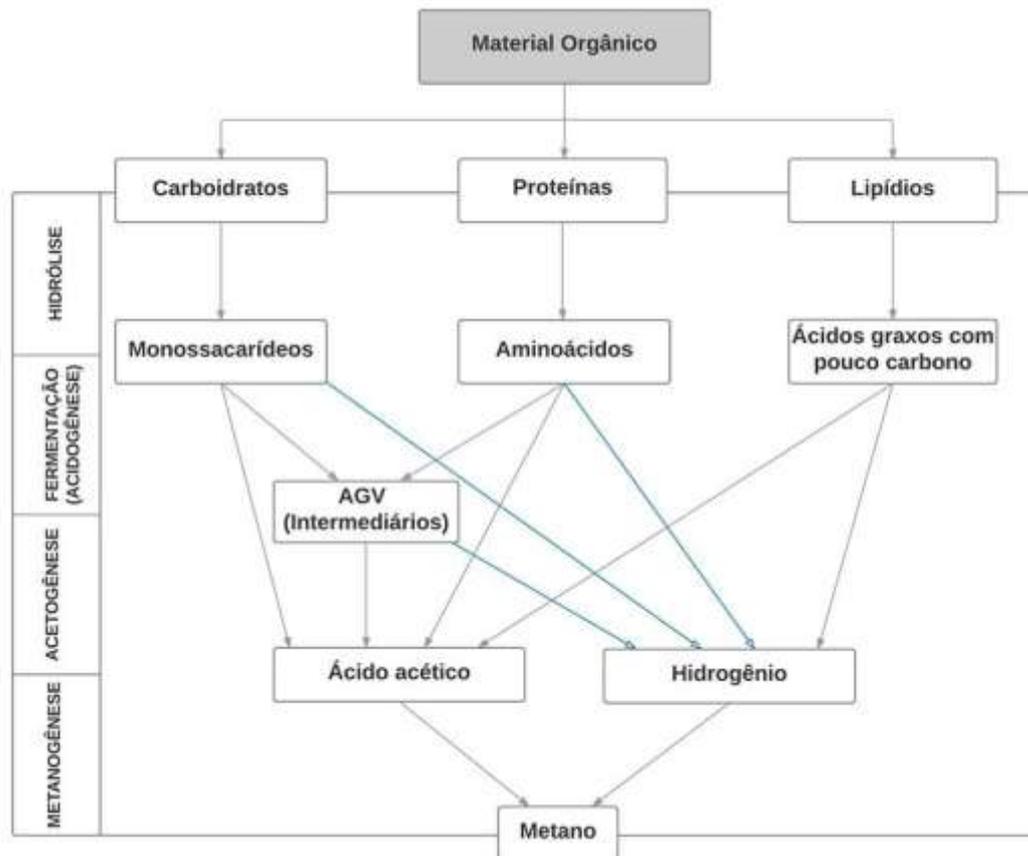
O CO_2 e o H_2 também são convertidos através das metanogênicas hidrogenotróficas a CH_4 . Portanto a etapa final da digestão anaeróbia é a metanogênese, pela qual uma variedade de bactérias consomem acetato, CO_2 e H_2 para produzir CH_4 (LI et al., 2011).

Filogeneticamente, são diversas as *Archaeas* metanogênicas, sendo mais comumente encontradas atuando com as bactérias anaeróbias, as *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales* e *Methanosarcinales*. Ressalta-se que a relação sintrófica dos micro-organismos da digestão anaeróbia torna-se importante, em virtude do H_2 não ser abundante na biosfera, e ser requisito necessário para o metabolismo de alguns micro-organismos anaeróbios, e é continuamente produzido e consumido por micro-organismos que contêm hidrogenases (STAMS & PLUGGE, 2009).

Com o intuito de diminuir o tempo de bioestabilização dos RSO via anaeróbia, estudos tem gerado resultados satisfatórios a partir do uso de inóculos. Contudo, o tempo necessário para a bioestabilização do composto é bem maior no processo anaeróbio, quando comparado ao tratamento aeróbio (FERNANDEZ et al., 2010). O tratamento anaeróbio apresenta-se como uma alternativa próspera para o tratamento dos resíduos orgânicos, uma vez que a digestão anaeróbia apresenta vantagens, tais como menor volume de lodo, e produção de biogás. Além disso, em comparação com a digestão aeróbia, os custos com a digestão anaeróbia são menores, por reduzir o consumo de energia e utilizar pequenas áreas (XUE et al., 2015).

Na Figura 1 são apresentados às sequencias metabólicas e os grupos microbianos envolvidos no processo da digestão anaeróbia.

Figura 1 - Sequências metabólicas e os grupos microbianos envolvidos no processo de digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Metcalfy e Eddy, 2015.

Teixeira et al. (2008) afirmaram que a primeira fase no processo de digestão anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos, transformando-os em compostos solúveis mais simples, os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas, uma vez que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada. Para a conversão destes materiais particulados em materiais solúveis é necessária a ação das exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas.

A elevada presença de materiais particulados no substrato pode dificultar a hidrólise destes compostos, limitando a degradação anaeróbia, o que demandaria maior tempo de detenção hidráulica para a completa solubilização da matéria orgânica. Se a matéria orgânica a ser hidrolisada, apresentar menores tamanhos de partículas, estas serão mais facilmente hidrolisadas, favorecendo as etapas seguintes da digestão anaeróbia.

A composição dos materiais lignocelulósicos depende de suas fontes, mas compreende, sobretudo celulose, hemiceluloses e lignina (CHU et al., 2012). Vários micro-organismos, tais como bactérias, fungos filamentosos e leveduras são capazes de secretar um complexo de enzimas, como as celulasas, que podem ser empregadas na hidrólise enzimática da celulose (AKARACHARANYA et al., 2014). A bioconversão de resíduos de celulose é catalisada por enzimas chamadas celulasas, sendo cruciais na ciclagem de nutrientes no ambiente.

Para Florin & Harris (2008), a produção de CO₂ foi o fator limitante para o consumo de H₂ e, por consequência, a inibição H₂ é fator limitante sobre a atividade hidrolítica. O que corrobora com Cazier et al. (2015), que afirmaram que o H₂ produzido durante a hidrólise de carboidratos pode atuar como um potente inibidor da atividade hidrolítica dos micro-organismos, seja na produção ou na secreção de enzimas extracelulares.

Em condições anaeróbias extremamente termófilas, os grupos de micro-organismos como os hidrolíticos, secretam por hidrolases que contêm vários domínios catalíticos para hidrolisar biomassa (AZMAN et al., 2015). Em geral, os micro-organismos anaeróbios secretam enzimas de diferentes tipos a partir da biomassa lignocelulósica durante a hidrólise, sendo que seus principais sistemas de enzimas complexas podem produzir glucanases, hemicelulasas, quitinases e lichanasas. A hidrólise pode ser inibida através da perda e/ou redução de atividade de hidrolase, principalmente quando os inibidores se ligam as enzimas, influenciando negativamente a atividade hidrolítica. A presença dos diferentes compostos químicos como: ácidos graxos voláteis, nitrogênio amoniacal, ácidos húmicos e fúlvicos que podem inibir a atividade hidrolítica (AZMAN et al. 2015).

Devido à natureza dos resíduos, muitas substâncias como a amônia, AGV e sulfeto/sulfato são produzidos durante o processo de biestabilização anaeróbia, e, embora sejam nutrientes essenciais para o crescimento bacteriano, o acúmulo elevada destas substâncias podem ocasionar falha operacional. Yuan e Zhu (2016) sugerem que a codigestão anaeróbia com aclimatização dos micro-organismos e a incorporação de métodos para remover ou neutralizar os inibidores da digestão anaeróbia podendo assim melhorar a eficiência no tratamento de resíduos.

Essa conversão é conseguida através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas, sendo bastante sensíveis a fatores externos como

pH e temperatura, que podem alterar a velocidade da reação e a atividade biológica dos micro-organismos envolvidos. Na sequência, bactérias acidogênicas convertem os compostos solubilizados a uma combinação de ácidos graxos voláteis e outros produtos como dióxido de carbono, hidrogênio e ácido acético, compondo a segunda etapa do processo (acidogênese) (TEIXEIRA et al., 2008).

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. Na acetogênese ocorrerá a degradação de 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, a metanogênese, etapa em que é gerado CH_4 e CO_2 (CHAUDHARY 2008; SILVA, 2009).

A metanogênese é a quarta e última fase da digestão anaeróbia, o metano é produzido por um grupo de procariontes, as metanobactérias, convertendo o acetato, hidrogênio e dióxido de carbono principalmente em metano e dióxido de carbono (LEITE et al., 2009). O metano pode ser produzido pelas bactérias acetotróficas a partir da redução do ácido acético ou pelas hidrogenotróficas, a partir da redução de dióxido de carbono.

Diversas são as fontes responsáveis pela emissão do gás metano que incluem a produção de combustíveis fósseis, como carvão, petróleo e gás natural, no tratamento de águas residuárias, queimadas e através de aterros sanitários. Contudo, o metano é projetado como fonte de energia para o futuro, uma vez que é o componente principal do gás natural. Assim, é importante o desenvolvimento de tecnologias que otimizem a produção e a utilização desse gás (SU & YU, 2015).

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 (através da metanogênese) e sulfeto através da redução de sulfato.

A sulfetogênese ocorre quando a redução de sulfatos em sistemas de tratamentos anaeróbios resulta na formação de gás sulfídrico ou ácido sulfídrico, sendo este um

composto inibidor para bactérias metanogênicas (SILVA, 2009). As bactérias sulforredutoras possuem a característica de inibir ou favorecer a metanogênese. A metanogênese pode ser inibida quando as concentrações de sulfato são elevadas, pois as bactérias redutoras de sulfato competem com as metanogênicas pelo mesmo substrato, como o hidrogênio e o acetato.

Para a digestão anaeróbia de substratos orgânicos complexos, a hidrólise é a fase limitante para a degradação de resíduos sólidos. Sendo assim, a adoção de métodos de pré-tratamento físicos, químicos e/ou biológicos é de grande importância para aumentar a eficiência desta fase. Segundo Curry & Pillay (2012), o biogás rico em CH₄ produzido na digestão anaeróbia é considerado uma fonte energética renovável, adequando-se à produção de energia e pode substituir as fontes energéticas fósseis.

Os RSO são tipicamente de natureza muito diversa, e a sua degradabilidade anaeróbia depende da composição, em termos de carboidratos, proteínas, lipídios e frações lentamente degradáveis como a lignocelulose. Na decomposição dos resíduos é considerado fator limitante no processo da hidrólise, subsequentemente a cinética de degradação biológica também difere com a composição do resíduo/substrato, porque cada um dos sucessivos produtos da hidrólise é degradada por uma população bacteriana diferente (NIELFA et al., 2015). Diante do exposto percebe-se que as fases de hidrólise e acidogênese. Segundo Komemoto et al. (2009) são significativamente afetadas por condições físico-químicas como temperatura e pH.

3.3.1 Fatores intervenientes na digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia dos RSO é um processo complexo envolvendo uma série de fases de degradação diferentes. Os micro-organismos que participam do processo são específicos para cada fase e, portanto, podem ter requisitos ambientais diferentes.

Muitos são os fatores que influenciam no processo de tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos orgânicos, Viriato (2013) e Abdelgadir (2014) afirmaram que a eficiência do tratamento anaeróbio depende de vários parâmetros, sendo os principais, aqueles que estão relacionadas com as condições de funcionamento do reator como umidade, nutrientes, temperatura, concentração de sólidos totais, granulometria, pH e alcalinidade.

3.3.2 Umidade

A umidade apresenta-se como fator primordial para a decomposição dos resíduos sólidos orgânicos, considerando que o conteúdo de umidade e de matéria orgânica representam os principais requisitos básicos para o início do crescimento dos micro-organismos.

O resíduo vegetal normalmente tem maiores concentrações de carboidratos solúveis do que proteína, além do elevado teor de umidade o que pode favorecer a biodegradação do substrato e aumento da produção de CH_4 (MAZARELI, 2015). A digestão anaeróbia pode ser bem mais sucedida quando os teores de umidade estiverem elevados proporcionando aos micro-organismos maior atividade. Vale salientar que altos teores de umidade podem dissolver facilmente matéria orgânica passível de degradação, podendo ocasionar inibição das fases iniciais de solubilização do processo.

3.3.3 Nutrientes

Para o desenvolvimento metabólico no processo anaeróbio faz-se necessário à existência de uma relação de carbono e nitrogênio situada na faixa de 20:1 a 30:1, sendo recomendável para o melhor desempenho anaeróbio que essa relação esteja em torno de 25:1. Relações inadequadas podem resultar em acúmulo de produtos intermediários no digestor, como nitrogênio amoniacal e Ácidos Graxos Voláteis (AGV), potencializando a inibição do processo através da diminuição de sua atividade metanogênica. A relação C/N ideal varia com o tipo de substrato a ser digerido (LI et al., 2011).

A relação C:N é um fator relevante, pois, todos os organismos vivos necessitam de nitrogênio para sintetizar proteínas, devendo existir uma correta proporção entre o carbono e o nitrogênio, senão as bactérias não serão capazes de consumir todo o carbono presente, e a performance do processo será baixa.

A relação ótima de C:N situa-se entre 20-30:1 para o início do tratamento e entre 10-13:1 para que o resíduo seja considerado estabilizado (RAO & SINGH, 2004). A relação C:N é de grande importância na bioestabilização da matéria putrescível, quando essa relação é muito pequena, o carbono que é a fonte de energia dos micro-organismos pode ser insuficiente na conversão do nitrogênio, que acaba sendo perdido nesse processo. Caso essa relação apresente-se muito baixa poderá ocorrer toxicidade provocada pela amônia. Quando a relação C:N aponta valores acima da faixa de 30:1,

levar-se-á mais tempo para reduzi-la a um valor desejável, devido às suas altas concentrações de nitrogênio.

3.3.4 Temperatura

A bioestabilização da matéria orgânica é realizada através das atividades enzimáticas. Quanto à temperatura as atividades enzimáticas são classificadas em psicrófilas (12 a 18°C), mesófilas (25 a 40°C) e termófilas (55 a 65°C) (BOUALLAGUI et al., 2009; RIAU et al., 2010).

De acordo com Menezes (2012) a temperatura é um fator importante a ser observado na digestão anaeróbia, uma vez que esta pode alterar a atividade metabólica dos micro-organismos, influenciar nas taxas das reações enzimáticas e desnaturar enzimas e proteínas em geral. A temperatura exerce papel vital na degradação da fração orgânica dos RSU, podendo afetar significativamente na conversão, cinética, estabilidade, qualidade do efluente e, conseqüentemente, no rendimento de formação do CH₄ (ZHANG et al., 2006).

Na digestão anaeróbia a temperatura tem efeitos importantes a serem observados, uma vez que esta pode alterar a atividade metabólica dos micro-organismos 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).

3.3.5 Concentração de sólidos totais

Abbassi-Guendouz et al. (2012), descreveram que baseando-se nos sólidos totais contidos nos resíduos sólidos, são desenvolvido três principais tipos de tecnologias para a digestão anaeróbia: processos úmidos (teor de sólidos totais inferior a 10%), semi-secos (teor de sólidos totais variando entre 10 a 20%) e secos (teor de sólidos totais superior a 20%). A tecnologia seca, também chamada de processos anaeróbios com alta concentração de sólidos totais, se torna atrativo devido reduzir a quantidade de água presente no resíduo bruto, e, conseqüentemente, minimiza o tamanho do reator utilizado no tratamento. Entretanto, são relatadas dificuldades na operação da digestão seca em escalas laboratorial e industrial devido a altas concentrações de sólidos totais.

Leite et al., (2009) estudaram a influência da alta e baixa concentração de sólidos totais, utilizando o substrato constituído de resíduos sólidos vegetais misturados com lodo de esgotos sanitário, sendo um dos reatores alimentado por substrato de alta concentração de sólidos totais com 20% e outro com apenas 5% de sólidos totais. Constatou-se que o reator com baixa concentração de sólidos, apresentou menor tempo de retenção para a remoção da DQO, 90 dias, enquanto que o reator alimentado com substrato de alta concentração de sólidos apresentou 270 de retenção para remoção de DQO.

Menezes (2012) utilizando três níveis de concentração de sólidos (36,2; 48,5 e 59,9 g.L), também comprovou em seu estudo, que a maior produção de biogás e metano, ocorreu na menor faixa de concentração de sólidos (36,2 g.L). Portanto, menores concentrações de sólidos totais favorecem a otimização do tempo para bioestabilização da matéria orgânica presente no reator.

3.3.6 Granulometria

A granulometria esta relacionada as dimensões de partículas sólidas, ou seja, define 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, 2001).

A composição dos RSU 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 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).

3.3.7 Alcalinidade e pH

De acordo com Metcalf e Eddy (2015):

Bicarbonatos de cálcio, magnésio e amônio são exemplos de substâncias com capacidade de tamponamento encontrada em

digestores anaeróbios. A alcalinidade no conteúdo de um reator é proporcional à concentração de sólidos alimentados ao reator. A alcalinidade presente no conteúdo do reator é consumida pelo dióxido de carbono, não pelos ácidos graxos voláteis, o dióxido de carbono é formado nas fases de fermentação e metanogênese do processo digestão. Devido à pressão parcial do gás no interior do digestor, o dióxido de carbono formado é solubilizado no líquido, formando ácido carbônico, o qual consome a alcalinidade. Os ácidos graxos voláteis são produtos intermediários da digestão na fase ácida e consomem alcalinidade.

A importância da alcalinidade no monitoramento de reatores anaeróbios deve-se à necessidade do sistema em manter o pH dentro da faixa requerida pela população metanogênica, uma vez que a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos orgânicos que precisam ser tamponados (BARCELOS, 2009).

O pH está relacionado diretamente com a alcalinidade, pela presença de sistema carbônico (bicarbonatos), e com os ácidos graxos voláteis no biodigestor anaeróbio (Reis, 2012). Van Haandel & Lettinga (1994) afirmaram que, para efeito de cálculos, enquanto a escala de pH é logarítmica, a escala de alcalinidade é linear, resultando por exemplo, em um grande consumo de substância alcalina para um pequeno abaixamento do pH, o que torna mensurável a diminuição significativa da capacidade tampão do meio em digestão, indicando a necessidade de adição de alcalinizantes.

3.4 Cinética da digestão anaeróbia

O estudo cinético da biodigestão anaeróbia é um fator indispensável, por proporcionar a otimização ao que se refere aos parâmetros químicos objetivando a determinação de projetos para digestores de configuração em escala real. Portanto, consiste em estudar as velocidades de crescimento dos micro-organismos acompanhadas da utilização de substrato e da formação de produtos. Essas velocidades devem ser expressas em termos matemáticos por modelos que representem com clareza a eficácia dos processos.

Devido à complexidade dos substratos e ao envolvimento de diversos micro-organismos interagindo associadamente, no caso da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos torna-se difícil descrever um modelo matemático que represente com clareza as reações enzimáticas dos processos biológicos (SILVA, 2009). Diante disso, é

fundamental para o estudo da cinética de tais processos, que se fixe uma temperatura e posteriormente, analisar a velocidade de degradação do substrato em função do tempo.

O modelo cinético de Monod tem sido usado para descrever o processo cinético em reatores anaeróbios, propõe uma cinética de saturação, para as substâncias que estão em excesso no meio, com exceção do substrato limitante. Assim sendo, a equação que produzirá melhor efeito para a remoção do substrato com presença de material particulado, obedecerá à cinética, apresentada na Equação 01.

$$S = S_0 \times e^{-k t} \quad (01)$$

Onde:

S_0 : Concentração inicial do substrato (g.L);

S : Concentração do substrato no instante t (g.L);

k : Taxa específica de utilização do substrato (d^{-1});

t : Tempo (d);

e : Base do logaritmo natural, equivalente a 2,7182...

A constante cinética (k) é instituída de modo que comparar-se a degradabilidade do material orgânico após um determinada variação temporal. Sendo, inicialmente, aplicada uma quantidade de substrato máxima e que tende a diminuir no decorrer do tempo.

3.5 Codigestão anaeróbia

A proporção entre os resíduos a serem usados na codigestão anaeróbia é um fator primordial para melhor aproveitamento e estabilidade do processo. A codigestão anaeróbia utiliza simultaneamente diferentes tipos de resíduos no processo de digestão e tem como principal objetivo aumentar a produção de biogás (BELLE et al., 2015; YAO et al., 2014 e LINKE et al., (2013). Segundo Xie et al. (2011) e Sosnowski (2003), a codigestão anaeróbia pode aumentar a produção de biogás, melhorar a capacidade de tamponamento do sistema favorecendo o desempenho das *Archaeas* metanogênicas, diminuir a inibição por potenciais elementos tóxicos e proporcionar relação C/N adequada para o processo.

A codigestão de resíduos sólidos orgânicos com outros tipos de resíduos pode otimizar o processo de tratamento. O uso do cossustrato melhora, em muitos casos, a produção de biogás em razão, entre outros fatores, do efeito sinérgico estabelecido no meio de digestão e na melhoria no balanço de nutrientes. Às vezes, o uso do cossustrato pode também ajudar a estabelecer o conteúdo de umidade requerida para o processo de digestão (MATA-ALVAREZ et al., 2000).

Um exemplo de codigestão é a adição de lodo de esgoto aos resíduos sólidos vegetais. Essa mistura tende a acelerar o processo de digestão pelo fornecimento de nitrogênio e de inóculo (SGORLON et al., 2011).

Segundo Hubenov et al., (2015) em estudo do processo de biometanização, tratando a mistura de dejetos suínos e resíduos de frutas e legumes, constataram que a geração de gás metano, estável e eficaz, foi obtida na proporção ótima de 70% de dejetos suínos para 30% de resíduos de frutas e legumes. Os mesmos autores afirmaram, ainda, que a codigestão anaeróbia deste tipo de resíduo pôde melhorar a estabilidade do processo anaeróbio, e conduziu a uma maior produção de metano.

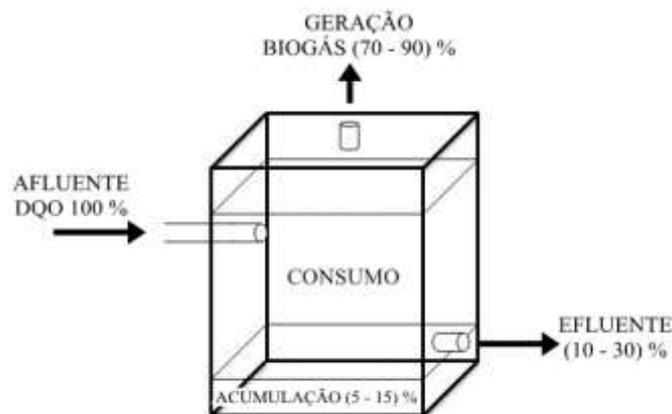
3.6 Balanço de massa: fundamentos

O balanço de massa tem o objetivo de fornecer dados que subsidiam a uma avaliação real dos mecanismos envolvidos no processo de bioestabilização anaeróbia dos RSV com lodo de esgoto sanitário. O balanço de massa é fundamentado na Lei da Conservação da Massa de Lavoisier, segundo a qual nas reações químicas, para sistemas fechados, a massa dos reagentes é igual à massa dos produtos, portanto a matéria não pode ser criada nem destruída, podendo ser representada de forma simplificada pela Equação (02).

A Figura 2 representa com o fluxo de massa, avaliada em termos do DQO, no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos orgânicos, no interior de um biodigestor anaeróbio.

$$\text{Acumulação} = \text{Afluente} - \text{Efluente} + \text{Geração} - \text{Consumo} \quad (02)$$

Figura 2 - Fluxo de massa, avaliada em termos de DQO, no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos orgânicos, no interior de um biodigestor anaeróbio.



Verifica-se que a maior parte do material orgânico biodegradável, situado entre 70% e 90%, é consumido e convertido a biogás; um pequeno percentual, cerca de 5% a 15% é destinado ao anabolismo bacteriano, ou seja, utilizado para produção de biomassa, compondo a massa acumulada. A parte não metabolizada, cerca de 10% a 30%, não convertida à biomassa ou a biogás deixa o reator como material inerte (CHERNICHARO, 2001). No caso específico do tratamento dos resíduos sólidos vegetais, o balanço de massa pode ser realizado empregando-se a Equação (03).

$$M.DQO_{afl} - M.DQO_{efl} = M.DQO_{acu} \quad (03)$$

Onde:

$M.DQO_{afl}$: Massa de DQO afluente;

$M.DQO_{efl}$: Massa de DQO efluente;

$M. DQO_{acu}$: Massa de DQO acumulada.

4.0 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de realização da pesquisa

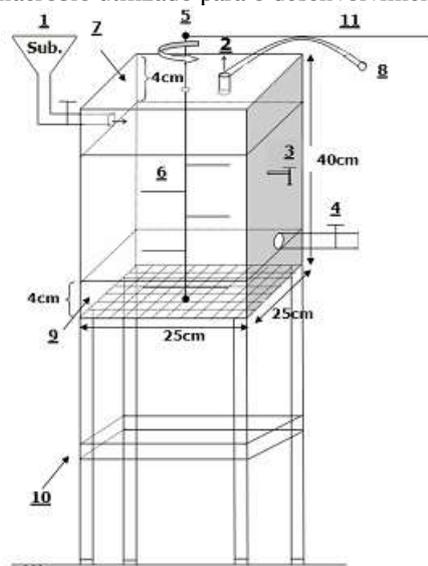
O trabalho experimental foi realizado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, localizada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, PB, na região Nordeste do Brasil.

4.2 Configurações do reator

Para a realização da investigação experimental foi monitorado um reator anaeróbio de batelada, já construído e instalado nas dependências físicas da EXTRABES. O reator (Figura 3) possui estrutura retangular de base quadrada, construída com placas de vidro de 8mm de espessura e assentado em uma estrutura metálica regulável.

O reator teve as seguintes dimensões: 40 x 25 x 25cm (altura versus largura versus comprimento, respectivamente). Sendo o volume unitário de 25L, aproximadamente 20L era destinado ao substrato e os 5L restantes na parte superior constituía o *head-space*, destinado ao armazenamento do biogás gerado. Na parte inferior do reator, foi reservado um volume de aproximadamente 3,5L destinado ao armazenamento de material parcialmente bioestabilizado, utilizado como inóculo para posterior alimentação do reator com um novo substrato, conforme se verifica na Figura 3.

Figura 3 - Ilustração do reator anaeróbio utilizado para o desenvolvimento da pesquisa.



No reator estiveram instalados os seguintes dispositivos:

- 1- Ponto de alimentação;
- 2- Coleta de biogás para análise;
- 3- Torneira para coleta do substrato a ser analisado;
- 4- Torneira para esvaziamento do reator;
- 5- Agitador do tipo paletas;
- 6- Paletas;
- 7- Volume destinado ao armazenamento do biogás (*head-space*);
- 8- Mangueira reservada para posterior coleta do biogás;
- 9- Reservatório para armazenamento de inóculo;
- 10- Estrutura suporte do reator;
- 11- Sistema de polias conectadas a agitadores e correias.

Este reator foi alimentado em regime de batelada, monitorado com os mesmos parâmetros operacionais e concentrações de sólidos totais, aplicando-se como substrato a ser tratado anaerobiamente, a mistura de onze resíduos sólidos vegetais (RSV), juntamente com lodo anaeróbio de esgoto sanitário, sendo utilizado para cada etapa experimental, com a proporção de 80% de RSV com 20% de lodo anaeróbio, para ser tratado anaerobiamente por meio de codigestão

Os RSV utilizados na preparação do substrato para a alimentação do reator foram restos de frutas e verduras coletados na EMPASA da cidade de Campina Grande - PB. Após a coleta dos resíduos, estes foram caracterizados fisicamente e processados a fim de preparar o substrato na concentração de sólidos totais de 4%. Para a preparação do substrato, foi utilizado lodo anaeróbio de esgoto sanitário, proveniente de um reator UASB, instalado e monitorado na EXTRABES.

Para a obtenção da concentração de sólidos totais desejada, o ajuste do teor de umidade do substrato preparado foi necessário a utilização de esgoto sanitário proveniente do interceptor leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande – PB, localizado nas proximidades do laboratório – EXTRABES, haja vista propiciar o acréscimo da concentração da massa microbiana, além da incorporação de algumas espécies químicas favoráveis ao desempenho do processo de bioestabilização anaeróbia. O volume de esgoto sanitário necessário para ajustar o teor de umidade do substrato, foi estimado aplicando-se as Equações 04, 05 e 06.

$$M_{R(BS)} = M_{R(BU)} \times C_{ST} \quad (04)$$

$$M_{R(UC)} = \frac{M_{R(BS)}}{C_{ST(D)}} \quad (05)$$

$$M_{ESGOTO} = M_{R(UC)} - M_{R(BU)} \quad (06)$$

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 desejada (%).

Na Figura 4, é possível apresentar, de modo geral, os procedimentos necessários para a preparação do substrato e posterior alimentação do reator. Para a preparação do substrato, os resíduos (RSV e Lodo) foram submetidos às seguintes operações:

Figura 4 - Procedimento experimental.



Após os procedimentos de coleta e caracterização física, os RSV foram triturados com o auxílio de um triturador de resíduos orgânicos da marca Trapp-TR 2000. Posteriormente, a fim de obter uma padronização no tamanho da partícula dos RSV após a trituração foram submetidos ao peneiramento em uma peneira com granulometria de 2 milímetros até a obtenção do produto final com características pastosa e uniforme. O peneiramento resultou em partículas de pequenas dimensões, deixando o substrato disponível para a degradação bacteriana, favorecendo a remoção de matéria orgânica. Na Tabela 1 são apresentadas para cada etapa deste trabalho, algumas das características de todas as três alimentações.

Tabela 1 - Alimentação do reator para as três etapas do trabalho experimental.

ETAPAS	Período de monitoramento	Massa alimentada	Concentração de Sólidos	Temperatura ambiente (°C)
1 ^a	6 de Abril – 10 de Junho de 2015	20,625kg	40,0gST/L	29,6
2 ^a	18 de Julho - 21 de Setembro de 2015	21,875kg	40,0gST/L	24,5
3 ^a	22 de Setembro – 26 de Novembro de 2015	20,3125kg	40,0gST/L	26,7

A alimentação do reator foi realizada, após todos os procedimentos necessários para a caracterização física e química do substrato, conforme disposto na Tabela 1, que

traz as informações de acordo com as etapas, sobre o período de monitoramento, a massa alimentada, concentração de sólidos totais e temperatura ambiente, a qual foi quantificada através da média das temperaturas durante todo o período de monitoramento, estando em torno de 27°C.

O monitoramento do sistema experimental foi realizado nas frações semi-sólidas (afluente, efluentes) e no biogás produzido durante o período de bioestabilização anaeróbia. Os parâmetros monitorados, as frequências, métodos e as referências de todas as análises executadas estão dispostos na Tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros, frequências, métodos e referências para as análises das frações semi-sólida e gasosa.

FRAÇÕES	PARÂMETROS	FREQUÊNCIA	MÉTODO	REFERÊNCIAS	
FRAÇÃO SEMI-SÓLIDA	ST, STV e STF	Afluente/ Efluente	Gravimétrico	APHA (2005)	
	COT			GOLUEKE (1977)	
	DQO _{Total}		APHA (2005)	Titulométrico	
	DQO _{Filtrada}				
	NTK			Micro Kjeldahl	
	N – NH ₄ ⁺				
	Ph			Potenciométrico	
	Alcalinidade			Titulométrico	
	Ácidos Graxos Voláteis (AGV)				
	C/N				-

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Resultados advindos da caracterização física dos RSV

As frações percentuais dos resíduos sólidos vegetais utilizados para a preparação do substrato para as três etapas experimentais (Tabela 3).

Tabela 3 - Frações percentuais e respectivos quantitativos dos RSV utilizado para a preparação do substrato.

Resíduos	1ª Etapa		2ª Etapa		3ª Etapa	
	Peso (kg)	Percentual (%)	Peso (kg)	Percentual (%)	Peso (kg)	Percentual (%)
Banana	11,4	11,25	3,0	4,37	1,8	2,93
Batatinha Inglesa	13,3	13,12	2,4	3,5	2,6	4,24
Cenoura	0,5	0,5	0	0	4,5	7,34
Chuchu	0,3	0,3	14,5	21,14	3,5	5,71
Jerimum	5,6	5,52	3,3	4,81	6,0	9,78
Mamão	13,9	13,73	12,3	17,93	7,0	11,41
Melancia	28,9	28,53	20,0	29,15	13,3	21,68
Melão	10,0	9,87	1,6	2,33	12,05	19,64
Pepino	6,85	6,77	5,0	7,29	4,0	6,52
Pimentão	4,3	4,25	4,4	6,41	2,8	4,56
Tomate	6,25	6,16	2,1	3,07	3,8	6,19
TOTAL	101,3	100	68,6	100	61,35	100

Analisando os dados apresentados na Tabela 3, constata-se que na 1ª etapa do experimento, dentre os resíduos vegetais descartados na EMPASA, os encontrados em maiores quantidades no período de coleta foram: melancia com o percentual de 28,5%, mamão com 13,7%, e a batatinha inglesa apresentando o valor em percentual de 13,1%, já os RSV encontrados em menores quantidades foram a cenoura com o percentual de 0,4%, e o chuchu com o quantitativo de 0,2%. Na 2ª etapa, os RSV encontrados em maiores percentuais foram a melancia com 29,1%, o chuchu com 21,1% e o mamão com 17,9%, e os encontrados em menores quantias foram o melão, o tomate, e a batatinha inglesa, com os valores de 2,3%, 3,0% e 3,5%, respectivamente. Para a 3ª os RSV encontrados em maior número foram a melancia, o melão e o mamão com os respectivos percentuais: 21,6%, 19,6% e 11,4%, enquanto que a banana, a batatinha inglesa e o pimentão apresentaram-se com os seguintes percentuais 2,9%, 4,2% e 4,5%.

Percebe-se que nas três etapas experimentais a melancia e o mamão se apresentaram como os resíduos com maior descarte na EMPASA, tal fato dá-se a grande quantidade de água que constituem estes resíduos, levando-os a uma menor durabilidade quando comparado aos demais resíduos da Tabela 3. Por fim, concluída a caracterização física dos RSV foi realizada a caracterização química, cujos resultados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Resultados advindos da caracterização química dos RSV utilizados para a alimentação do reator.

Resíduos	Banana	Batata inglesa	Cenoura	Chuchu	Jerimum	Mamão	Melancia	Melão	Pepino	Pimentão	Tomate
Parâmetros											
pH	3,5	3,97	5,3	5,3	5,4	4,0	5,1	4,65	4,94	4,75	4,88
AT gCaCO ₃ /L	0	0	0,72	1,08	4,39	0	0,18	0,98	2,23	2,94	3,5
AGV (g/L)	12,03	3,88	4,542	3,01	6,22	9,29	1,98	1,65	4,37	3,39	4,64
DQO _{Total} (g/L)	88,14	122,4	32,63	24,6	55,37	38,39	52,54	51,91	25,27	30,2	22,17
ST (g/L)	121,8	139,6	93,8	37,4	68,2	53,8	54,5	69,6	28,5	38,8	24,3
STV (g/L)	116,19	115,6	59,04	33,9	55,2	45,13	39,17	53,9	20,86	31,04	18,01
STF (g/L)	5,61	24,0	34,76	3,5	13,0	8,67	15,33	15,7	7,64	7,76	6,29
TU (%)	87,82	86,04	90,62	96,26	93,18	94,62	94,55	93,04	97,15	96,12	97,57
NTK (g/L)	1,6	1,25	1,8	1,98	1,53	2,39	1,4	1,08	1,2	1,9	1,42
N-NH ₄ ⁺ (g/L)	0,19	0,25	0,27	0,31	0,35	0,16	0,18	0,14	0,3	0,62	0,93
COT (g/L)	64,55	64,22	32,8	18,83	30,66	25,07	21,76	29,94	11,58	17,24	10,00
C/N	40,34	51,37	18,22	9,51	20,04	10,49	15,54	27,72	9,65	9,07	7,04

Dos onze tipos de resíduos estudados, pode-se constatar que os resíduos caracterizados que apresentaram os maiores valores na concentração de sólidos totais foram a batatinha inglesa, a banana e a cenoura com os respectivos valores 139,6, 121,8 e 93,8g/L e as menores concentrações de sólidos estiveram com o chuchu (37,4g/L), o pepino (28,5g/L) e o tomate (24,3g/L).

Ao que se refere à concentração de DQO_{Total}, os maiores valores foram da batatinha inglesa (122,4g/L), da banana (88,1g/L) e do jerimum (55,3g/L), enquanto que os menores valores de DQO_{Total} foram apresentados pelo tomate (22,1g/L), o chuchu (24,6g/L) e o pepino (25,2g/L).

Em relação aos valores de pH, o menor valor foi o da banana (3,5) e o maior valor de pH foi apresentado pelo jerimum (5,4), de certo todos os onze tipos de RSV coletados para a preparação do substrato, apresentaram características ácidas, como pode ser observado na Tabela 4.

Na Tabela 5, são apresentados os resultados relativos a caracterização química do lodo anaeróbio e do esgoto sanitário utilizados para a preparação do substrato.

Tabela 5 - Caracterização físicas e químicas do Lodo Anaeróbio de esgoto sanitário (LAES) e do esgoto sanitário (ES) utilizado na preparação do substrato.

Parâmetros	LAES	ES
pH	8,0	7,4
AT (gCaCO ₃ /L)	6,98	0,437
AGV (g/L)	2,98	0,102
DQO _{Total} (g/L)	48,85	0,563
ST (g/L)	63,1	1,18
STV (g/L)	28,92	0,746
STF (g/L)	34,18	0,434
TU%	93,69	99,88
NTK (g/L)	0,68	0,067
N-NH ₄ ⁺ (g/L)	0,14	0,054
COT (g/L)	17,9	0,41
C/N	23,6	6,11

O percentual dos sólidos totais, conforme apresentado na Tabela 5, para o LAES foi de 6,3% (63,1g/L) e para o ES foi de 0,1% (1,1g/L). E concentrações de STV foram de 28,9g/L para o LAES e 0,7g/L para o ES. O COT esteve situado em 17,9g/L para o LAES e 0,4g/L para o ES. Ao que se refere ao pH, tanto para o lodo quanto para o esgoto, ambos apresentaram pH neutro com os respectivos valores de 8,0 e 7,4 unidades.

A relação C/N dos RSV variou de 7,0 a 51,3 unidades com valor igual a 9,5 após a mistura de todos os RSV. Esse valor situou-se abaixo do valor recomendado pela literatura para esta relação (C/N 25:1), portanto a adição do LAES, na preparação do substrato, objetivou, além do acréscimo de pH, a elevação desta relação com o intuito de favorecer a digestão anaeróbia. Após a preparação do substrato, mesmo o LAES tendo apresentado a C/N igual a 23,6, o substrato não atingiu a faixa de valor que possibilita a bioestabilização dos RSV, apresentando para a 1^a, 2^a e 3^a etapas, os valores de 11,8, 12,1 e 22,1 respectivamente.

Na Tabela 6 são apresentados os dados dos parâmetros químicos da caracterização dos substratos afluentes e parcialmente bioestabilizados descarregados dos reatores.

Tabela 6 - Características químicas dos substratos afluentes e parcialmente bioestabilizados.

Parâmetros	ETAPAS					
	1 ^a		2 ^a		3 ^a	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
TU%	95,95	95,50	95,96	96,37	95,94	96,6
ST (g/L)	40,05	35,00	40,04	36,36	40,06	35,98
STV (g/L)	32,26	28,2	32,03	29,19	32,4	28,97
STF (g/L)	7,78	6,8	8,01	7,17	7,66	7,01
COT (g/L)	17,92	15,66	17,79	16,21	18	16,09
pH	6,7	5,8	7,91	5,61	7,3	5,58
Al Parcial (gCaCO ₃ /L)	1,55	0,69	7,1	0	6,10	0
Al. Intermediária (gCaCO ₃ /L)	5,13	7,66	3,595	8,925	1,78	7,41
AT (gCaCO ₃ /L)	6,69	8,36	10,69	8,92	7,89	7,41
AGV (gH-Ac/L)	6,64	8,39	4,69	11,52	4,43	11,27
AGV/AT	0,99	1,00	0,43	1,29	0,56	1,52
DQO _{Total} (g/L)	37,93	26,16	38,31	28,51	37,97	30,07
DQO _{Filtrada} (g/L)	10,35	20,23	13,33	21,47	17,98	23,87
NTK (g/L)	1,51	0,95	1,46	0,49	0,81	0,36
N-NH ₄ ⁺ (g/L)	0,12	0,29	0,22	0,46	0,12	0,32
N-Orgânico (g/L)	1,38	0,66	1,23	0,03	0,66	0,04
Relação C/N	11,85	16,43	12,15	32,60	22,16	44,14

Analisando-se os dados da Tabela 6, pode-se verificar que o substrato utilizado para alimentação do reator nas três etapas do trabalho experimental, apresentaram concentrações de DQO_{Total} igual a 37,9; 38,3 e 37,9g/L, e concentrações de sólidos totais de 40,0g/L, respectivamente para a 1^a, 2^a e 3^a etapa. Percebe-se que os valores de DQO_{Total} e ST estiveram bem próximos, devido ao ajuste do teor de umidade do substrato, aplicado ao reator nas etapas do trabalho.

Pode-se observar que o carbono orgânico total (COT) afluente atingiu as magnitudes de 17,9 (1^a etapa); 17,8 (2^a etapa) e 18g/L (3^a etapa), apresentando redução no material efluente, com os respectivos valores de 15,66; 16,2 e 16,0g/L.

Quanto às concentrações afluentes de NTK, os valores foram de 1,5; 1,4 e 0,8g/L, e para o NTK efluente apresentaram-se os seguintes valores 0,9; 0,4 e 0,3g/L. O quantitativo equivalente a 0,1; 0,2 e 0,1g/L corresponderam ao nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) afluente, enquanto que os valores de 0,2; 0,4 e 0,3g/L corresponderam ao N-NH₄⁺ efluente. Estas concentrações de N-NH₄⁺, não demonstraram serem tóxicas para a biodigestão anaeróbia devido o pH estar próximo da neutralidade, fazendo que a forma de N-NH₄⁺ fosse predominantemente da forma ionizada (NH₄⁺), sendo menos tóxica que a forma livre (NH₃).

5.2 pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis e relação AGV/AT

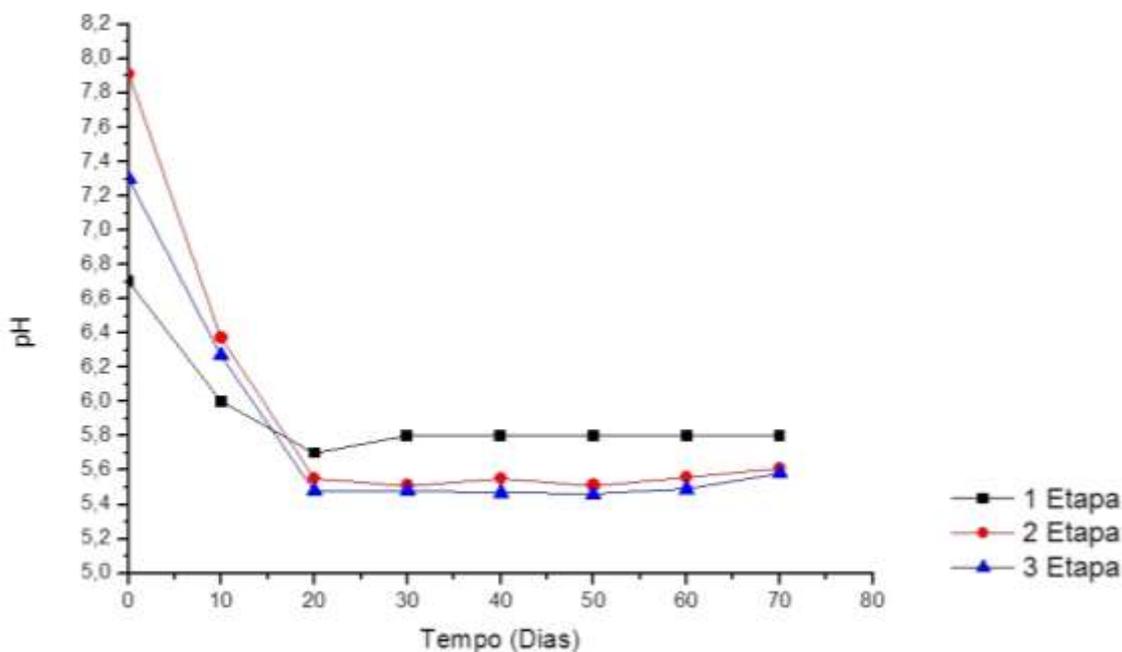
Na Figura 5 são apresentados as magnitudes dos dados de pH, Alcalinidade Total (AT), Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e a relação AGV/AT, verificados no substrato do reator ao longo do monitoramento das três etapas experimentais realizadas neste estudo

Nas três etapas do trabalho experimental, o pH apresentou variações de 5,4 a 7,9 unidades, esta faixa de valor de pH (mesmo após o ajuste com bicarbonato de sódio) está associada, as características ácidas apresentadas pelos RSV. Este mesmo problema foi observado por SILVA (2009) e por LUNA (2003), quando trataram substrato (RSV+Lodo), em reator anaeróbio compartimentado com homogeneização e biodigestor anaeróbio compartimentado sem homogeneização, respectivamente.

O pH inicial do substrato situou-se em torno de 4,1, esta faixa de valor de pH está associada a alguns tipos de resíduos que apresentam características ácidas, nessas condições o pH foi ajustado para os valores de 6,7 (1ª etapa), 7,9 (2ª etapa) e 7,3 (3ª etapa) com aplicação de bicarbonato de sódio (NaHCO_3) pureza analítica (PA), para favorecer as condições do processo anaeróbio. Valores de pH, abaixo destes podem inibir a atividade das metanogênicas, devido a acumulação de AGV no reator.

Os comportamentos das variações temporais do pH avindo do processo de monitoração do reator nas três diferentes etapas, são apresentados na Figura 5.

Figura 5 - Perfil da variação temporal do pH com os valores experimentais referentes as três etapas do sistema experimental.



Conforme a Figura 5 nota-se que nos valores de pH houve uma redução em todas as etapas deste estudo, sendo obtido na 3ª etapa o menor valor de pH que foi igual a 5,4 unidades, o maior valor de pH apresentado para o período de monitoramento do sistema experimental foi de 7,9, no afluente da 2ª etapa experimental.

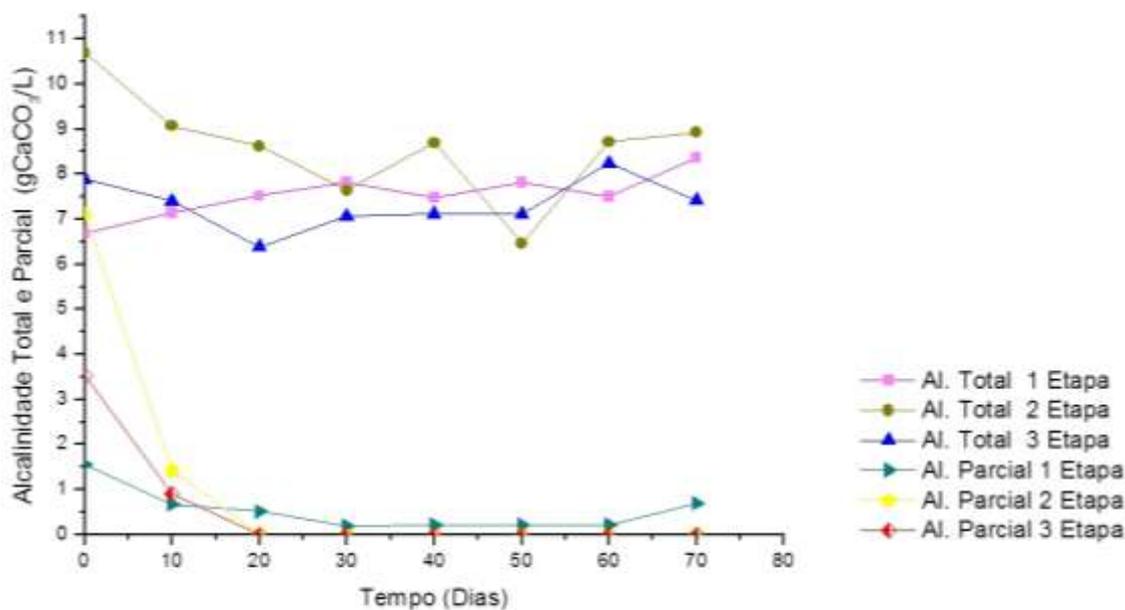
Para a 1ª etapa, o pH iniciou em 6,7 unidades, diminuído nas duas semanas subsequentes atingindo, de forma linear, valores de pH igual a 5,8 até a última semana de monitoramento. Na 2ª etapa o pH iniciou em 7,9, diminuindo significativamente até o 20º dia, com valor de pH de 5,55, seguindo com relativa estabilidade durante quatro semanas, na última semana sofreu um aumento de 0,06 unidades, atingindo o valor de pH de 5,61. Na 3ª etapa o pH inicial foi igual a 7,3, decrescendo nas duas semanas posteriores, atingindo valor de pH=5,48 continuou reduzindo até o 50º dia, em seguida o pH aumentou em 0,03 unidades no dia 60º, e, na semana seguinte aumentou novamente (em 0,09 unidades) atingindo valor de pH igual a 5,58.

Os reduzidos valores de pH, de acordo com Felizola et al. (2006), estão associados às características ácidas liberadas pelos resíduos sólidos vegetais, durante as fases de hidrólise e acidogênese ocasionando na produção e acúmulo de ácidos graxos voláteis no reator. O valor de pH em reatores anaeróbios está susceptível a diminuição devido a formação de AGV. De acordo com a Figura 8, houve aumento na concentração

de AGV, o que também justifica a redução do pH neste trabalho experimental, no decorrer de cada etapa.

Na Figura 6 apresenta-se o perfil da variação temporal das concentrações da Alcalinidade Parcial e Total ao longo do período de monitoramento do sistema experimental.

Figura 6 - Perfil da variação temporal das concentrações da alcalinidade parcial e total para cada etapa do experimento.



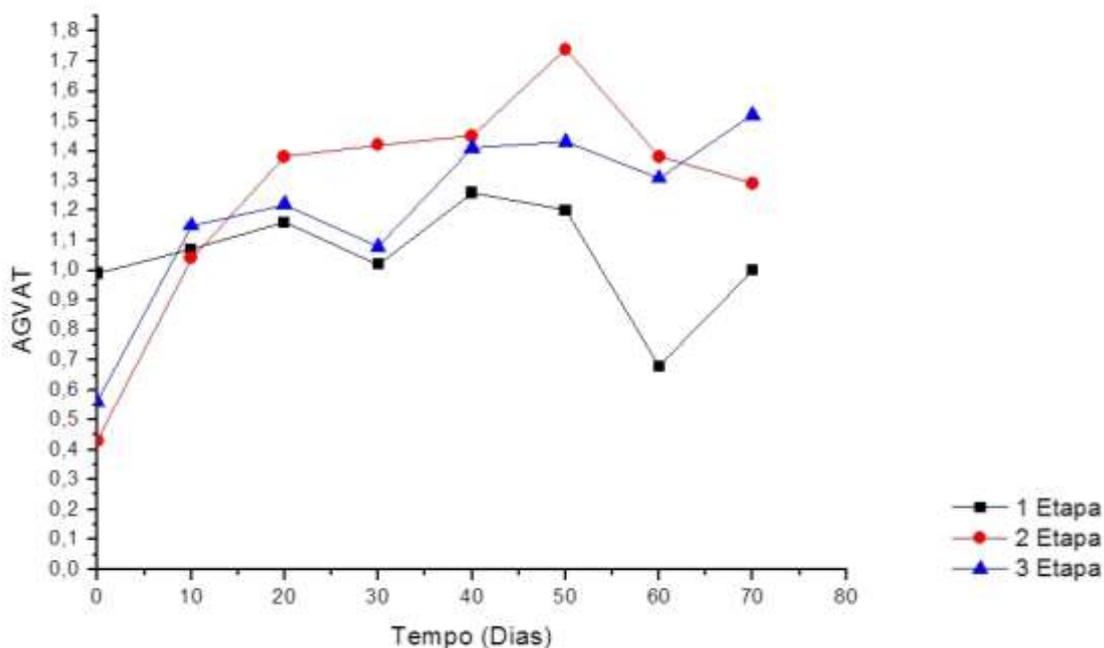
Na Figura 6, no que se refere aos valores da alcalinidade total, no afluente as concentrações nas três etapas foram de 6,6; 10,6 e 7,8gCaCO₃/L respectivamente, no efluente de cada etapa as concentrações da alcalinidade total apresentaram os seguintes valores 8,3; 8,9 e 7,41gCaCO₃/L. Observa-se que na primeira etapa houve um aumento de 1,6gCaCO₃/L na alcalinidade total, enquanto que na segunda e terceira etapa as concentrações desta alcalinidade estiveram diminuindo com valores de redução de 1,7 e 0,4gCaCO₃/L, sendo que destes, a menor redução foi na terceira etapa, tais variações deste parâmetro podem ser explicadas pela heterogeneidade dos resíduos sólidos vegetais. Os baixos valores de alcalinidade encontrados na segunda e terceira etapas do experimento refletem o distúrbio ocasionado em reatores anaeróbios, pelo acúmulo de ácidos graxos voláteis.

Percebe-se que alcalinidade parcial decresce nas três etapas experimentais, este tipo de alcalinidade abrange todos os ânions de ácidos fracos (bicarbonato, borato, silicato e fosfato), e pode ser medida a partir de valores de pH menores que 8 e acima de pH igual a 5,75, ou seja, $\text{pH}=5,75 < \text{pH inicial} < \text{pH}=8,00$. Diante disso a redução desta alcalinidade no experimento, justifica-se também através da redução do pH ao longo do monitoramento experimental.

A alcalinidade intermediária é a diferença entra a alcalinidade total e a alcalinidade parcial. Ela abrange todos os ânions de ácidos orgânicos como o ácido húmico, acético, propiônico, entre outros, e pode ser medida na faixa de pH que seja maior que 4,40 e menos que 5,75, ou seja $\text{pH}=4,30 < \text{pH} < \text{pH}=5,75$.

O comportamento da relação AGV/AT e do pH durante o período de monitoramento do reator é apresentado na Figura 7.

Figura 7 - Comportamento da relação AGV/AT para cada etapa do experimento.



Pode-se perceber na Figura 7, que os valores da relação de AGV/AT estiveram situados abaixo dos valores recomendados pela literatura, que deve ser em torno de 0,3 a 0,5 unidades. Para Chernicharo (2007) esta relação deve ser inferior ou igual a 0,3 para que o sistema apresente boa capacidade de tamponamento. 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.

Neste estudo observou-se que, os valores referentes à relação AGV/AT variaram de 0,4 a 1,7, pode-se considerar que a relação AGV/AT deste sistema não esteve dentro do que preconiza a literatura, ou seja, não apresentou boa capacidade de tamponamento, uma vez que os valores desta relação tenderam a aumentar. E estes demonstram que houve acumulação de AGV nos reatores e que a relação AGV/AT, não se manteve estável ou se quer reduziu significativamente.

5.3 DQO_{Total}, DQO_{Filtrada}, e AGV

Nas Figuras 8 e 9, são apresentadas os comportamentos das variações temporais das concentrações da DQO_{Filtrada} e dos AGV, e a DQO_{Total} e DQO_{Filtrada}, no substrato do reator ao longo do monitoramento das três etapas experimentais realizadas neste estudo

Figura 8 - Perfil da variação temporal das concentrações de DQO_{Filtrada} em função do AGV para cada etapa do experimento.

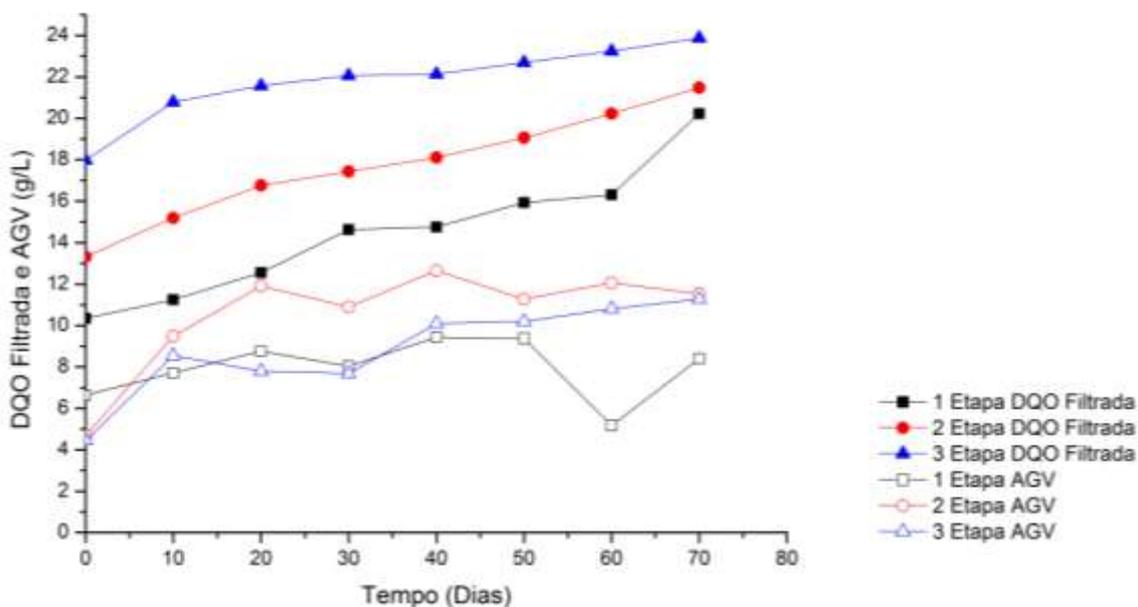
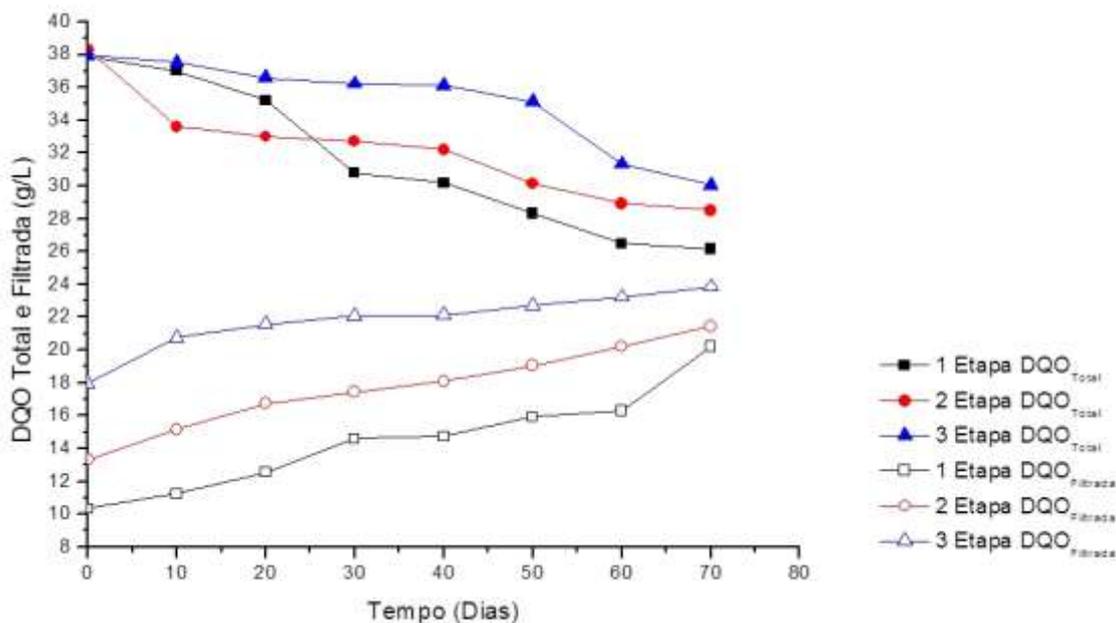


Figura 9 - Perfil da variação temporal das concentrações de DQO_{Total} e $DQO_{Filtrada}$ para cada etapa do experimento.



Analisando a Figura 8, verifica-se o aumento na produção dos ácidos graxos no decorrer do trabalho experimental, para a 1ª etapa o aumento deste parâmetro foi de 6,6 para 8,3gH-Ac./L, o que se refere ao acréscimo de 1,7gH-Ac./L de AGV no reator. Para a 2ª etapa experimental o valor afluente foi de 4,6gH-Ac./L, bem menor quando comparado ao seu efluente que apresentou o valor de 11,5gH-Ac./L, o acréscimo de AGV foi equivalente a 6,83gH-Ac./L. Para a última etapa a variação foi de 4,4 para 11,2gH-Ac./L na concentração de AGV, o aumento na produção deste parâmetro foi de 6,8gH-Ac./L. Este aumento de ácidos graxos, pode ser justificado devido os valores de pH, terem se apresentado abaixo de 6 após o 20º dia. O que corrobora Van Haandel & Lettinga (1994) que afirmaram que os valores de pH abaixo de 6,3 poderão ocasionar a fermentação ácida em relação a metanogênese, evidenciando-se pelo aumento da concentração dos AGV, causando instabilidade, com possível desequilíbrio do sistema.

Silva (2009) ressalta que o acúmulo de ácidos graxos voláteis leva a baixa produção de biogás, indicando desbalanceamento do processo em relação à produção e consumo de AGVs. O referido autor, comenta que obteve valores acima de 7.000 mg/L de AGV, sendo necessário a utilização de bicarbonato de sódio para elevar o pH do sistema.

Nas Figuras 8 e 9, os valores afluentes da DQO_{Filtrada} apresentaram-se com 10,35g/L (1ª etapa), 13,3g/L (2ª etapa) e 17,9g/L (3ª etapa) aumentando, respectivamente, para 20,2g/L, 21,4g/L e 23,8g/L, durante todo o período de monitoramento. A DQO_{Filtrada} esteve aumentando gradativamente no reator, assim como a produção de AGV (Figura 9), a maior produção de DQO_{Filtrada} foi de 95,4%, correspondente a primeira etapa do experimento, finalizando com concentração em torno de 20,2g/L. Enquanto que, a maior produção para o AGV foi na terceira etapa, com variação de concentração de 4,4 a 11,2 gH-Ac./L.

O monitoramento da DQO em sistemas de tratamento biológico têm como propósito a avaliação do consumo de material orgânico nestes sistemas. O desempenho de reatores anaeróbios com relação à conversão de material orgânico costuma variar de sistema para sistema e o desempenho vai depender do tempo de retenção adotado e das características operacionais aplicadas (GONÇALVES, 2005).

Ao analisar a Figura 9, pode-se observar que as concentrações de DQO_{Total} decresceram no decorrer do experimento, atingindo para cada etapa experimental, eficiências de remoções de 31%, 25,5%, 20,8% respectivamente. Sendo encontrados valores mais elevados e maior variação na 1ª etapa. Com base na Figura 9, verifica-se que as oscilações observadas para a DQO_{Filtrada} foram em ordem crescente enquanto a DQO_{Total} decrescia, indicando a solubilização do material orgânico.

Fdez.-Guelfo et al. (2011a) utilizando composto maturado como inóculo na hidrólise de resíduo sólido orgânico, obtiveram uma eficiência de DQO_{Filtrada} de 51%. A maior eficiência de DQO_{Filtrada} encontrada no experimento foi de 64%.

Ghanimeh et al. (2012) analisando o efeito da mistura contínua na performance da digestão anaeróbia termofílica de resíduos sólidos orgânicos, com o emprego de esterco como inóculo, obtiveram um crescimento de DQO_{Filtrada} de 87% e valores de pico próximos a 20g/L, em 48 reatores com mistura de 100 rpm. Sem o emprego da mistura, Ghanimeh et al. (2012) obtiveram um crescimento de DQO_{Filtrada} de 79%, com valores de pico próximos a 15g/L.

Nopharatana et al. (2007) digerindo anaerobiamente resíduo sólido orgânico em reator agitado em batelada por 40 dias à temperatura de 38°C, sem adição de inóculo, encontraram valores de DQO_{Filtrada} variando de 6g/L na partida a 9g/L no final do experimento, com eficiência de 33%.

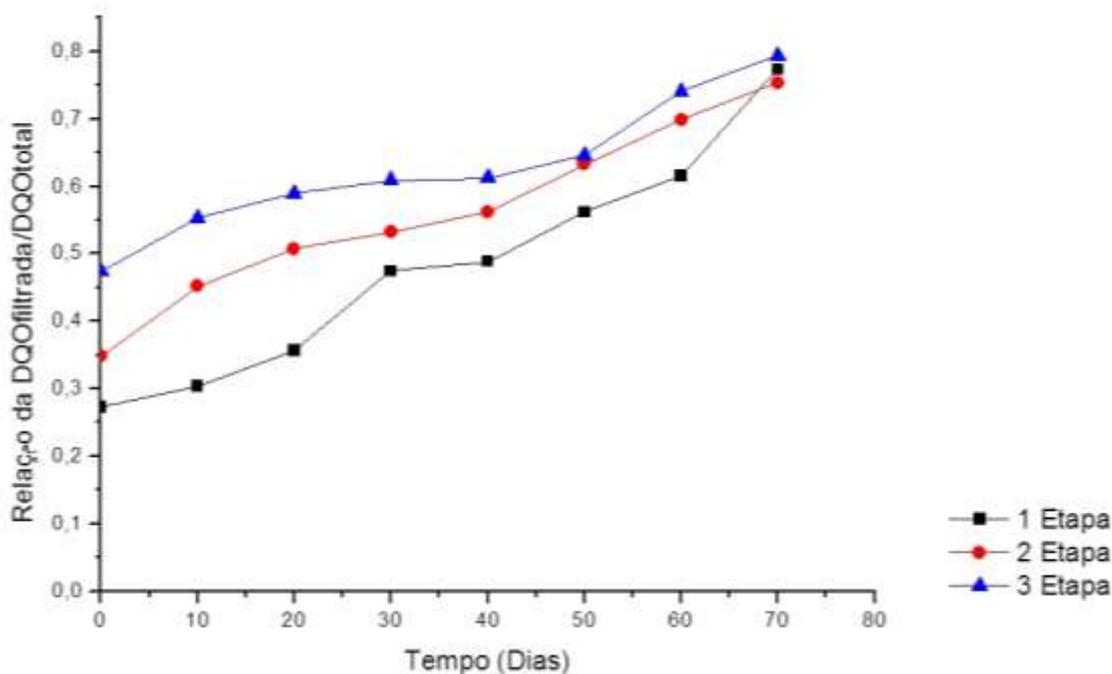
Observa-se que a primeira (31%) e segunda (25,5%) etapa, obtiveram as maiores eficiências de remoção de DQO_{Total} , enquanto que para a $DQO_{Filtrada}$, os maiores valores de produção foram a segunda (61%) e primeira (48,8%) etapa. Sabe-se que a $DQO_{Filtrada}$ representa o material orgânico dissolvido e de fácil assimilação por parte dos micro-organismos, portanto pode ser observado que ao longo do experimento a $DQO_{Filtrada}$, esteve aumentando, promovendo a conversão do material orgânico. Entretanto, a concentração de AGV foi consideravelmente aumentada em todas as etapas, principalmente na 3ª etapa (60,6%), a eficiência de remoção de DQO_{Total} pode ter sido afetada pelo aumento da produção de AGV nas duas últimas etapas experimentais. Na 1ª etapa, a produção de AGV encontrada foi a menor, em virtude da ausência de inóculo e da condição razoavelmente ácida do reator, que apresentou o menor valor de pH igual a 5,7 na segunda semana de monitoramento, ficando estável com o pH=5,8 ao longo desta etapa.

Observando a Figura 8, através das concentrações de $DQO_{Filtrada}$ e do AGV, foi possível constatar que no período de monitoramento, o material orgânico particulado foi convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular.

Na primeira etapa a relação $DQO_{Filtrada}/AGV$ aumentou de 1,5 para 2,4, na segunda etapa o aumento foi de 0,3 para 0,5, para a terceira etapa a variação foi de 0,2 a 0,4. Este comportamento indica uma relação direta, ao que se refere à solubilização da matéria orgânica presente no substrato, portanto afirma-se que, na proporção em que a $DQO_{Filtrada}$ aumentava, a produção do AGV também aumentou, o que indica que os materiais particulados complexos estavam sendo transformados em materiais menores que fossem capazes de atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Assim, a hidrólise do material particulado, bem como de material solúvel de maior tamanho, é uma etapa essencial para aumentar a biodisponibilidade. (AQUINO & CHERNICHARO, 2005).

A Figura 10 apresenta a relação $DQO_{Filtrada}/DQO_{Total}$ nas três etapas do experimento.

Figura 10 - Variação temporal da relação $DQO_{Filtrada}/DQO_{Total}$ para cada etapa do experimento.



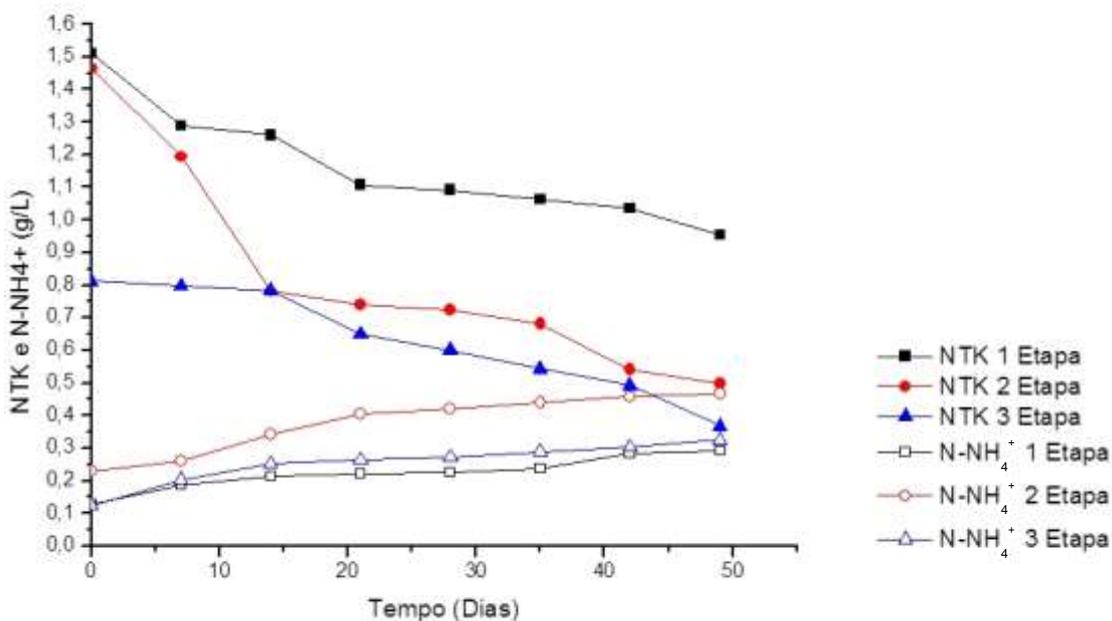
Analisando o comportamento das relações apresentadas na Figura 10, percebe-se que a variação na relação $DQO_{Filtrada}/DQO_{Total}$ foi de 0,2 a 0,7 para a 1ª etapa; de 0,3 a 0,7 na 2ª etapa, e de 0,4 a 0,7 para a 3ª etapa. Observa-se que a relação $DQO_{Filtrada}/DQO_{Total}$, aumentou gradativamente nas três etapas experimentais, indicando a ocorrência da solubilização da matéria orgânica complexa em compostos orgânicos mais simples.

Para a primeira etapa do trabalho experimental, da massa de DQO_{Total} (782,3g) aplicada para alimentação do reator, apenas 27,2% correspondia a $DQO_{Filtrada}$, no fim desta etapa, o percentual de $DQO_{Filtrada}$ atingiu o valor de 77,3% na massa de 253,7g de DQO_{Total} transformada. No início da segunda etapa, a massa de DQO_{Total} aplicada foi de 838g, deste quantitativo, 34,8% era $DQO_{Filtrada}$, da DQO_{Total} transformada (241,3g) 75,3% equivalia a $DQO_{Filtrada}$. A massa de DQO_{Total} aplicada na terceira etapa foi de 771,2g, o percentual de $DQO_{Filtrada}$ era de 47,3%, no final desta etapa, em 226,2g de massa de DQO_{Total} transformada, 79,3% equivalia a $DQO_{Filtrada}$.

5.4 Espécies de Nitrogênio

Na Figura 11 são apresentados as magnitudes dos dados de N-NH_4^+ , e NTK no decorrer das três etapas do trabalho experimental.

Figura 11 - Variação temporal das concentrações de N-NH_4^+ e NTK para cada etapa do experimento.



Na 1ª etapa a concentração de N-NH_4^+ iniciou com valor de 0,1g/L, aumentando de forma linear até atingir o valor de 0,2g/L no 42º dia, alcançando o valor final de 0,2g/L na última semana de monitoramento. Através da Figura 11, constata que a concentração de N-NH_4^+ para a 2ª etapa, iniciou-se com valores em torno de 0,2g/L nas duas primeiras semanas de tratamento, aumentando gradualmente a partir do 21º dia até chegar ao valor próximo de 0,4g/L no 30º dia, aumentando para 0,46g/L na última semana. Na 3ª etapa a concentração inicial foi de 0,1g/L para o N-NH_4^+ , que apresentou um rápido aumento nas três primeiras semanas, chegando ao valor de 0,2g/L no 21º dia; aumentou de forma linear até alcançar valor de 0,3g/L na última semana de tratamento.

Em relação às concentrações de NTK, observou-se que aconteceu um decréscimo em todas as etapas, a maior redução encontrada, foi na 2ª etapa com 3,6g/L (eficiência de 66% de remoção) e a menor redução foi de 0,5g/L (eficiência de 36,9% de remoção) correspondente a 1ª etapa experimental.

Para o nitrogênio orgânico a maior eficiência de remoção foi de 97,5% na 2ª etapa, enquanto que a 1ª etapa do trabalho apresentou a menor eficiência de remoção com 52,1%.

O N-NH_4^+ é gerado na etapa de hidrólise e consumido ao longo de todo o processo anaeróbio pela comunidade microbiana, o processo de digestão anaeróbia é fortemente influenciado pela quantidade de nitrogênio amoniacal formada, por ser um parâmetro importante para a análise da solubilização de compostos orgânicos. A elevação na concentração de N-NH_4^+ pode causar situações de instabilidade no reator, ocasionada pela toxicidade por amônia. Von Sperling (1996) afirma que em situações em que o pH do meio é inferior a 8,0 praticamente toda amônia se encontra na forma ionizada. Neste estudo o reator foi monitorado com pH abaixo de 8, sendo o valor máximo de pH igual a 7,9, encontrado na 2ª etapa do experimento.

Os aumentos nas concentrações de N-NH_4^+ após a alimentação do reator, nas três etapas experimentais, estão associados à conversão biológica de materiais orgânicos nitrogenados, presentes nos resíduos sólidos orgânicos, tais como as proteínas, que são convertidos em N-NH_4^+ pela digestão anaeróbia (SAWAYAMA et al., 2004). Silva (2009) afirma que se a hidrólise do substrato (de origem predominantemente orgânica) for bem sucedida, ocorrerá aumento na concentração de nitrogênio amoniacal.

Comparando os valores iniciais das concentrações de NTK na Figura 11, nota-se que ocorreu variação de 1,5; a 0,8g/L, e para os valores finais atingiu as magnitudes de 0,9 a 0,3g/L. Para tanto entende-se que as maiores eficiências de remoção foram de 61,7% na primeira etapa e de 40,4% na terceira etapa. É importante ressaltar que, os níveis de NTK presentes nos resíduos vegetais são bem maiores que os encontrado no esgoto doméstico. Segundo Menezes (2012) a redução no NTK, dar-se possivelmente, a parcela de NH_3 que é removida do reator na forma de biogás.

5.5 Balanço de massa

Na Tabela 7, são apresentados os dados referentes ao balanço de massa de $\text{DQO}_{\text{Total}}$ e NTK aplicado ao reator ao longo da investigação experimental.

Tabela 7 - Balanço de massa de DQO_{Total}, NTK aplicado ao reator longo do sistema experimental.

Parâmetros		Etapas		
		1 ^a	2 ^a	3 ^a
DQO _{Total} (g)	M _{apl}	782,30	838,03	771,26
	M _{acu}	528,56	596,7	545,03
	M _{tra}	253,74	241,31	226,23
NTK (g)	M _{apl}	31,18	32,01	16,49
	M _{acu}	19,25	10,4	6,67
	M _{tra}	11,92	21,60	9,82

Com base nos dados da Tabela 7, na primeira etapa experimental percebe-se que as massas residuais para a DQO_{Total} foi de 67,5% e para NTK esse valor foi de 61,7%, na segunda etapa do experimento apresentou-se os valores de 71,2% para DQO_{Total} e o percentual de 32,5% referente ao NTK, as massas residuais para a DQO_{Total} e NTK para a terceira etapa foi de 70,6% e 40,4%, respectivamente.

As eficiências de transformações para a DQO_{Total} nas 3 etapas experimentais foram de 32,4; 28,7 e 29,3% respectivamente. Para o NTK as eficiências de transformações foram de 38,2% para a primeira etapa, 67,4% para a terceira etapa e 59,5% para a terceira etapa experimental.

5.6 Determinação das constantes cinéticas

A constante cinética (k) é um dos parâmetros utilizados para avaliar o desempenho do processo anaeróbio de biodegradação de compostos orgânicos para determinado intervalo de tempo. Para a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia, os parâmetros cinéticos estudados foram obtidos empregando a Equação 01 (item 5.0). De acordo com a literatura, quanto maior for o valor da constante cinética de decaimento, maior será a remoção para o parâmetro estudado.

Nas Figuras 12 e 13 são apresentadas as tendências dos consumos de massa de das concentrações de DQO_{Total} e NTK em função do tempo para as três etapas do trabalho.

Figura 12 - Comportamento das tendências de reduções nas concentrações de DQO_{Total} de acordo com o tempo para cada etapa experimental.

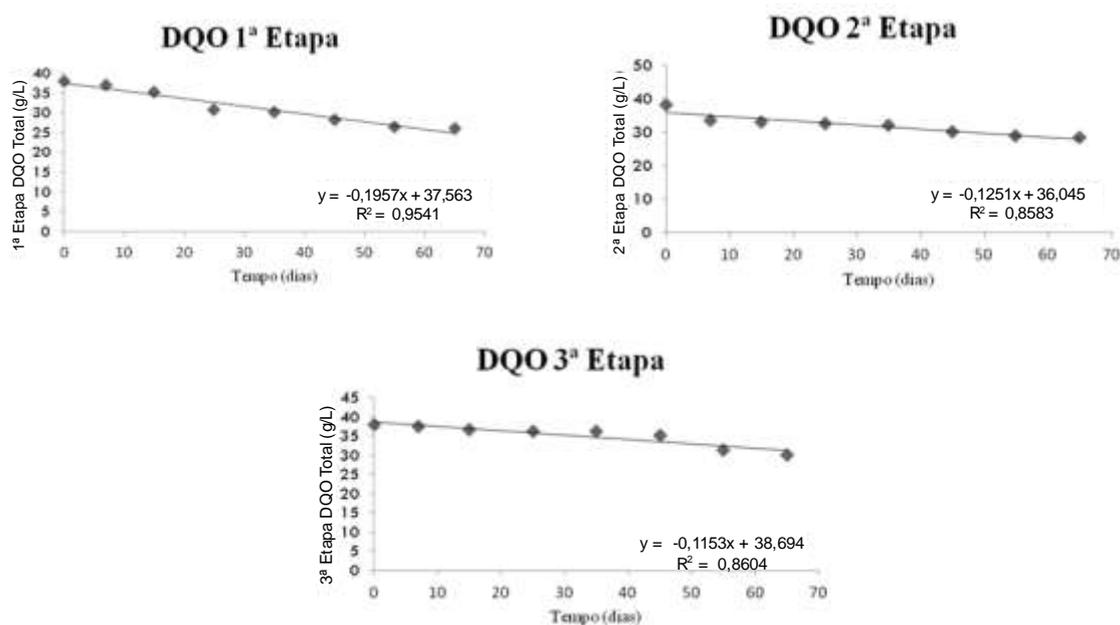
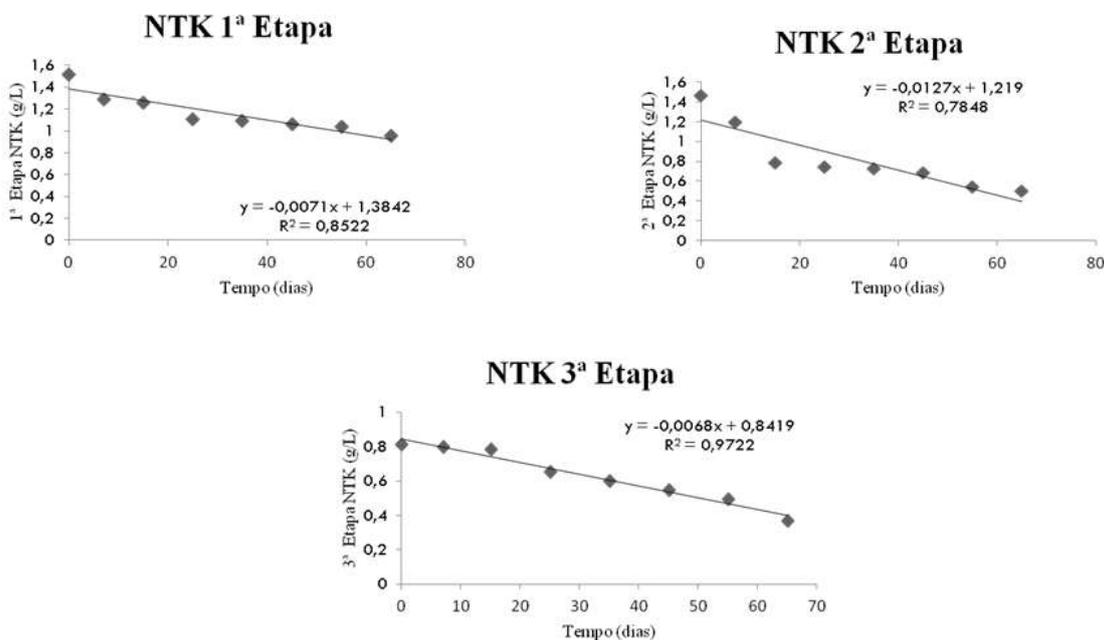


Figura 13 - Comportamento das tendências de reduções nas concentrações de NTK de acordo com o tempo para cada etapa experimental.



Nas Figuras 12 e 13 estão apresentadas as tendências de reduções temporais das concentrações de DQO_{Total} e NTK, nas três etapas, percebe-se que existiu bioconversão do material orgânico expresso em termo de DQO_{Total} e do NTK.

As constantes cinéticas para as três etapas de tratamentos estudadas durante os 198 dias de monitoramento, para a avaliação foi relacionada aos parâmetros de DQO_{Total} e NTK. estão apresentados nas Tabelas 8, 9, 10, e 11.

Tabela 8 - Constantes cinéticas (k) obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} e NTK na primeira etapa experimental.

1ª ETAPA	
DQO_{Total} (dia⁻¹)	NTK (dia⁻¹)
$3,89 \times 10^{-3}$	$2,33 \times 10^{-2}$
$3,75 \times 10^{-3}$	$1,78 \times 10^{-3}$
$9,81 \times 10^{-3}$	$1,63 \times 10^{-1}$
$3,28 \times 10^{-3}$	$3,04 \times 10^{-1}$
$9,45 \times 10^{-3}$	$4,13 \times 10^{-3}$
$1,00 \times 10^{-2}$	$4,23 \times 10^{-3}$
$1,59 \times 10^{-3}$	$8,64 \times 10^{-3}$

Na Tabela 8 verifica-se que os valores das constantes cinéticas na primeira etapa, referentes à remoção de DQO_{Total} , estiveram na mesma ordem de grandeza, exceto $k=1,00 \times 10^{-2} d^{-1}$, identificada como a maior constante cinética. Em relação ao NTK pode-se constatar variações nos valores das constantes cinéticas entre $k=3,04 \times 10^{-1} d^{-1}$ e $k=1,78 \times 10^{-3} d^{-1}$.

Tabela 9 - Constantes cinéticas (k) obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} e NTK na segunda etapa experimental.

2ª ETAPA	
DQO_{Total} (dia⁻¹)	NTK (dia⁻¹)
$1,96 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-2}$
$3,51 \times 10^{-3}$	$6,14 \times 10^{-2}$
$2,36 \times 10^{-3}$	$1,04 \times 10^{-2}$
$2,23 \times 10^{-3}$	$2,57 \times 10^{-3}$
$3,46 \times 10^{-3}$	$3,19 \times 10^{-3}$
$6,81 \times 10^{-3}$	$3,43 \times 10^{-2}$
$2,63 \times 10^{-3}$	$1,11 \times 10^{-2}$

Na Tabela 10 estão apresentados às variações das constantes cinéticas da DQO_{Total} e NTK no decorrer da segunda etapa do trabalho. Para a DQO_{Total} , a maior

velocidade cinética foi de $k=1,96 \times 10^{-2} d^{-1}$ e a menor foi de $k=2,23 \times 10^{-3} d^{-1}$. Em relação ao NTK, constata-se variações nas constantes cinéticas com valores entre $k=6,14 \times 10^{-2} d^{-1}$ e $k=2,57 \times 10^{-3} d^{-1}$.

Tabela 10 - Constantes cinéticas (k) obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} e NTK na terceira etapa experimental.

3ª ETAPA	
DQO _{Total} (dia ⁻¹)	NTK (dia ⁻¹)
$2,68 \times 10^{-3}$	$3,43 \times 10^{-3}$
$2,52 \times 10^{-3}$	$1,99 \times 10^{-3}$
$3,80 \times 10^{-3}$	$2,93 \times 10^{-2}$
$2,70 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-2}$
$6,08 \times 10^{-3}$	$1,47 \times 10^{-2}$
$1,13 \times 10^{-2}$	$9,90 \times 10^{-3}$
$6,49 \times 10^{-3}$	$3,43 \times 10^{-2}$

As constantes cinéticas referentes à remoção da DQO_{Total} na terceira etapa (Tabela 10), apresentaram maior velocidade de biodegradação com valor de $k=1,13 \times 10^{-2} d^{-1}$ e menor velocidade com $k=2,52 \times 10^{-3} d^{-1}$. Em relação à bioconversão do NTK percebe-se que as constantes cinéticas apresentaram oscilações no decorrer do tempo entre $k=3,43 \times 10^{-2} d^{-1}$ e $k=1,99 \times 10^{-3} d^{-1}$.

Tabela 11 - Constantes cinéticas (k) obtidas para os parâmetros de DQO_{Total} e NTK nas três etapas experimentais.

Etapas	DQO _{Total} (dia ⁻¹)	NTK (dia ⁻¹)
1	$5,94 \times 10^{-3}$	$7,30 \times 10^{-3}$
2	$5,15 \times 10^{-3}$	$1,7 \times 10^{-2}$
3	$5,26 \times 10^{-3}$	$1,37 \times 10^{-2}$

Os valores das constantes cinéticas apresentadas na Tabela 12, relacionadas a bioconversão de material orgânico em termos de DQO_{Total}, encontraram-se na mesma escala de grandeza, com constante média de $k_{DQO_{Total}}=5,45 \times 10^{-3} d^{-1}$. Em relação à bioconversão de NTK apresentou oscilação nos valores das constantes cinéticas entre $k_{NTK}=1,7 \times 10^{-2} d^{-1}$ e $k_{NTK}=7,30 \times 10^{-3} d^{-1}$.

6.0 CONCLUSÕES

Ao avaliar o processo hidrolítico em temperatura ambiente e em concentração de sólidos totais a 4%, observou-se que no tempo de 198 dias, apresentou:

- Tendência de aumento na geração das concentrações de AGV e consequentemente redução nas magnitudes de pH. Houve um acréscimo significativo de $N-NH_4^+$ que esta associado diretamente ao processo de amonificação nas três etapas do trabalho..

- Aumento na relação $DQO_{Filtrada}/AGV$ em todas as etapas, com destaque para a terceira etapa que apresentou o percentual de aumento de 48,9%, que é um indicador da hidrólise de material particulado presente no substrato.

- Solubilização da DQO_{Total} e do NTK; redução do pH e produção de AGV, aumento da $DQO_{Filtrada}$, e $N-NH_4^+$ no reator.

- Mesmo com o inóculo a partir da segunda etapa experimental, não foi constatado influência na variação da velocidade de consumo de DQO_{Total} , para este parâmetro o valor médio da constante cinética para as três etapas foi de $k_{DQOTotal}=5,45 \times 10^{-3} d^{-1}$. Para o NTK o maior valor obtido para a constante cinética foi de $k_{NTK}=1,72 \times 10^{-2} d^{-1}$, conferindo maior velocidade ao NTK para a bioestabilização.

7.0 REFERÊNCIAS

ABBASSI-GUENDOUZ, A.; BROCKMANN, D.; TRABLY, E.; DUMAS, C.; DELGENÈS, J.P.; STEYER, J.P. & ESCUDIÉ, R. Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *Bioresource Technology*, 2012.

ABDELGADIR, A.; CHEN, X.; LIU, J.; XIE, X.; ZHANG, K.; WANG, H. & LIU, N. Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors. *BioMed Research International*, 2014.

AKARACHARANYA, A.; TAPRIG, T.; SITDHIPOL J. & TANASUPAWAT, S. Characterization of cellulase producing bacillus and paenibacillus strains from thais oils. *Journal of Applied Pharmaceutical Science*, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington-US, 2005.

AQUINO, S.F. & CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2005.

AZMAN. S.; KHADEM. F.A.; VAN LIER, J.B.; ZEEMAN. G & CAROLINE M. Plugg. Presence and role of anaerobic hydrolytic microbes in conversion of lignocellulosic biomass for biogas production. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2015.

BARCELOS, B.R. Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos orgânicos. Brasília-DF: UnB, 2009. (Dissertação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos).

BEEVI, S.B.P.J.P. & MADHU, G. Effect of total solid concentration on anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 2013.

BELLE, A.J.; LANSING, S.; MULBRY, W. & WEIL, R.R. Anaerobic co-digestion of forage radish and dairy manure in complete mix digesters. *Bioresource Technology*, 2015.

BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.B. & HAMDI, M.; Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, 2005.

BOUALLAGUI, H.; RACHDI, B.; GANNOUN, H. & HAMDI, M.; Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of abattoir wastewater and fruit and vegetable waste in anaerobic sequencing batch reactors. *Biodegradation*, 2009.

BRUNI, E.; Improved anaerobic digestion of energy crops and agricultural residues, Denmark, 2010. (PhD Thesis, department of Environmental Engineering).

CAPUTO, H.P. Mecânica dos solos e suas aplicações . São Paulo-SP, 2001, p.395.

CAZIER, E.A.; TRABLY, E.; STEYER, J.P. & ESCUDIE, R. Biomass hydrolysis inhibition at high hydrogen partial pressure in solid-state anaerobic digestion, *Bioresource Technology*, 2015.

CHAUDHARY, B.K.; Dry continuous anaerobic digestion of municipal solid waste in thermophilic conditions. thailand, 2008. (Thesis for the degree of master, department of Engineering in Environmental Engineering and Management).

CHERNICHARO, C.A.L. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte-MG: Projeto PROSAB, 2001, p.544.

CHERNICHARO, C.A.L. Reatores anaeróbios. Belo Horizonte-MG: UFMG, 2007, p.33.

CHU, F.J.; LIN, C.W.; I, Y.P.; WU, C.H. & CHEN, D.H.; Hydrolysis of bamboo cellulose and cellulose characteristics by streptomyces griseo aurantiacus. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2012.

CURRY, N.; PILLAY, P.; Biogas Prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy*, 2012.

DE GIOANNIS, G.; DIAZ, L.F. & MUNTONI, P.A. Two-phase anaerobic digestion within a solidwaste/wastewater integrated management system. *Waste Management*, 2008.

FDEZ.-GÜELFO, L. A.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C.; SALES MÁRQUEZ, D. & ROMERO GARCÍA, L. I.; Biological pretreatment applied to industrial organic fraction of municipal solid wastes (OFMSW): Effect on anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*, 2011a.

FDEZ. - GÜELFO, L.A.; ÁLVAREZ-GALLEGO, D.; SALES, D. & GARCÍA, L.I.R.; Determination of critical and optimum conditions for biomethanization of ofmsw in a semi-continuous stirred tank reactor. *Chemical Engineering Journal*, 2011b.

FELIZOLA, C.S. Estudo cinético do tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos. Campina Grande-PB: UFPB/UEPB, 2006. (Dissertação em Desenvolvimento e Meio Ambiente).

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

FLORIN, N.H. & HARRIS, A.T. Enhanced hydrogen production from biomass with in situ carbon dioxide capture using calcium oxide sorbents. *Chemical Engineering Science*, 2008.

GONÇALVES, S.C. Efeito da agitação mecânica na codigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos. Fortaleza-CE: UFC, 2005. (Dissertação em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento).

GHANIMEH, S.; EL FADEL, M. & SAIKALY, P. Mixing effect on thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 2012.

HUBENOV, V.N.; MIHAYLOVA, S.N. & SIMEONOV, I.S. Anaerobic co-digestion of waste fruits and vegetables and swine manure in a pilot-scale bioreactor. *Bulgarian Chemical Communications*, 2015.

KOMEMOTO, K.; LIM, Y.G.; NAGAO, N.; ONOUE, Y.; NIWA, C. & TODA, T.; Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. *Waste Management*, 2009.

LAUWERS, J.; APPELS, L.; THOMPSON, I.P.; DEGRÈVE, J.; IMPE, J.F.V. & DEWIL, R. Mathematical modelling of anaerobic digestion of biomass and waste: power and limitations. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2013.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. & PRASAD, S. Tratamento Anaeróbio de Resíduos Orgânicos com Baixa Concentração de Sólidos. *Revista de Engenharia sanitária e ambiental*, 2004.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T.; PRASAD, S. & SILVA, S.A.; Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 2009.

LEITE, V.L.; SOUSA, J.T.; LOPES, W.S.; HENRIQUE I.N. & BARROS, A.J.M. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos: aspectos quantitativos. *Tecnológica*, 2014.

LEVINE, A.D.; TCHOBANOGLOUS, G. & ASANO, T. Size distribution of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water. Resource*, 1991.

LI, Y.; STEPHEN, Y. & PARK, J.Z. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2011.

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

LINKE, B.; MUHA, I.; WITTUM, G. & PLOGSTIES, V. Mesophilic anaerobic Co-digestion of cow manure and biogas crops in full scale German biogas plants: A model for calculating the effect of hydraulic retention time and VS crop proportion in the mixture on methane yield from digester and from digestate storage at diferente temperatures. *Bioresource Technology*, 2013.

LOPES, W.S.; LEITE, V.D. & PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for testing municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 2004.

LUNA, M.L.D. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades. Campina Grande-PB: UFPB/UEPB, 2003. (Dissertação em Desenvolvimento e Meio Ambiente).

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S. & LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes: An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 2000.

MAZARELI, R.C.S. Codigestão anaeróbia de resíduos vegetais e águas residuárias de suinocultura em reatores horizontais de leito fixo e alta taxa. Jaboticabal-SP: UNESP, 2015. (Dissertação em Microbiologia Agropecuária).

MENEZES, J.M.C. Influência da concentração de sólidos totais e temperatura na bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos. Campina Grande-PB: UEPB, 2012. (Dissertação em Ciência e Tecnologia Ambiental).

METCALF, E. & EDDY, M. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. Brasil, 2015, p.2008.

NIELFA, A.; CANO, R.; VINOT, M.; FERNÁNDEZ, E. & FDZ-POLANCO, M. Anaerobic digestion modeling of the main components of organic fraction of municipal solid waste. *Process Safety and Environmental Protection*, 2015.

NOPHARATANA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P. & CLARKE, W. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. *Waste Management*, 2007.

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*, 2011.

RAO, M.S. & SINGH, S.P. Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield–organic loading relationships for process optimization. *Bioresource Technology*, 2004.

REIS, A.S. Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio. Caruaru-PE: UFPE, 2012. (Dissertação em Engenharia Civil e Ambiental).

RIAU, V.; DE LA RUBIA, M.A. & PÉREZ, M. Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class A biosolids: a semi-continuous study. *Bioresource Technology*, 2010.

SAWAYAMA, S.; TADA, C.; TSUKAHARA, K. & YAGISHITA, T. Effect of ammonium addition on methanogenic community in a fluidized bed anaerobic digestion. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2004.

SGORLON, J.G.; RIZK, M.C.; BERGAMASCO, R. & TAVARES, C.R.G. Avaliação da DQO e da relação C/N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortícolas. *Acta Scientiarum Technology Maringá*, 2011.

SILVA, W.R. Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais. João Pessoa-PB: UFPB, 2009. (Tese em Química).

SKOUTERIS, G.; HERMOSILLA, D.; LÓPEZ, P.; NEGRO, C. & BLANCO, A. Anaerobic membrane bioreactors for waster treatment: a review. *Chemical Engineering Journal*, 2012.

SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, A. & LEDAKOWICZ, S. Anaerobic codigestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*, 2003.

STAMS, A.J.M. & PLUGGE, C.M. Electron transfer in syntrophic communities of anaerobic bacteria and archaea. *National Review Microbiology*, 2009.

SU, S. & YU, X. A 25 kWe low concentration methane catalytic combustion gas turbine prototype unit. *Energy*, 2015.

TEIXEIRA, A.R.; CHERNICHARO, C.A.L. & AQUINO, S.F. Influência da redução do tamanho de partículas na taxa de hidrólise de esgoto bruto doméstico. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2008.

VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente. *Epgraf*, 1994.

Vidal, BC.Jr.; DIEN, BS.; TING, K.C. & SINGH, V. Influence of feedstock particle size on lignocellulose conversion—a review. *Appl. Biochem. Biotechnol*, 2011.

VIRIATO, C.L. Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais de resíduos sólidos vegetais no processo de bioestabilização anaeróbia. Campina Grande-PB: UEPB, 2013. (Dissertação em Ciência e Tecnologia Ambiental).

VON SPERLIG, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte-MG, 1996, p.243.

XIE, S.; LAWLOR, P.G.; FROST, J.P.; HU, Z. & ZHAN, X. Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic codigestion of pig manure and grass silage. *Bioresource Technology*, 2011.

XUE, Y.; LIU, H.; CHEN, S.; DICHTL, N.; DAI, X. & LI, N. Effects of thermal hydrolysis on organic matter solubilization and anaerobic digestion of high solid sludge. *Chemical Engineering Journal*, 2015.

YAO, Y.; LUO, Y.; YANG, Y.; SHENG, H.; LI, X.; LI, T.; SONG, Y.; ZHANG, H.; CHEN, S.; HE, W.; HE, M.; REN, Y.; GAO, J.; WEI, Y. & AN, L. Water free

anaerobic codigestion of vegetable processing waste with cattle slurry for methane production at high total solid content. *Energy*, 2014.

YUAN, H. & ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2016.

ZHANG, J.; SUN, K.; WU, M. & ZHANG, L. Influence of temperature on performance of anaerobic digestion of municipal solid waste. *Journal of Environmental Sciences*, 2006.