



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

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**INFLUÊNCIA DO INÓCULO NO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS ORGÂNICOS EM REGIME BATELADA**

MESTRANDA: ROMÊNIA RUTH DE SOUSA

ORIENTADOR: Prof. Dr. WILTON SILVA LOPES

CAMPINA GRANDE-PB

2013

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

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

S725i Sousa, Romênia Ruth de.
Influência do inóculo no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos em regime batelada [manuscrito] / Romênia Ruth de Sousa. – 2013.
59 f. : il. color.

Digitado
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2013.

“Orientação: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.”

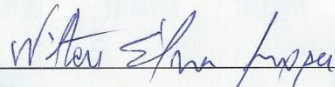
1. Resíduos sólidos. 3. Digestão anaeróbia. 3. Cinética de biodegradação. I. Título.

21. ed. CDD 363.728

Romênia Ruth de Sousa

**INFLUÊNCIA DO INÓCULO NO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS EM REGIME DE BATELADA**

Aprovada em: 09 de Dezembro de 2013



Prof. Dr. Wilton Silva Lopes

Orientador




Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

Examinador Interno



Dr. Israel Nunes Henrique

Examinador Externo



Profª. Dra. Rose Maria Duda

Examinadora Externa

ROMÊNIA RUTH DE SOUSA

**INFLUÊNCIA DO INÓCULO NO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS ORGÂNICOS EM REGIME BATELADA**

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

ORIENTADOR: Prof. Dr. WILTON SILVA LOPES

CAMPINA GRANDE - PB

2013

AGRADECIMENTOS

A DEUS, fonte de amor e sabedoria.

Aos meus pais, José Rivaldo e Euzir Gouveia, por serem meus maiores exemplos de vida. Que sempre me apoiaram nas mais difíceis situações e a quem dedico esse trabalho.

À meus irmãos Romenelli e Romulo, por todo apoio e presença na minha vida.

A minha avó Josefa (in memoriam) que mesmo não estando entre a família sinto sua presença pelos ensinamentos deixados.

Aos professores do programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UEPB, em especial ao professor Wilton Lopes pela orientação e sugestão de leituras.

Aos companheiros de laboratório Flávia, Aluísio, Railson, Albiery, Matheus Mayer por toda a ajuda nas análises durante a pesquisa na EXTRABES.

Aos demais amigos da pós-graduação Elaine, Marília, Paulo, Erivanna, Lucas, Alessandra, Franknairy, Samara, Joseilton, Alane, Risoneide, Isabelle e Lilian, pelo companheirismo durante as aulas teóricas e práticas. Em especial a Ana Calazans, Vanessa e Edlamara por estarem ao meu lado nos momentos mais difíceis e alegres.

A Jardel, pelo incentivo durante a pesquisa.

Aos amigos que me acompanharam e que de alguma forma contribuíram para a construção desse trabalho.

A CAPES pelo auxílio financeiro.

“Ainda que eu atravesse o vale escuro, nada temerei, pois estais comigo... O senhor é meu pastor e nada me faltará...”

Salmo 23

RESUMO

A escolha de inóculos para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos é de extrema importância para possibilitar o aumento na eficiência do processo de biodegradabilidade da matéria orgânica na digestão anaeróbia resultando em maiores rendimentos na produção de biogás. Esse estudo teve como objetivo avaliar o comportamento de diferentes inóculos na digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos; determinar a constante cinética de formação de nitrogênio amoniacal e quantificar a produção de biogás. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande. Foram utilizados 4 diferentes inóculos no total, sendo estes; Lixiviado, Lixiviado Adaptado, efluente de UASB, efluente de UASB Adaptado. Todos os testes foram feitos em triplicata. Os inóculos do lixiviado e do efluente de UASB adaptados foram pré-tratados em condições anaeróbias durante quatro meses antes da partida do experimento e um tratamento foi sem a adição de inóculo para efeito de estudo comparativo dos tratamentos, totalizando 15 reatores monitorados diariamente. A capacidade volumétrica dos reatores foi de 620 ml. Foram feitas coletas semanais das frações solúveis de cada tratamento da amostra líquida para realização das análises de pH, alcalinidade total, AGV, DQO solúvel, nitrogênio amoniacal, e ortofosfato solúvel. Após 216 dias de monitoramento foram descartados os materiais estabilizados e feita a caracterização pelas análises de DQO total, fósforo total, frações de sólidos e nitrogênio total. A quantificação do volume de biogás gerado foi realizada diariamente utilizando sistema manométrico. Dentre as condições estudadas, o tratamento que utilizou lixiviado obteve remoção de DQO total de 46,49%, e apresentou pH mais elevado contribuindo para uma melhor estabilidade durante o tratamento. O T3 removeu 41% de nitrogênio amoniacal e o T1 removeu 33%. A remoção de sólidos totais foi maior para o T3 com 69,8% de remoção, seguido de 45,7, 35,7, 23,1 e 22,5% para T1, T2, T5 e T4, respectivamente. A produção de biogás foi próximo a 23 L para todos os tratamentos estudados. A constante cinética de formação de nitrogênio amoniacal foi maior para o T1 indicando a rápida degradação da matéria orgânica em relação aos demais tratamentos estudados.

Palavras-chave: Resíduos sólidos orgânicos; digestão anaeróbia; inóculo; cinética de biodegradação.

ABSTRACT

The choice of inoculum for treatment of organic solid waste is of the most importance to allow increased efficiency of the process of biodegradation of organic matter in anaerobic digestion resulting in higher yields in the production of biogas. This study aimed to evaluate the behavior of different inocula in anaerobic digestion of organic solid waste, determine the kinetic constant of formation of ammonia nitrogen and quantify the production of biogas. The experimental system was installed and monitored on the premises of EXTRABES from the Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande. Four different inocula were used in total: leachate, leachate adapted, UASB effluent, effluent of adapted UASB. All tests were done in triplicate. The leachate inocula and effluents of adapted UASB were pre-treated under anaerobic conditions for four months before starting the experiment and one of treatments was without the addition of inoculum for comparative study of treatments, resulting in 15 reactors monitored daily. The volumetric capacity of the reactor was 620 ml. Weekly, samples were collected of the soluble fractions of the each treatment of liquid sample for analyzes of pH, total alkalinity, VFA, soluble COD, ammonia nitrogen and soluble orthophosphate. After 216 days of monitoring, the stabilized materials were discarded and made the characterization by analysis of total COD, total phosphorus, fractions of solids and total nitrogen. The quantification of the volume of biogas performed was made daily using manometry system. Among the conditions studied, the treatment used leachate obtained total COD removal of 46.49%, and showed higher pH contributing to better stability during treatment. T3 has removed 41% of ammonia nitrogen and T1 removed of it. The removal of total solids was higher to T3 with 69.8% of removal, followed by 45.7, 35.7, 23.1 and 22.5% for T1, T2, T5 and T4, respectively. Biogas production was close to 23 L for all studied treatments. The kinetic constant of formation of ammonia nitrogen was higher for T1 indicating rapid degradation of organic matter in relation to other treatments studied.

Keywords: organic solid wastes; anaerobic digestion; inoculum; biodegradation kinetics.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

FIGURA 1: Processos de conversão da matéria orgânica e respectivas frações de Demanda química de oxigênio (DQO) convertido em estufa....	.17
FIGURA 2: Reatores submetidos a temperatura controlada em estufa..	.29
FIGURA 3: Representação dos digestores anaeróbios utilizados para tratamento de RSO com diferentes inóculos.....	.30
FIGURA 4: Comportamento do pH dos tratamentos.....	36
FIGURA 5: Comportamento da concentração da alcalinidade total dos tratamentos	38
FIGURA 6: Comportamento da concentração de AGV dos tratamentos	40
FIGURA 7: Comportamento da concentração de DQO filtrada dos tratamentos....	.42
FIGURA 8: Comportamento da concentração de ortofosfato solúvel dos tratamentos	44
FIGURA 9: Comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal dos tratamentos	47

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Composição do resíduo sólido urbano.....	26
TABELA 2: Métodos analíticos e referências para as análises dos atributos...	28
TABELA 3: Caracterização do afluente e efluente.....	34
TABELA 4: Dados Estatísticos de Tratamento.....	49

LISTA DE ABREVIÇÕES E SIGLAS

PNSB	Plano Nacional de Saneamento Básico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
pH	Potencial Hidrogeniônico
CO ₂	Dióxido de Carbono
CH ₄	Metano
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
RSO	Resíduo Sólido Orgânico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
R S U	Resíduo Sólido Urbano
EMPASA	Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviço Agrícolas
N-NH ₃	Nitrogênio Amônia
CNTP	Condições normais de temperatura e pressão
H ₂	Hidrogênio diatômico
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
T 1	Tratamento 1 (Lixiviado)
T 2	Tratamento 2 (Efluente UASB)
T 3	Tratamento 3 (Lixiviado adaptado)
T 4	Tratamento 4 (Efluente UASB adaptado)
T 5	Tratamento 5 (Branco)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS.....	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS.....	15
3.2 TRATAMENTO ANAERÓBIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS ...	16
3.3 REATORES ANAERÓBIOS	19
3.4 FATORES QUE INFLUENCIAM NO TRATAMENTO ANAERÓBIO	20
3.4.1 Efeito da Temperatura.....	20
3.4.2 Efeito da Umidade e da Concentração.....	21
3.4.3 Efeito do pH e Alcalinidade	22
3.4.4 Efeito do Inóculo.....	24
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 LOCAL DA PESQUISA	26
4.2 COLETA E TRITURAÇÃO DOS RESÍDUOS	26
4.3 SUBSTRATO	27
4.4 REATORES ANAERÓBIO EM BATELADA	29
4.5 QUANTIFICAÇÃO DO BIOGÁS.....	31
4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	32
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	33
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE E EFLUENTE	33
5.2 RESULTADOS DAS ANÁLISES SEMANAIS.....	35
5.2.1 pH.....	35
5.2.2 ALCALINIDADE TOTAL.....	37
5.2.3 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS.....	39
5.2.4 DQO FILTRADA.....	40
5.2.5 ORTOFOSFATO	42

5.2.6 NITROGÊNIO AMONIACAL.....	45
5.3 VELOCIDADE DE FORMAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL.....	48
5.4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS.....	49
6 CONCLUSÕES	51
REFERÊNCIAS.....	52

1 INTRODUÇÃO

A quantidade de resíduos gerados de atividades industriais ou de atividades domésticas requerem atenção pelo possível impacto negativo que podem causar, caso não sejam tratados e gerenciados de forma correta.

São notáveis os mais diversos problemas relacionados à destinação dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e à falta de políticas voltadas à gestão desses resíduos.

Resíduos provenientes de sistemas de tratamento de esgotos e da coleta nas áreas urbanas relacionados à fração orgânica, são definidos como resíduos sólidos orgânicos (RSO) sendo necessário condições eficientes para o tratamento desses resíduos. Os RSO mais comuns são os resíduos de quintal e resíduos sólidos domésticos. (CASSINI, et al., 2003). Há estudos voltados para diversas formas de tratamento de resíduos sólidos orgânicos por meio da degradação biológica, utilizando o tratamento aeróbio ou anaeróbio.

A digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos têm sido eficaz para o tratamento dos RSO, além do que, tratar RSO provenientes de atividades agroindustriais é possível sem à adição de nutrientes e a matéria digerida serve como fertilizantes nas práticas de atividades agroindustriais (SHARMA et al.,1999).

O processo de tratamento da fração sólida de resíduos orgânicos pela digestão anaeróbia consiste em diferentes etapas de bioconversão da matéria orgânica resultando na produção do metano, sendo um dos constituintes do biogás. O metano é fonte energética de grande importância e o tratamento anaeróbio é viável porque minimiza a prática de exploração dos recursos naturais, além de reduzir a prática de disposição final de resíduos em aterros sanitários ou lixões. Durante o tratamento há a necessidade de condições ótimas (temperatura, período de retenção, pH, concentração de sólidos, alcalinidade, entre outros) possibilitando uma melhor eficiência na produção de biogás.

Esse trabalho de dissertação é a continuidade do trabalho intitulado "Estudo da Influência de Diferentes Inóculos no Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Orgânicos" iniciado por Mayer (2013).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito de inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos em regime batelada.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Realizar estudo comparativo dos tratamentos em digestores que operavam sem inoculação e com diferentes fontes de inóculos;

Realizar a caracterização física e química dos resíduos sólidos orgânicos;

Realizar a caracterização quantitativa do biogás e a caracterização dos RSO estabilizados após o processo de digestão anaeróbia.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

Os resíduos sólidos urbanos são constituídos basicamente de restos de alimentos, vidro, papel, plásticos entre outros. No Brasil, em 2008, foi verificado que 50,8% dos resíduos sólidos eram destinados ao vazadouro a céu aberto, 22,5% ao aterro controlado e 27,7% ao aterro sanitário. Na região do Nordeste 75,2% dos municípios gerenciam o manejo de resíduos sólidos enquanto os demais são gerenciados por serviços terceirizados. Um fator preocupante é que 89,3% dos resíduos gerados na região do Nordeste são destinados aos lixões (IBGE, 2008).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2008), a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) relata que, no Brasil, os serviços de manejo de resíduos são, legalmente, de responsabilidade do poder público local, no que se refere à coleta e a destinação final.

É notório um aumento significativo em relação à destinação correta dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, diminuindo conseqüentemente a prática de descarte em lixões que provoca a proliferação de doenças, acidentes causados pela liberação de gases tóxicos e explosivos. De acordo com a política nacional de resíduos, lei 12.305/2010, artigo 7º, faz parte de seus objetivos:

“I - proteção da saúde pública e da qualidade ambiental; II - não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos; III - estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços; IV - adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais”

A preocupação com a destinação dos resíduos sólidos tem alcançado patamares cada vez maiores em todos os setores da sociedade. Esta preocupação aumentou devido à crescente produção de resíduos sólidos nos grandes centros urbanos e pela evidente negligência resultante do Poder

Público, Legisladores, Administradores e, conseqüentemente, pela população mais carente que não dispõe de condições financeiras e, com isso, uma educação ambiental (NETO et al., 2007).

Nessas situações é comum observarmos hábitos de disposição final inadequados de resíduos sólidos. Materiais sem utilidade se amontoam indiscriminada e desordenadamente, muitas vezes em locais indevidos como lotes baldios, margens de estradas, fundos de vale e margens de lagos e rios. (MUCELIN, 2008).

Os processos de tratamento de Resíduos Sólidos podem ser classificados em químicos, físicos e biológicos. Sabendo que a percentagem de matéria orgânica corresponde a mais que 50% de resíduos produzidos (LEITE et al., 2003) o tratamento de resíduos sólidos orgânicos pode ser tratado por processo biológico, graças às condições favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos decompositores de matéria orgânica.

3.2 TRATAMENTO ANAERÓBIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

A caracterização dos resíduos sólidos em sua maior parte está relacionada à fração orgânica e o uso de tecnologias que possibilitem o tratamento já vem sendo estudado. Existem diversas tecnologias de tratamento de resíduos sólidos orgânicos, sendo a digestão anaeróbia usada principalmente em países em desenvolvimento devido a baixos custos de operação, redução da prática de exploração dos recursos naturais e redução da prática de disposição final de resíduos em aterros sanitários ou lixões. Outro destaque do tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos é a produção do biogás, que é fonte energética renovável.

A fração orgânica putrescível dos RSO pode ser tratada anaerobiamente produzindo fonte energética (LEITE *et al.*, 2004) e é o processo de tratamento biológico de resíduo mais antigo e usado (PAVLOSTATHIS, 1988).

O tratamento anaeróbio ocorre através dos mecanismos de bioconversão da matéria orgânica pela massa bacteriana por diversos processos que ocorrem simultaneamente, conforme apresenta a Figura 1.

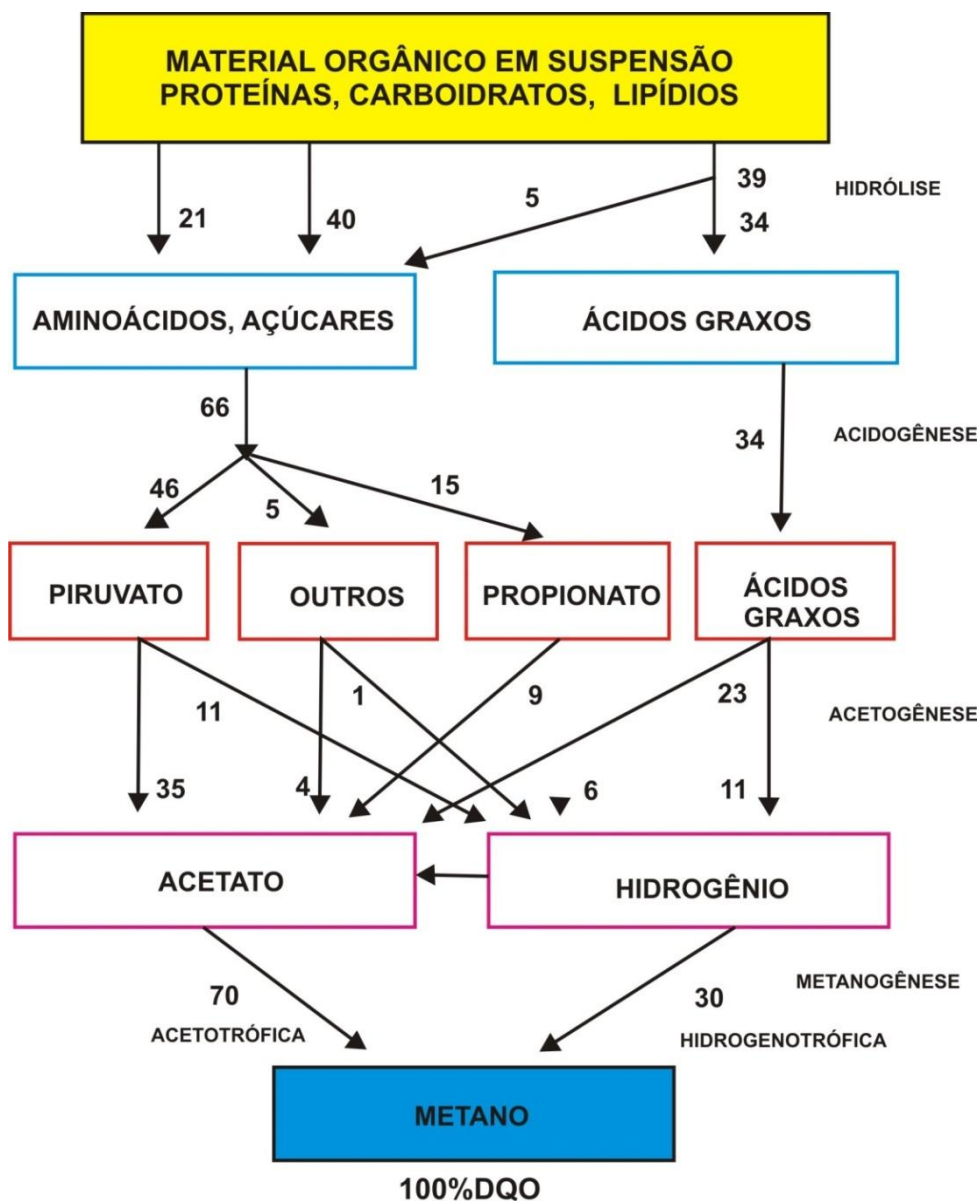


FIGURA 1 Processos de conversão da matéria orgânica e respectivas frações de Demanda química de Oxigênio (DQO) convertidos. Fonte: Adaptado de Foresti *et al.*, (1999).

O processo de tratamento da fração sólida de resíduos orgânicos pela digestão anaeróbia consiste em diferentes etapas de bioconversão da matéria orgânica. Inicialmente ocorre a hidrólise que permite a quebra de complexos orgânicos pelas bactérias acidogênicas que excretam exoenzimas capazes de reduzir a moléculas mais simples e facilmente solúveis, essa etapa é considerada por muitos pesquisadores a mais limitante no processo de digestão. Os carboidratos, proteínas e lipídios são convertidos pela hidrólise em

ácidos graxos de cadeia longa formando compostos solubilizados que são os açúcares e aminoácidos, convertidos posteriormente em ácidos graxos voláteis de cadeia curta, propionato, piruvato, entre outros. Na acetogênese esses produtos intermediários são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono assimilados pelas metanogênicas produzindo metano.

As proteínas, carboidratos e lipídeos passam por um processo chamado hidrólise. Estudos com pré-tratamentos estão sendo realizados para facilitar a hidrólise através de métodos químicos, biológicos ou mecânicos. De acordo Strong (2012), a redução do tamanho das partículas dos resíduos orgânicos pode ser feita para que as partículas disponíveis tenham maior área de superfície disponível para a degradação enzimática, melhorando a digestão anaeróbia, e conseqüentemente reduzindo o tempo de retenção no digestor e aumentando as taxas de produção de metano.

As bactérias responsáveis pelo processo de hidrólise são as fermentativas que excretam exoenzimas capazes de hidrolisar as macromoléculas em aminoácidos e açúcares e os lipídeos de modo específico são hidrolisados para ácidos graxos (TEIXEIRA et al., 2008). De acordo com Mumme et al., (2010) a hidrólise da matéria orgânica complexa para compostos solúveis é o passo limitante da velocidade nos processos anaeróbios de resíduos principalmente quando o tratamento acontece com um elevado teor de sólidos.

Os aminoácidos e açúcares são convertidos em produtos intermediários que, através das bactérias fermentativas acidogênicas, produzem ácidos voláteis, alcoóis, ácido láctico e compostos como H₂, CO₂, NH₃ e H₂S (LOPES, 2000). No processo de digestão anaeróbia, os elétrons livres podem ser utilizados na produção do gás hidrogênio, pelo metabolismo de fermentação, sendo possível a sua produção em um único biorreator.

Após a acidogênese apenas o hidrogênio e o acetato são utilizados pelas metanogênicas que assimilam esses produtos gerando o biogás.

A digestão anaeróbia tem sido considerada como uma alternativa favorável para a redução do volume de resíduos orgânicos e recuperação de energia (LETTINGA, 2001) e representa uma oportunidade para diminuir a

poluição ambiental e, ao mesmo tempo, produzir biogás e fertilizantes orgânicos ou material de suporte para biofertilizantes (KHALID et al.,2011).

3.3 REATORES ANAERÓBIOS

A concentração de sólidos totais faz parte dos principais parâmetros que influenciam na escolha e classificação dos projetos de digestores anaeróbios. Os referidos parâmetros influenciam no custo total, desempenho e credibilidade do processo de digestão (GADELHA, 2005). No entanto,RSO tratados em biorreator anaeróbio tem de cumprir alguns requisitos, tais como umidade uniformemente distribuída para remoção eficaz de poluentes. A degradação de RSO pode ser retardada na sua ausência (JUN et al., 2009).

Basicamente os tipos de sistemas utilizados para tratar anaerobiamente os RSU podem ser classificados nas seguintes categorias: estágio único; múltiplo estágio; e batelada (REICHERT, 2005).

Nos reatores de estágio único, todas as reações bioquímicas ocorrem conjuntamente em um único reator. Em reatores de duas fases ou múltiplo estágio, vários processos bioquímicos como a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese ocorrem separadamente (WARD et al., 2008). Reatores em batelada, são os mais simples, preenchido com a matéria-prima e deixado por um período que pode ser considerado o tempo de retenção hidráulica, após o tratamento dos RSO são esvaziados (KHALID et al.,2011).

Os digestores também podem ser diferenciados pelo teor de umidade: baixa concentração de sólidos (10 a 15 % de matéria seca) e alta concentração de sólidos (24 a 40% de matéria seca) (PICANÇO, 2004). No entanto, WARD *et al*; (2008) afirma que biorreatores úmidos tem sólidos totais de 16% ou menos, enquanto biorreatores secos contêm um total de 22 – 40% de sólidos, com a classificação intermediária denominada “semiseca”. De acordo com Gadelha (2005), digestores úmidos apresentam melhores resultados quanto à produção de biogás.

Buscando obter uma digestão balanceada, vários procedimentos de partida da digestão têm sido apresentados na literatura. O uso do inóculo metanogênico na partida é uma estratégia que tem sido estudada para

melhorar o rendimento da digestão anaeróbia e em muitos casos, aumenta a produção de biogás e diminui o tempo de degradação (MATA-ALVAREZ et al., 2000).

3.4 FATORES QUE INFLUENCIAM NO TRATAMENTO ANAERÓBIO

A digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos putrescíveis acontece em diferentes fases e, dependendo do tipo de fase, cada espécie de microrganismo desenvolve-se em condições diferentes. De acordo com o material de alimentação disponível, é necessário a otimização dos digestores anaeróbios, para que as condições sejam favoráveis ao processo de tratamento. Os principais fatores que afetam a biodegradabilidade da matéria orgânica são temperatura, umidade, pH e alcalinidade, concentração de sólidos e inóculo entre outros.

3.4.1 Efeito da Temperatura

De acordo com Shmidellet al., (2007) a temperatura mesofílica (30-35°C) e termofílica (55-66°C) é parâmetro importante, que deve ser controlado durante o tratamento.

Kimet al., (2006), trabalhou com reatores que operavam em diferentes temperaturas, que variavam numa faixa de 30°C – 55°C, com intervalos entre 5°C, constatando que a eficiência de remoção de DQO e produção de metano foi maior para temperatura de 50° C, com remoção de 83% sendo semelhante ao reator operado com 55°C. Embora os reatores termofílicos acelerem o processo de bioconversão da matéria orgânica, ser operados a essa temperatura pode ocasionar a destruição de patógenos.

Espinoza-Escalante et al., (2008) examinando as melhores condições para produção de metano e hidrogênio, realizou planejamento experimental para testar qual melhor condição para digestão da vinhaça de uma indústria de Tequila, variando a temperatura de 35°C e 55° C e 3 diferentes pH's (4,5, 5,5 e 6,5) e diferentes tempos de retenção hidráulica. Constatou-se que, a

temperatura termofílica diminui o tempo de retenção hidráulica de 5 dias para 3 dias para geração de metano, e em virtude da taxa de energia livre disponível para completar a etapa metanogênica. Isto pode ser atribuído ao crescimento lento das bactérias por não serem capazes de sobreviver a estas temperaturas, o que por consequência explica as pequenas quantidades de metano detectadas. Portanto, a ótima temperatura para produção de metano foi o operado em condições mesofílicas e para produção de hidrogênio foi os reatores que operavam em condições termofílicas.

3.4.2 Efeito da umidade e concentração de sólidos

Segundo Lopes (2002), de acordo com estudos feitos em reatores com teores de umidade de 70 e 80%, foi obtida uma melhor eficiência no reator com percentagem de umidade maior, devido à distribuição dos microrganismos em toda massa do substrato.

O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos é realizado em reatores anaeróbios em batelada, com substrato contendo em média 20% (percentagem em peso) de sólidos totais; no geral, poderão ser aplicados para bioestabilizar diversos tipos de resíduos, prioritariamente de maneira conjugada objetivando-se, em alguns casos, o aumento da densidade bacteriana e, em outros, o ajustamento da relação C/N. O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos é realizado em reatores anaeróbios contínuos, preferencialmente com câmaras sequenciais, e o substrato com concentração de sólidos totais variando de 4 a 8%. (LAY et al., 1998).

A concentração de sólidos deve ser definida para que o tratamento aconteça possibilitando a máxima biodegradação da matéria orgânica. O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos apresentou melhor eficiência de tratamento com base na redução de sólidos totais voláteis, atingindo 85% de remoção. Parte dos sólidos totais voláteis foi convertida em biogás e a outra parte tornou-se material

parcialmente estabilizado, podendo ser posteriormente utilizado em solos agrícolas (LEITE *et al.*, 2009).

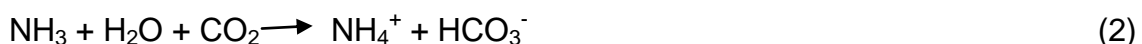
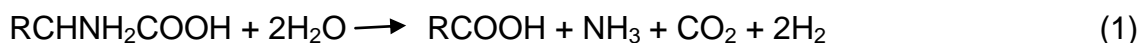
Fernández *et al.*, (2007) analisando o efeito da concentração do substrato na digestão da fração orgânica de resíduos urbanos em condições mesofílicas, estudou dois digestores anaeróbios com 20% de sólidos totais, e um outro com 30% de sólidos totais. As características iniciais dos dois sistemas foram semelhantes, mas o sistema mais eficiente foi o operado com menor teor de sólidos, a remoção de DQO foi de 80,69% e 69,05% em 15 dias e 35 dias respectivamente, para os reatores operados com as concentrações de 20% e 30% de sólidos totais. A produção de metano final foi de 7,01 L e 5,53 L para os processos com ST de 20% e 30% respectivamente, portanto, a taxa de produção de metano por sólidos voláteis foi 17% maior para o reator operado com 20% de sólidos totais.

3.4.3 Efeito do pH e da Alcalinidade

O pH é fator importante no que se refere ao crescimento das bactérias anaeróbias, geralmente é utilizado em reatores anaeróbios pH próximo a 7, sendo necessário a adição de substâncias básicas para o controle de pH, devido à produção de ácidos orgânicos durante o tratamento anaeróbio (FORESTI *et al.*, 1999). Os resíduos sólidos orgânicos possuem características ácidas e uma relação em termos de concentração de carbono mais elevado que o nitrogênio, sem a presença de metais pesados ou traços dos mesmos (LEITE *et al.*, 2003).

De acordo RAPOSO *et al.*, (2011) a alcalinidade é a capacidade de neutralizar os ácidos, que fornece resistência para rápidas mudanças significativas de pH pelo resultado da presença de vários compostos, principalmente bicarbonato, carbonato e hidróxidos.

As principais fontes de alcalinidade em um processo de digestão anaeróbia de RSO são as proteínas que, ao serem hidrolisadas produzem o gás NH_3 , e em solução aquosa e em presença de gás carbônico gera bicarbonato (GADELHA, 2005). As reações que representam o processo são:



A inibição da atividade microbiana principalmente a metanogênica acontece quando a alcalinidade no meio não estiver em condições adequadas. Foram realizados por JUN et al., (2008), testes de melhor fonte de alcalinidade durante o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, feito com quatro reatores submetidos as mesmas concentrações de soluções de Na_2CO_3 , NaHCO_3 , NaOH e um reator sem alcalinização. Nos 7 primeiros dias de monitoramento houve uma baixa produção de ácidos graxos voláteis em virtude da capacidade de tamponamento pela adição das soluções básicas, sendo que, de 7 a 21 dias houve acúmulo de produtos intermediários (AGV's e H_2CO_3), e depois de 28 dias o sistema apresentou aumento de alcalinidade devido a rápida utilização de AGV. Foi constatado que o NaHCO_3 e NaCO_3 foram os melhores alcalinizantes, com pH em fase de estabilização de 7,42 e 7,28 respectivamente, considerado pH's ótimos para as bactérias metanogênicas. Geralmente, essas bactérias preferem condições de pH entre 6,5-8,2 (ANDERSON et al., 1992), portanto, torna-se relevante a utilização de soluções alcalinas para impedir a queda do pH durante a acidogênese.

Outra alternativa para utilização de soluções alcalinas ocorre como pré-tratamento de resíduos orgânicos recalcitrantes que ainda é uma problemática no tratamento de resíduos em virtude da difícil biodegradação pela complexidade do material orgânico. Para melhorar a eficiência durante o tratamento anaeróbio. Yiqing Yao et al., (2012), investigou a digestão anaeróbia de resíduos de árvores, realizando o pré-tratamento alcalino com diferentes dosagens de NaOH (3,0%, 5,0% e 7%) para ruptura das estruturas lignocelulósicas que torna-os recalcitrantes, devido as estruturas químicas. Foi verificado por espectroscopia após o pré-tratamento a detecção de radicais livres de grupos metil e metileno de celulose pelo surgimento da banda 2900 cm^{-1} , constatou-se assim, que se pode utilizar soluções básicas para melhor tratamento de resíduos orgânicos recalcitrantes, considerando o uso de solução de NaOH como um pré-tratamento. O pré-tratamento alcalino possibilitou a hidrólise pela solubilização da lignina que aumenta a porosidade

do substrato tornando possível a assimilação da matéria orgânica pelas bactérias.

3.4.4 Efeito do Inóculo

A escolha do inóculo adaptado ou não, para partida de tratamento da fração orgânica de resíduos deve ser estudado com finalidade de obter o melhor inóculo para analisar o melhor tempo de estabilização da matéria orgânica e maior produção de biogás, assim como se deve estudar e comparar qual a melhor razão de substrato / inóculo para partida de tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos orgânicos. Para diminuir o tempo de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos, a utilização de inóculos tem mostrado resultados satisfatórios. Os inóculos geralmente utilizados são lodos de estações de tratamento de esgotos ou alguns materiais de origem animal, como esterco bovino e outros.

Os benefícios da digestão com o uso de inóculo incluem a diluição de compostos potencialmente tóxicos, melhoramento do balanço de nutrientes, efeito cinérgico dos microrganismos, aumento da carga da matéria biodegradável e melhoramento do rendimento do biogás. Vantagens adicionais incluem estabilização dos resíduos e melhora proporcional da digestão (AGDAG e SPONZA, 2007).

De acordo com Xu et al., (2011) em estudo realizado em tratamento de resíduos sólidos orgânicos com diferentes razões de substrato/inóculo a cinética de acidificação aumentou com o aumento da razão, o que diminuiu a eficiência do processo de tratamento dos resíduos alimentares, concluindo que seria necessário uma razão menor que 20% para decomposição da matéria orgânica.

Seis inóculos foram utilizados para partida de biodigestão da fração orgânica com mesmas condições de operação em digestores anaeróbios. Após 30 dias de operação todos os biodigestores atingiram a fase de estabilização. O reator com inóculo de lodo proveniente de reator operado em condições mesofílicas tratando RSO produziu 0,29 L CH₄/ g SV após 60 dias de operação com remoção final de 30,5% de DQO com o reator operado com inóculo de

excrementos de gado foi obtido resultados analíticos insatisfatórios com remoção de DQO de 15,2% e produção de 0,03 L CH₄ / g SV após 60 dias de operação (FORSTER-CARNEIRO et al., 2008)'.

De acordo com González-Fernández (2009), que estudou três diferentes razões de substrato / inóculo, observou-se um consumo mais rápido de ácidos graxos voláteis produzindo metano em menor tempo de operação, constatando que a menor razão de substrato/inóculo foi a melhor condição e também em 22 dias houve a produção de 90% de metano para a razão 1, enquanto para as outras duas razões foi conseguido em 52 dias de operação. A utilização de relações mais elevadas resultariam em maior tempo de retenção hidráulica para degradar a matéria orgânica, necessitando volumes maiores dos digestores.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DA PESQUISA

A pesquisa foi desenvolvida na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES), localizado no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, no estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

4.2 COLETA E TRITURAÇÃO DOS RESÍDUOS

Foram coletados aproximadamente 3 kg de resíduos sólidos orgânicos putrescíveis da EMPASA (Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviço Agrícolas) da cidade de Campina Grande – PB, situada no bairro do Alto Branco e as partes remanescentes foram adquiridas em restaurantes.

Na tabela 1 está apresentada a composição dos resíduos orgânicos utilizados para tratamento baseado no resíduo sólido urbano doméstico padrão (R.S.U.D.p.) recomendado por Povinelli, et al., (2000).

TABELA 1 Composição do resíduo sólido urbano doméstico padrão. Adaptado de Povinelli, et al. (2000)

Categoria/Elemento	% em peso da Categoria no RSUDp	% em peso do Elemento no RSUDp
Frutas	30,00	
Casca/bagaço de Laranja		17,80
Casca de Banana		3,80
Pedaços de Tomate		4,60
Casca de Melancia		3,80
Legumes Crus	11,00	

Casca de Batata		5,50
Casca/pedaços de Cebola		2,30
Casca de Abobrinha		1,60
Casca/pedaços de Mandioca		1,60
Legumes Cozidos	4,00	
Casca/pedaços de Batata		1,30
Pedaços de Mandioca		2,70
Hortaliças	7,20	
Alface		3,80
Repolho		1,90
Couve flor		1,50
Pão	3,00	3,00
Carne	2,00	
Pele/pedaços de frango cru		1,30
Pedaços de carne bovina crua		0,70
Borra de café	3,50	3,50
Folhas	10,80	
Folha Seca		9,20
Folha Verde		1,60
Queijo	0,40	0,40
Arroz	11,20	11,20
Feijão	4,70	4,70
Macarrão	2,20	2,20
Ossos de frango	1,80	1,80
Outros	8,20	
Papel Úmido		5,00
Casca de ovo		3,20

Após a coleta foram levados para EXTRABES para serem submetidos ao processo de trituração em multiprocessador (Philips, modelo R17620) e sendo adicionados 12,5 litros de água destilada para alcançar a homogeneidade e determinação da concentração de sólidos de 5%.

4.3 SUBSTRATO

Os inóculos utilizados foram: Lixiviado de aterro sanitário , efluente de reator UASB, Lixiviado Adaptado e efluente de reator UASB Adaptado, nomeados no estudo como T1, T2, T3, T4, respectivamente, e o T5 está relacionado com o tratamento sem o uso de inóculo da qual nomeamos de tratamento em branco.

O lixiviado utilizado como inóculo no experimento foi coletado em aterro sanitário localizado na região metropolitana de João Pessoa-PB. O efluente de reator UASB foi coletado na EXTRABES, a partir de sistemas utilizados no local. Os inóculos de lixiviado e efluente UASB adaptados foram preparados anteriormente e acondicionados em ambiente anaeróbio por quatro meses, visando a adaptação com os RSO. A quantidade de RSO proporcional aos inóculos foram definidas de acordo com o teor de sólidos totais relacionados a concentração de 5%.

Cerca de 50 mL de inóculo foi adicionado a 500 mL do RSO formado, para alimentar os reatores que foram selados e colocados em estufa (Odontobrás, modelo EL - 1.5), controlados à temperatura de 25° C.

O substrato formado foram inicialmente submetidos a análises de pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, sólidos, DQO total, DQO filtrada, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo total e ortofosfato solúvel para caracterização do material (Tabela 2).

TABELA 2 Métodos analíticos e referências para as análises dos atributos

Parâmetros	Métodos	Referências
DQO FILTRADA (gO₂/L)	Refluxação fechada	APHA (2005)
DQO TOTAL (gO₂/L)	Refluxação fechada	APHA (2005)
pH	Potenciométrico	APHA (2005)
Alcalinidade Total (gCaCO₃/L)	Titulométrico	DILALLO e ALBERTSON (1961)
AGV (gH-Ac./L)	Potenciométrico	DILALLO e ALBERTSON (1961)
ST, STV e STF (g/L)	Gravimétrico	APHA (2005)
NTK (g/L)	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
N-NH₄⁺(g/L)	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
Fósforo TOTAL(mg/L)	Espectrofotométrico	APHA (2005)
Ortofosfato SOLÚVEL(mg/L)	Espectrofotométrico	APHA (2005)

4.4 REATORES ANAERÓBIOS EM BATELADA

Os reatores foram construídos em frascos de vidro da marca Schott® com tampa rosqueada e capacidade volumétrica de 620 mL e foram acoplados com septos de borrachas no orifício para permitir a quantificação do biogás e coleta das amostras solúveis. A selagem foi realizada com silicone (Figura 2).



FIGURA 2 Reatores submetidos a temperatura controlada em estufa

Os resíduos sólidos orgânicos foram tratados com quatro diferentes inóculos e a controle (sem adição de inóculo), com três repetições, totalizando 15 reatores que foram analisados em 216 dias. As análises nesse estudo foram realizadas a partir do 105º dia por ser continuação do trabalho iniciado por Mayer (2013). As análises semanais da fração solúvel foram: pH, alcalinidade total, AGV, DQO filtrada, nitrogênio amoniacal e ortofosfato solúvel.

Na figura 3 estão apresentadas as configurações dos digestores.



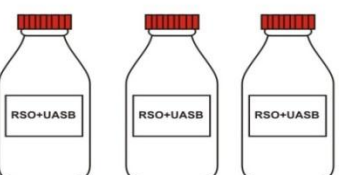


	<p>Reatores em triplicata utilizados para digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com inóculo lixiviado.</p>
	<p>Reatores em triplicata utilizados para digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com inóculo lixiviado adaptado.</p>
	<p>Reatores em triplicata utilizados para digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com inóculo efluente UASB.</p>
	<p>Reatores em triplicata utilizados para digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com inóculo efluente UASB adaptado.</p>
	<p>Reatores em triplicata utilizados para digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos sem inóculo.</p>

FIGURA 3 Representação dos digestores utilizados para tratamento de RSO com diferentes inóculos

Após partida foram coletadas semanalmente 5 ml de amostra dos reatores utilizando-se agulha hipodérmica de grosso calibre (1,60 x 40 - RMDESC) e filtradas com micro filtros de fibra de vidro de gramatura 0,45 µm e diâmetro de 47 mm (SeS).

4.5 QUANTIFICAÇÃO DO BIOGÁS

A produção de biogás foi quantificada diariamente através de um manômetro de tubo em "U" contendo água como líquido manométrico, com massa específica de 1000 kg/m^3 .

A determinação foi feita através da altura deslocada pelo líquido, resultante da pressão que o biogás exerce sobre o manômetro.

Calculando-se a pressão exercida pelo gás no reator através da seguinte equação:

$$P_g = \rho gh + P_a \quad (1)$$

Sendo:

P_g : pressão exercida pelo gás no reator (atm);

P_a : pressão atmosférica (0,93 atm relacionada a altitude média de Campina Grande em torno de 550 a 600 metros);

ρ : massa específica da água (1000 Kg/m^3);

g : aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m/s}^2$);

h : altura deslocada pelo líquido manométrico (metros).

Converte-se esta pressão exercida pelo gás em volume de biogás produzido, através da equação geral dos gases ideais. Como a massa do gás é a mesma, o número de moles é invariável, e a constante é diretamente proporcional à pressão e volume do gás, e inversamente proporcional à sua temperatura, como apresenta a equação a seguir, tendo-se a medição do volume de biogás produzido nos reatores através da determinação do valor de V_b .

$$\frac{P_g V_R}{T_R} = \frac{P_{CNTP} V_b}{T_{CNTP}} \quad (2)$$

Onde:

P_g : pressão exercida pelo gás no reator (atm);

P_{CNTP} : pressão nas CNTP (1atm);

V_R : volume disponível no headspace do reator (mL);

V_b : volume de biogás gerado nas CTNP (mL);

T_R : temperatura do reator (298K);

T_{CNTP} : temperatura nas CNTP (273K).

4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados obtidos durante a monitoração do sistema experimental, para o atributo nitrogênio amoniacal, foram analisados com o uso da estatística. Foi realizado a comparação das médias das repetições de cada tratamento com os respectivos inóculos através de análise de variância (ANOVA). Como os dados não apresentaram distribuição normal, por apresentar f calculado maior que f crítico consideramos o uso do teste de Tukey para identificarmos o melhor inóculo para tratamento dos resíduos sólidos orgânicos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE E EFLUENTE

Na tabela 3 está apresentada a caracterização inicial do afluente (RSO + inóculo) antes da partida dos reatores em batelada e do efluente após o tratamento. Para a remoção de DQO total, a maior eficiência de remoção foi de 46% para o T1 diferentemente do T3 que menos removeu com percentagem de 26%.

A maior percentagem de remoção de nitrogênio amoniacal foi com o T3, com remoção de 41%, seguido do T1 com remoção de 33%.

A remoção de sólidos totais foi maior para o T3 com 69,8% de remoção, seguido de 45,7, 35,7, 23,1 e 22,5% para T1, T2, T5 e T4, respectivamente. A remoção de sólidos voláteis foi semelhante entre o T1 e T3 com 53,13 e 52%, respectivamente, e a menor remoção foi no T4 e T5, com 23,8 e 26,6%, respectivamente.

Foster-Carneiro (2008) estudando o tratamento de resíduos sólidos orgânicos com inóculo lodo removeu 44%, semelhante ao T1.

Bolzonella et al., (2012), analisaram a remoção de DQO tratando resíduos e encontraram remoção de DQO de 35% em condições de mesofílicas, 45% em condições termofílicas, e 55% no sistema utilizando duas fases com diferentes de temperatura. Em condições mesofílicas o T2 atinge a mesma remoção e em condições termofílicas o T1 atinge a mesma remoção .

TABELA 3 Caracterização do afluente e efluente dos tratamentos

Tratamentos Parâmetros	Amostra	Lixiviado	UASB	Lixiviado Adaptado	UASB Adaptado	Branco
		T1	T2	T3	T4	T5
pH	Afluente	3,5	3,2	3,6	3,6	3,3
	Efluente	4,2	4,4	4,2	4,5	4,3
Alcalinidade (g L ⁻¹)	Afluente	0,3	0	0,4	0,6	0
	Efluente	2,1	2,2	3,9	4,5	3,3
AGV (g L ⁻¹)	Afluente	1,0	0,7	1,6	1,4	0,7
	Efluente	2,6	3,8	5,2	4,2	4,2
DQO FILTRADA (g L ⁻¹)	Afluente	8,4	10,1	9,5	9,0	6,7
	Efluente	9,5	9,5	12,6	14,5	11,5
DQO TOTAL (g L ⁻¹)	Afluente	33,3	28,8	32,3	26,8	35,2
	Efluente	17,8	19,5	23,7	28,9	20,1
Orto Fosfato (mg L ⁻¹)	Afluente	11	14	11	19	12
	Efluente	86	74	89	97	85
NH ₃ (mgL ⁻¹)	Afluente	210	101	316	174	126
	Efluente	140	112	186	214	196
Fósforo TOTAL (mgL ⁻¹)	Afluente	360	357	84	80	211
	Efluente	89	100	109	142	130
Sólidos Totais (g L ⁻¹)	Afluente	24,7	26,9	35,6	46,6	40,6
	Efluente	13,4	8,1	22,9	36,1	31,2
Sólidos Totais Voláteis	Afluente	20,8	23,9	30,6	39,5	36,1
	Efluente	9,6	11,2	17,8	30,1	26,5
Sólidos Totais Fixos	Afluente	3,8	3,0	5,0	7,1	4,6
	Efluente	3,8	3,6	4,6	5,9	4,7
NTK (mg L ⁻¹)	Afluente	658	672	1082	1130	942
	Efluente	**	**	**	**	**

** : Não houve análise devido à problemas no equipamento.

5.2 RESULTADOS DAS ANÁLISES SEMANAIS

Os resultados das análises semanais, que representa a solubilização do resíduo sólido orgânico com os tratamentos utilizando os diferentes inóculos, são apresentados nessa sessão e os seus resultados expressos refere-se a média dos três reatores de cada tratamento analisado.

5.2.1 pH

Na figura 5 está apresentado o comportamento do pH do substrato com os respectivos inóculos.

O pH de todos os tratamentos estudados aumentou após a partida. De acordo com a figura 5 observa-se que o T1, T3 e T4 atingiu maior valor de pH em menos tempo, diferente do T2 e T5. Após 91 dias de operação nota-se que o pH aumentou significativamente para todos os tratamentos.

Diante do exposto podemos concluir que o T 1 atingiu valores de pH mais elevado durante o monitoramento em comparação aos outros tratamentos, chegando a atingir valores de pH de aproximadamente 6,0. Segundo Liu et al., (2008) em estudo semelhante, a faixa de pH mais favorável para alcançar produções máximas de biogás na digestão anaeróbia é aproximadamente 6,5 à 7,5.

Um estudo feito por Lee et al., (2009), relataram que a metanogênese em um digestor anaeróbio ocorre de forma eficiente em uma faixa de pH 6,5 a 8,2. Segundo Forster-Carneiro et al., (2006), que trabalharam com a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos utilizando seis diferentes inóculos, obteve durante a digestão pH inicial em média de 4,5 para todos os tratamentos estudados, ajustando o pH com hidróxido de sódio (6N) para atingir pH próximo a 8,5 por ser propício ao crescimento das bactérias metanogênicas. Observa-se que o tratamento em estudo permanece com pH em torno a 4,5 por vários dias, não sendo atingido o valor considerado ideal para produção de metano durante o período de monitoramento. Vale ressaltar que não foi adicionado fonte externa de alcalinidade aos reatores.

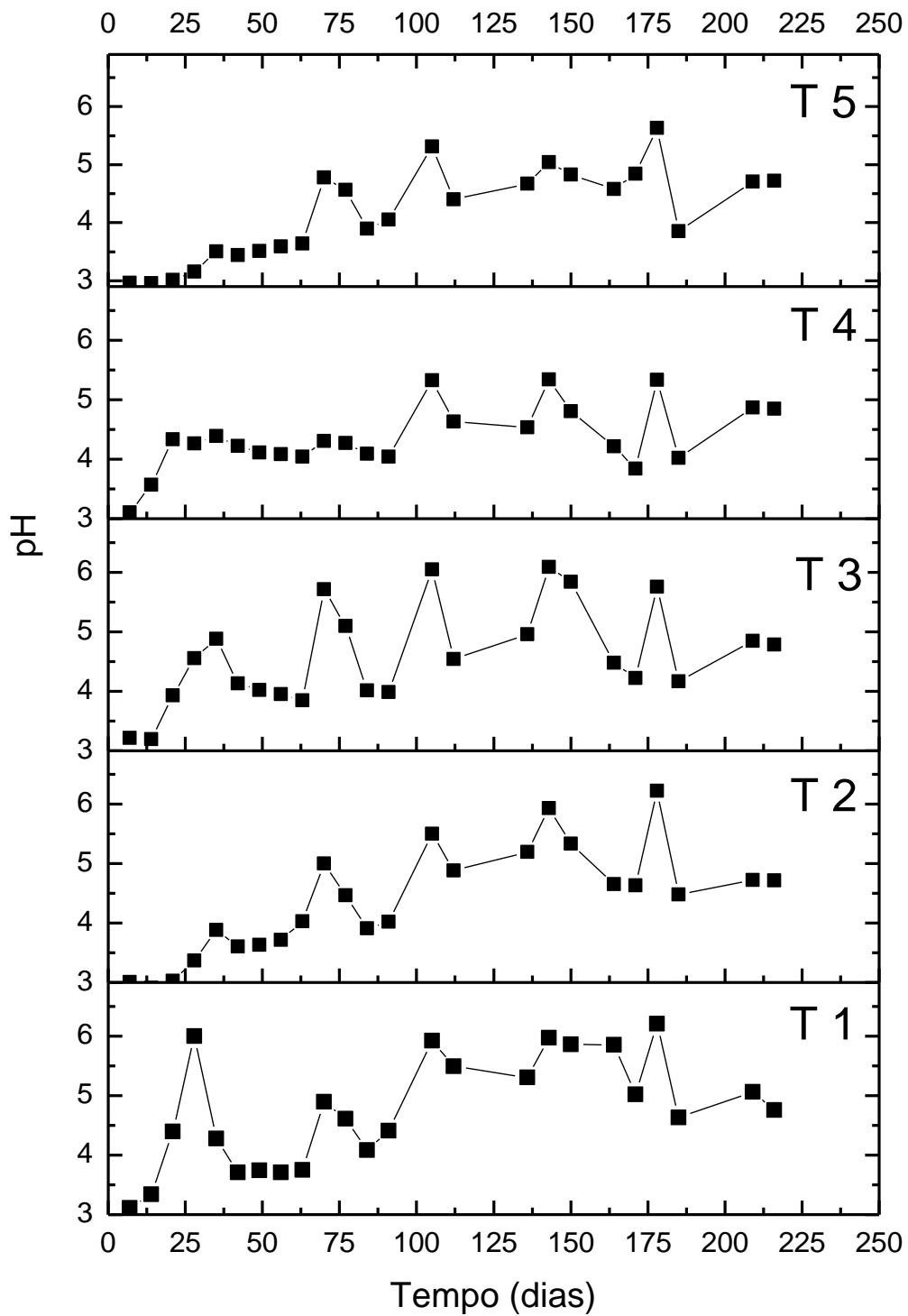


FIGURA 4 Comportamento do pH dos tratamentos.

5.2.2 ALCALINIDADE TOTAL

Na figura 6 está apresentado o comportamento da concentração de alcalinidade dos substratos com os respectivos inóculos.

Analisando o comportamento da concentração de alcalinidade, dos tratamentos no período da partida à 63 dias de tratamento nota-se que para o T1, T3 e T4 ocorre similaridade, com aumento e posteriormente a diminuição da concentração. No T2 e T5 não houve detecção desse período. No T1 sabe-se que o inóculo lixiviado contém concentração de alcalinidade à bicarbonato, e em T3 e T4 por serem inóculos adaptados, o aumento da concentração de alcalinidade possivelmente foi mais rápido para ambos. Em contrapartida e já esperado o T2 e T5 não houve detecção devido a possibilidade da não adaptação nos primeiros dias e a ausência de inóculo, respectivamente.

Após esse período acontece um aumento progressivo da concentração de alcalinidade para todos os tratamentos. Sabendo que após um período de retenção há um aumento das populações de microrganismos responsáveis pela amonificação e remoção de AGV que respondem as variações de alcalinidade. Na figura 7 observa-se a diminuição de AGV no sistema no mesmo período há eventual interação da alcalinidade com os AGV, durante a digestão anaeróbia. Podemos atribuir a relação com a capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo e também em tamponar o pH, na eventual acumulação de AGV (CHERNICHARO, 1997).

Nos tratamentos estudados as concentrações de alcalinidade são similares ao encontrado por Raposo (2012) com valores de alcalinidade próximos a $2,5 \text{ g L}^{-1}$ proporcionando um maior tamponamento no sistema caso ocorresse a alta produção de AGV e a melhor concentração de alcalinidade para estudo de potencial bioquímico de metano é sugerindo em torno dessa concentração de $2,5 \text{ g L}^{-1}$.

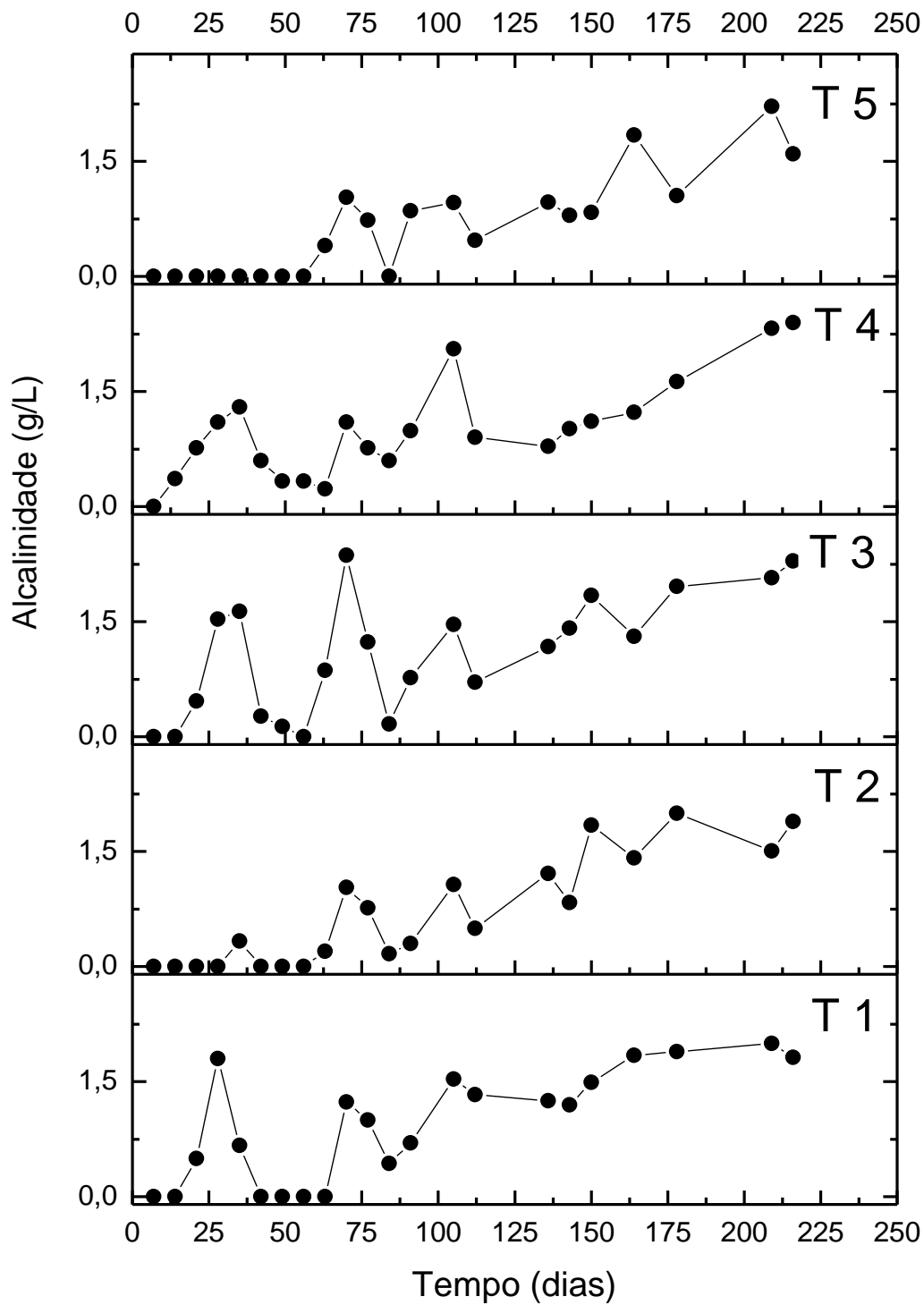


FIGURA 5 Comportamento da concentração da alcalinidade total dos tratamentos.

5.2.3 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS

Na figura 7 está apresentado o comportamento da concentração de AGV durante o período de monitoramento do sistema experimental. Analisando o período da partida à 84 dias de tratamento observa-se que a concentração de AGV aumentou e a resposta disso é notória pelo baixo pH, no mesmo período, como ilustrada na figura 5. Possivelmente indica que a fermentação ácida prevalecia sobre a fermentação metanogênica e de acordo com o comportamento da $DQO_{FILTRADA}$ ocorre a diminuição da eficiência de remoção nesse mesmo período.

Após esse período ao final do tratamento, a concentração de AGV reduziu e essa diminuição média da concentração de AGV pode possivelmente ser explicada pelo desenvolvimento simultâneo de outras reações que afetam a alcalinidade, a exemplo da amonificação do sistema (LETTINGA e HAANDEL, 1994). Observando a figura 5, do comportamento do pH dos tratamentos há um aumento nesse período.

As maiores concentrações de AGV foi com o T 4, em praticamente todo o período de análises, conforme ilustrada na figura 7, atingindo valores de $4,32 \text{ g L}^{-1}$. De acordo com Veeken e Hamelersa (2000) a acumulação de produtos intermediários metabólicos, tais como AGV, não só impede a metanogênese mas também a hidrólise e acidogênese, sendo necessário o equilíbrio entre a produção e o consumo de ácido para um processo anaeróbio estável e para otimização da metanogênese e estabilização dos resíduos.

Observa-se que as concentrações de AGV do T1 e T2 semelha-se com Ghanimeh et al., (2012) que trabalharam com digestor anaeróbio tratando RSO com inóculo de excrementos de gado e obtiveram concentrações de AGV variando de $0,17 \text{ g L}^{-1}$ à $2,5 \text{ g L}^{-1}$ operando com agitação contínua e ST de 7,5%.

Angelidaki et al., (2006) em estudo semelhante obteve altas concentrações de AGV em torno de 3 gHAc /L observou-se resultados satisfatórios em condições termofílicas de operação. Esse estudo é similar ao T3 estudado. Diante do exposto observa-se que o T3 e T4 foram considerados os tratamentos com maiores concentrações de AGV comparados aos outros tratamentos desse estudo.

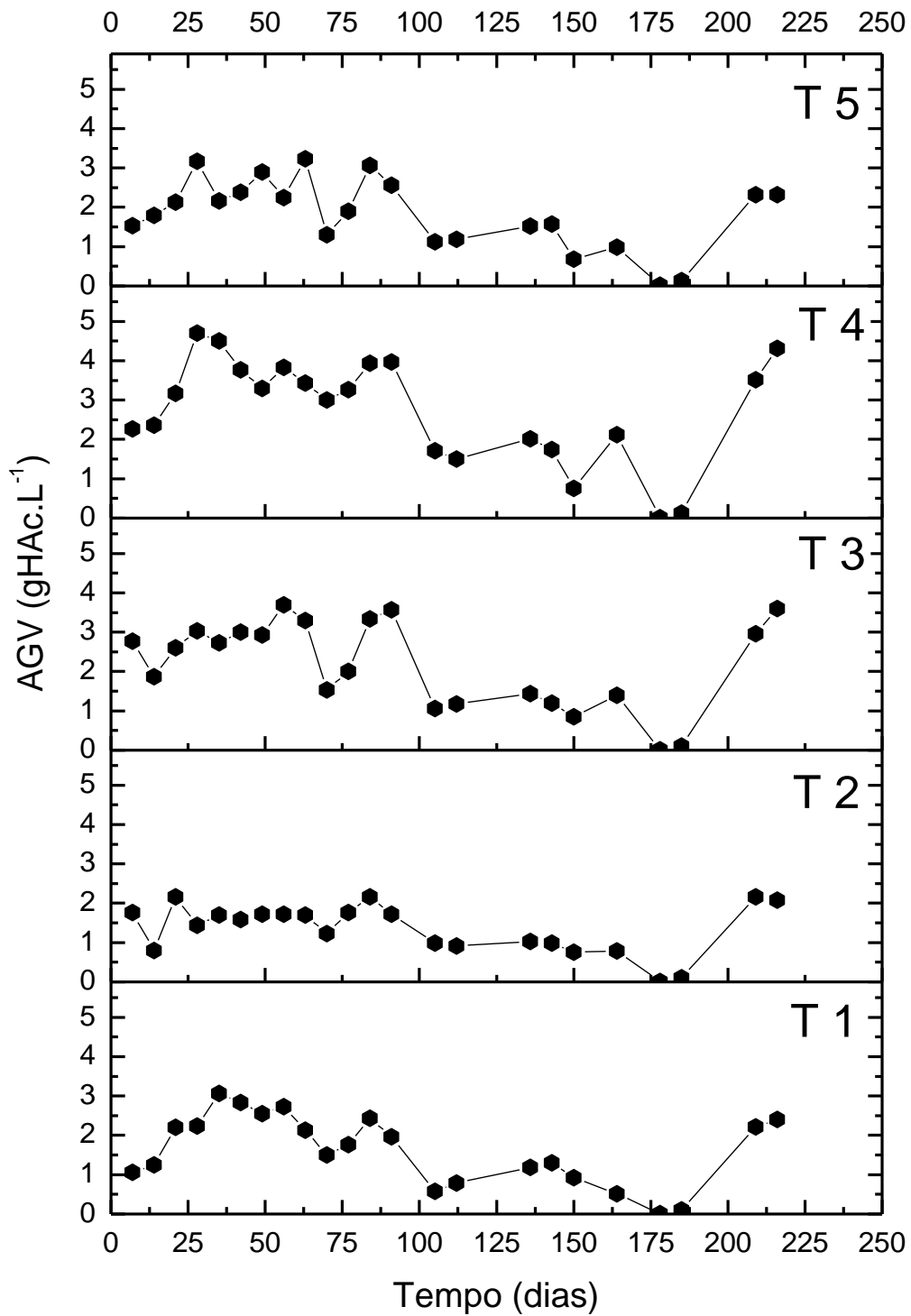


FIGURA 6 Comportamento da concentração de AGV's dos tratamentos.

5.2.4 DQO_{FILTRADA}

Na figura 8 está apresentado o comportamento da concentração de $DQO_{FILTRADA}$ durante o período de monitoramento do sistema experimental.

De acordo com a figura 8 nota-se que para todos os tratamentos no período da partida à 35 dias de monitoramento houve aumento e posterior decréscimo de $DQO_{FILTRADA}$, possivelmente em virtude a adaptação dos microrganismos presentes ao meio, pelo consumo da matéria orgânica solúvel disponível que possibilita o crescimento da população de microrganismos no sistema. Entretanto as populações das bactérias acidogênicas, acetogênicas e principalmente as metanogênicas ainda podem não ser suficientemente maiores, e os produtos solubilizados não são convertidos totalmente, resultando em aumento da concentração do material orgânico e conseqüentemente diminuição da eficiência de remoção do material orgânico, observado no período de 35 à 70 dias pelo aumento da concentração de $DQO_{FILTRADA}$ eventualmente pela prevalência do crescimento de microrganismos responsáveis pela hidrólise fornecendo a fase solúvel material orgânico dissolvido e mais fácil de posterior degradação.

Após 70 dias de monitoramento observa-se que a $DQO_{FILTRADA}$ diminui, provavelmente os microrganismos fermentativos acidogênicos tenham desenvolvido-se consumindo maiores concentrações de AGV e conseqüentemente consumindo DQO , observado pela formação de biogás que nesse período a percentagem relaciona-se a 61% da produção.

De acordo com González-Fernández et al., (2009), estudando o impacto de três diferentes razões de substrato/inóculo na digestão anaeróbia de dejetos suínos com inóculo lodo em 400 h obteve altas concentrações de $DQO_{FILTRADA}$ para as maiores razões explicado pela alta produção de AGV, analisando esse estudo com o presente observamos que no mesmo período o comportamento assemelha-se com todos os tratamentos.

Portanto, observa-se que, o T1 e T2 foram os tratamentos mais eficientes na remoção de $DQO_{FILTRADA}$ com as menores concentrações de AGV pelo consumo rápido comparado aos demais tratamentos, e como esperado, o T5 e o T4 obtiveram as maiores concentrações de $DQO_{FILTRADA}$ devido a falta de inóculo e a presença de AGV elevado, respectivamente, conforme a figura 8.

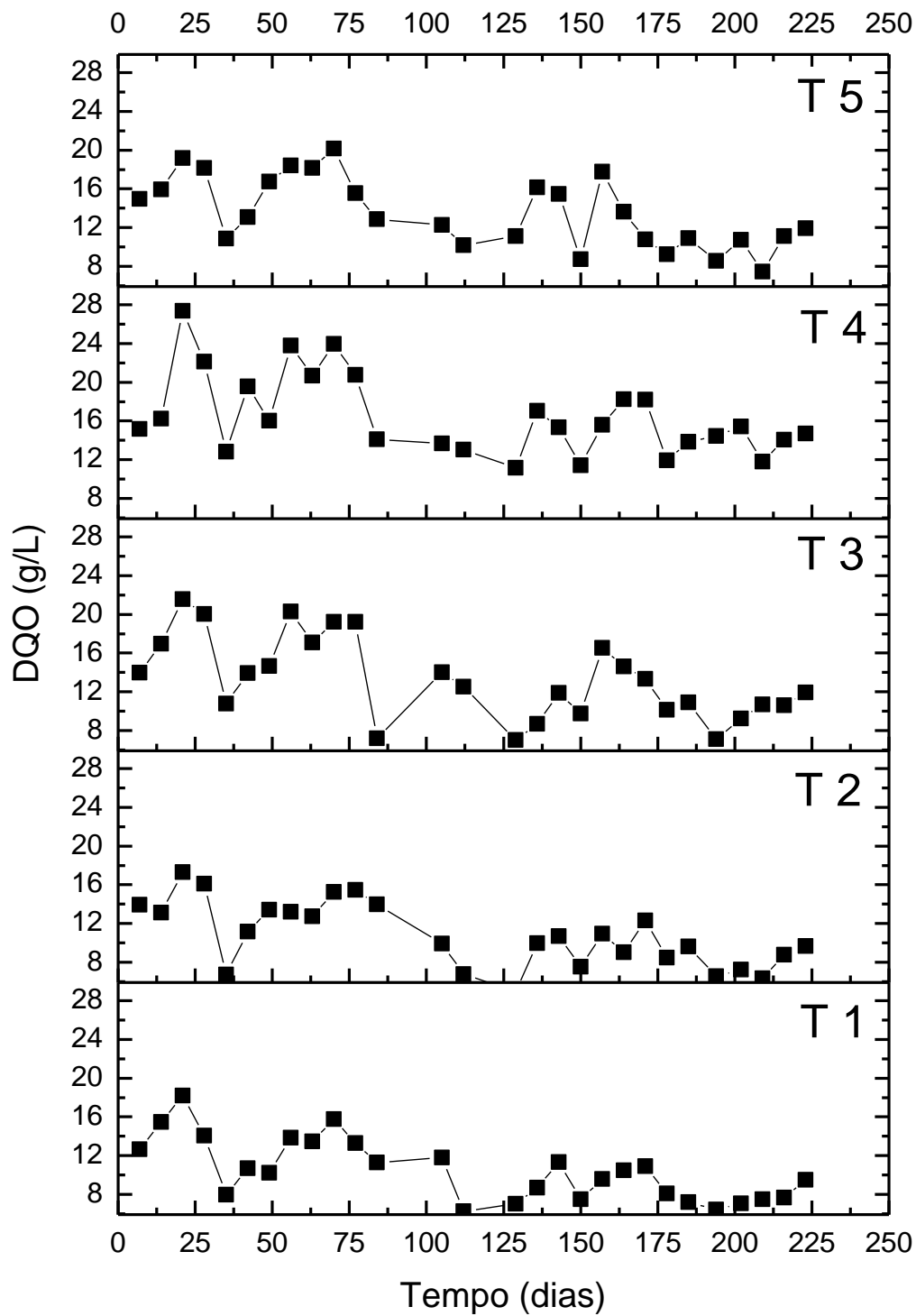


FIGURA 7 Comportamento da concentração de DQO filtrada dos tratamentos.

5.2.5 ORTO FOSFATO SOLÚVEL

Na figura 9 estão apresentados o comportamento de Orto-P solúvel dos tratamentos.

As concentrações de Orto-P solúvel apresentam comportamento semelhante em todos os tratamentos e não houve discrepância entre os valores de concentração de Orto-P solúvel. Após partida a concentração de Orto-P solúvel aumentou progressivamente após 21 dias permanecendo com valores constantes por 70 dias. Após 91 dias percebe-se que a concentração diminui para todos os tratamentos. As menores concentrações foi com o T1, T2, T3 e T5.

De acordo com Metcalf e Eddy (1991) o fósforo orgânico sofre hidrólise em soluções aquosas formando ortofosfatos, mas o processo não acontece rapidamente. O comportamento da concentração de ortofosfato no estudo não apresenta grandes oscilações durante o tratamento.

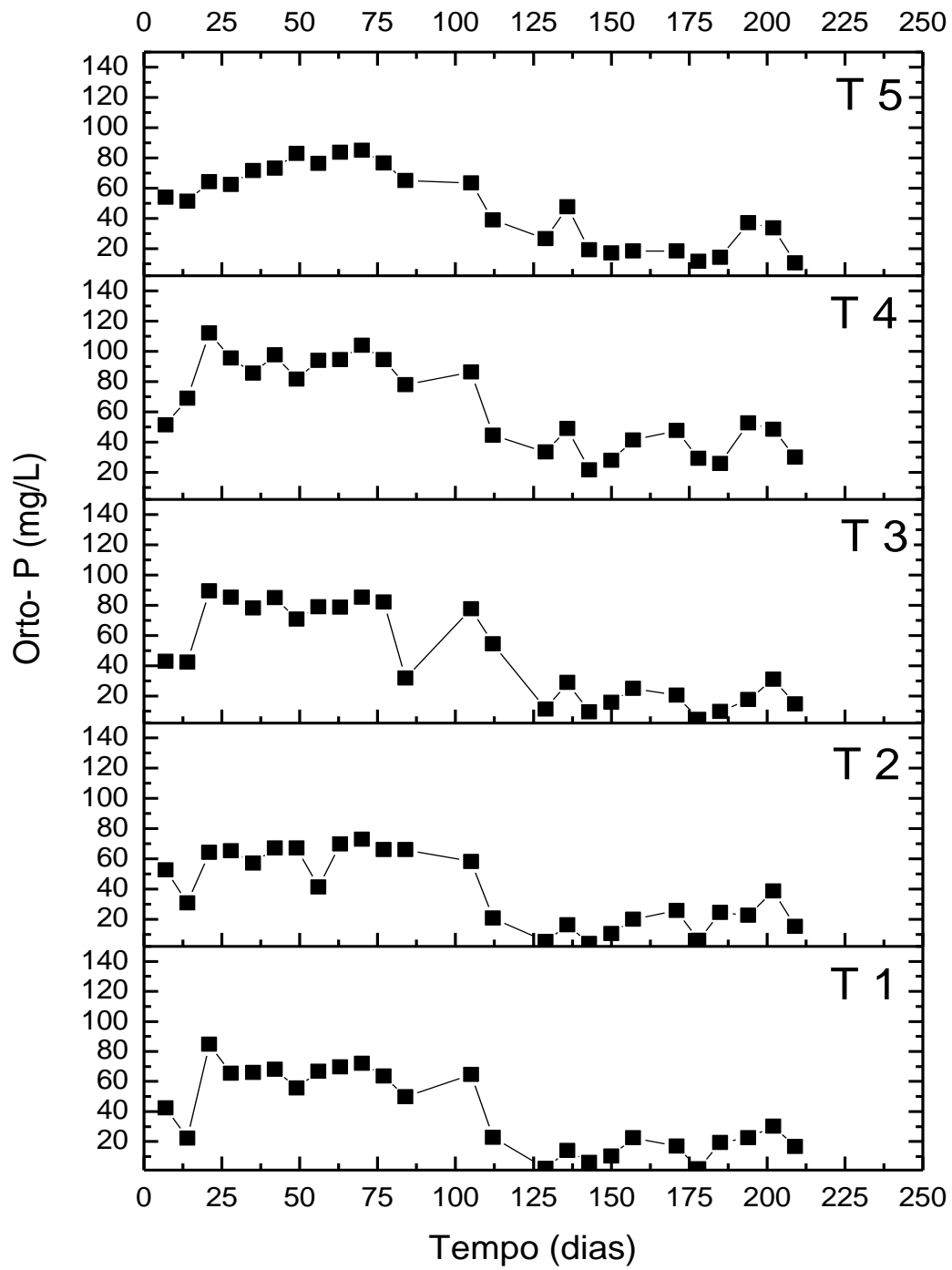


FIGURA 8 Comportamento da concentração de orto fosfato solúvel dos tratamentos.

5.2.6 NITROGÊNIO AMONIACAL

A figura 10 apresenta o comportamento de nitrogênio amoniacal da fração solúvel dos tratamentos.

Observando a figura 10 é notório que ocorre aumento da concentração de $N-NH_3$ durante o monitoramento para todos tratamentos em estudo, no período da partida à 84 dias de tratamento. Se analisarmos o pH de todos os tratamentos é perceptível que no mesmo período o pH permanece com valores mais baixos. De acordo com Chernicharo (1997), a presença de bicarbonato de amônia resultante da digestão de compostos protéicos torna-se importante pela formação de amônia livre ou íon amônio que também pode ser responsável pelo tamponamento do sistema. Sabendo que caso o pH estiver com valor alto a concentração de amônia livre é superior pode ser possível que tenha ocorrido no presente estudo. Constata-se que a $DQO_{FILTRADA}$ no mesmo período encontra-se em concentrações mais elevadas, podendo indicar a solubilização da matéria orgânica.

Após o período de 84 dias de tratamento a concentração de $N-NH_3$ diminui para todos os tratamentos e isso pode ter ocorrido devido a purga realizada diariamente, que possivelmente explica que quando há a formação de amônia livre e ocorre a retirada no sistema o pH tendencia a aumentar, o que percebe-se pelo comportamento do pH representado na figura 5.

As maiores concentrações de $N-NH_3$ foi com o T3 e T4. Esses tratamentos estão de acordo com o estudo realizado por Kim et al. (2006) que analisaram o efeito da temperatura na digestão anaeróbia de resíduos alimentares em digestores que operavam em diferentes temperaturas constataram que ambos os tratamentos apresentaram um aumento de nitrogênio amoniacal superior à 300 mg L^{-1} , mas mesmo apresentando altas concentrações não inibiu o metabolismo na fase metanogênese.

A partir do 136º dia, a concentração de nitrogênio amoniacal permaneceu constante. De acordo com Felizola (2006), em estudo de tratamento de resíduos orgânicos observa que quando o nitrogênio presente nas proteínas da matéria orgânica começa a ser solubilizado através das reações de hidrólise por as bactérias acidogênicas na primeira fase de digestão

e consumido pelas bactérias, há a formação de nitrogênio amoniacal. O T5 apresentou as menores concentrações de nitrogênio amoniacal possivelmente devido a falta de inóculo na partida do tratamento.

Lin et al., (2011) estudando a co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos em 178 dias obteve os seguintes resultados; nos primeiros 30 dias a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente foi de 583 mg L^{-1} . De 30 à 60 dias a concentração foi de $608,9 \text{ mg L}^{-1}$. O comportamento desse estudo apresenta semelhança ao T3 no período da partida à 77 dias de tratamento.

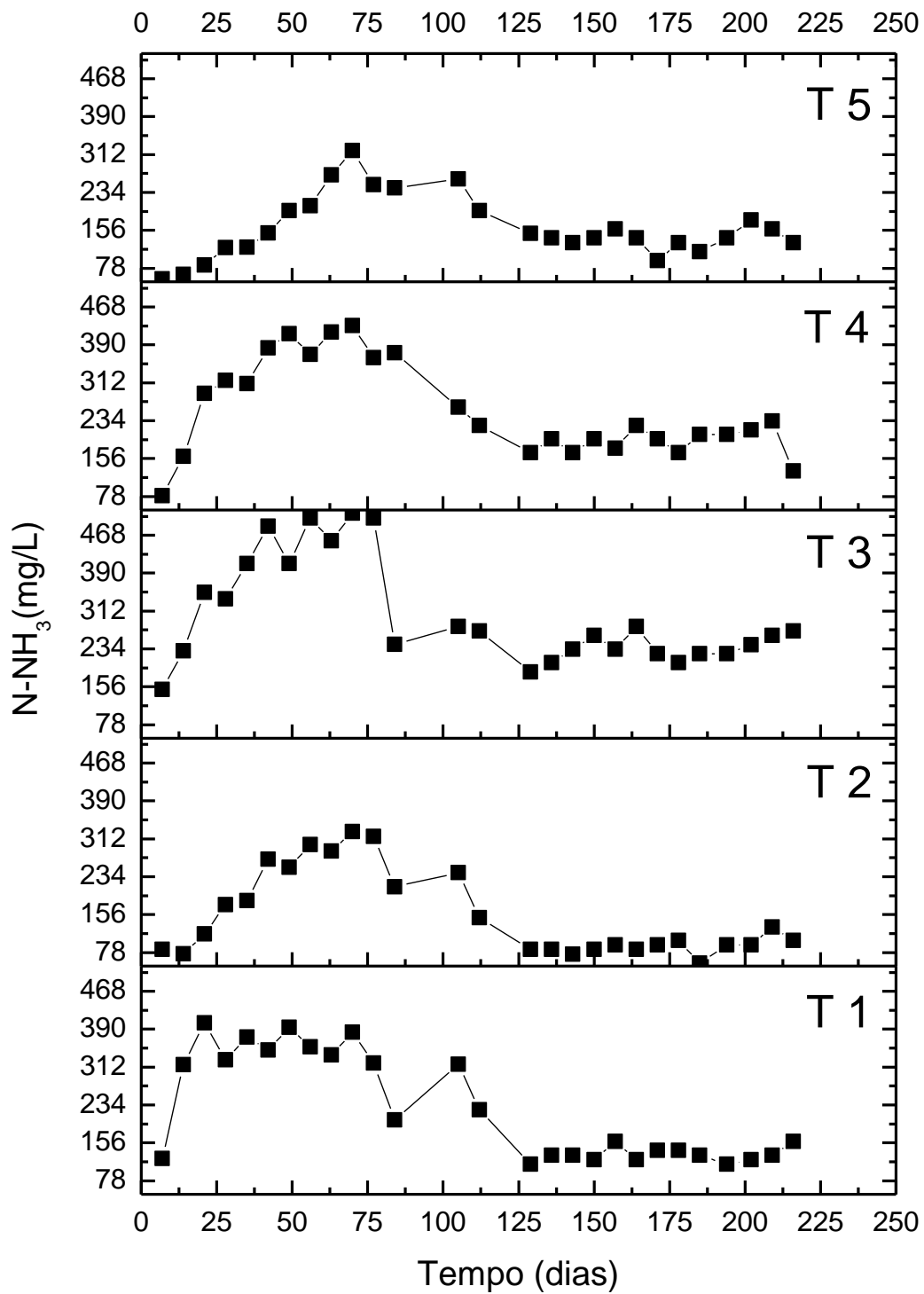
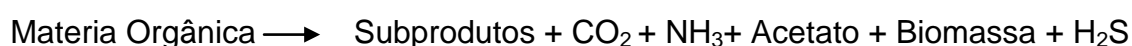


FIGURA 9 Comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal dos tratamentos.

5.3 VELOCIDADE DE FORMAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL

A matéria orgânica quando degradada por via anaeróbia libera, inicialmente, o nitrogênio presente na forma de amônia. Dessa forma, podemos considerar que o estudo do aumento da concentração de amônia em um reator anaeróbio tratando resíduos orgânicos, operado em batelada pode fornecer uma ideia da velocidade de degradação desse material.

De acordo com LOPES et al.,(2004), a decomposição de compostos orgânicos na ausência de oxigênio livre produz metano, dióxido de carbono, amônia e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixa massa molar, como demonstrado na reação a seguir:



A concentração de nitrogênio amoniacal foi monitorada semanalmente durante os 216 dias de monitoramento do sistema experimental, conforme apresentado na Figura 6. Analisando os dados da concentração de nitrogênio amoniacal observa-se que no início do período de monitoramento dos reatores houve um aumento progressivo da concentração, seguido de uma diminuição. Esse aumento foi analisado considerando cinética de primeira ordem e os valores das constantes foram determinados utilizando a equação 1 e os dados obtidos estão apresentados na Tabela 2.

$$\ln \frac{S}{S_0} = k \cdot t \quad (3)$$

TABELA 4: Dados Estatísticos dos Tratamentos

Tratamento	Média (d⁻¹) K	Teste de Tukey	DP (d⁻¹)	CV (%)	R
T1 (Lixiviado)	0,100	a	0,021	20,7	0,9171
T2 (UASB)	0,028	b	0,002	5,4	0,9099
T3(Lixiviado Adaptado)	0,042	c	0,002	4,9	0,9592
T4 (UASB Adaptado)	0,049	c	0,003	5,9	0,8899
T5 (Branco)	0,023	b	0,002	6,5	0,9839

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; R: coeficiente de correlação linear.

De acordo com a Tabela 2 a partir das médias da concentração de nitrogênio amoniacal dos tratamentos e o cálculo da constante cinética observamos que o T1 obteve o maior valor de k, seguido de T4, T3, T2 e T5. O tratamento com inóculo lixiviodonos primeiros 70 de tratamento indica que há uma produção linear de nitrogênio amoniacal, devido a solubilização da matéria orgânica após a partida dos reatores, ou seja, durante a hidrólise.

Foi aplicado o teste de variância (ANOVA) para comparação das médias dos diferentes tratamentos com intuito de verificarmos alguma diferença significativa entre as médias e se o fator (inóculo) exerce influência na variável dependente (nitrogênio amoniacal). Analisando estatisticamente obsevamos que houve diferença significativa porque o f calculado de valor 31,39 foi maior que o f crítico de valor 3,47 rejeitando-se a hipótese nula por existir diferenças significativas. Com isso, utilizamos o teste de Tukey que possibilita indicar quais tratamentos apresentam essas diferenças.

Observa-se através do teste de Tukey que o T1 foi o melhor tratamento e isso ocorre porque a concentração de amônia no meio por está relacionada diretamente com o consumo de matéria orgânica e as bactérias específicas na fase hidrólise estão mais adaptadas na assimilação dos compostos orgânicos em estudo.

5.4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A quantidade de biogás produzido foi calculado pelas equações 1 e 2, que relaciona a altura deslocada com a pressão resultando no volume de biogás.

A produção de biogás em todos tratamentos foram praticamente iguais em torno de 23 L. Sabendo que o primeiro estudo feito até 104 dias de tratamento resultou em uma produção de biogás em torno de 9 L equivalente a 39% da produção final, o tratamento em 216 dias foi válido por produzir a maior parte de volume de biogás, constatando-se que o processo anaeróbio de resíduos orgânicos em mais de 200 dias de tratamento foi mais eficiente, devido ao fato da diminuição de nitrogênio amoniacal após 105 dias de tratamento. De acordo com FOUNTOULAKIS et al.,(2008) a digestão anaeróbia de compostos ricos em proteínas resultam em elevadas concentrações de amônia livre que podem inibir a atividade específica da metanogênese.

Liu et al., (2009) analisando o efeito de diferentes razões de substrato/inóculo com relação ao rendimento de biogás em temperatura termofílica obteve teores de biogás de 778, 631 e 716 mL/ g SV com os respectivos substratos; resíduos alimentares, resíduos verdes e a mistura de ambos, após 25 dias de digestão.

Fernández et al., (2008) tratando anaerobiamente resíduos orgânicos em temperatura mesofílica com duas razões de sólidos totais de 20 e 30% obtiveram produção de metano de 7,01 e 5,53 L em 95 dias de tratamento.

Forster-Carneiro et al., (2006) constataram que o inóculo lodo tratando por digestão anaeróbia a fração orgânica em temperatura termofílica produziu biogás em torno de 78,9 mL/dia.

Bolzonella et al., (2012) estudaram a digestão anaeróbia de resíduos de lodo ativado em condições mesofílicas (35°C), termofílicas (55°C) e de duas fases (65+55°C) obtiveram produção de biogás de 0,33, 0,45 e 0,49 m³ / Kg SV.

6 CONCLUSÕES

O estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos nos indicou a relevância do uso de melhor inóculo na solubilização do substrato.

Nas análises da fração solúvel, pode-se concluir que o pH do T1 obteve melhor desempenho, em virtude do inóculo de lixiviado apresentar maior concentração de alcalinidade a bicarbonato, possibilitando um melhor comportamento durante a digestão anaeróbia.

Com relação a alcalinidade total as maiores concentrações foram com o T3 e T4 entre os tratamentos estudados. O T5 apresentou baixo pH pela ausência de alcalinidade nos primeiros dias de tratamento, auxiliando a maior formação de AGV.

A DQO_{FILTRADA} apresentou resposta satisfatória em todos os tratamentos estudados. Observamos que houve remoção de matéria orgânica e a maior remoção de DQO total foi com o T1.

No parâmetro de ortofosfato, o tratamento que se diferenciou dos demais foi o T4, embora que o comportamento da concentração de ortofosfato apresenta similaridade para todos os tratamentos analisados.

Com relação ao comportamento do nitrogênio amoniacal, houve maior diferença nas concentrações em T5 por apresentar baixas concentrações em decorrência da ausência de inóculo e conseqüentemente não ocorrendo a solubilização do substrato facilmente. A constante cinética de formação de nitrogênio amoniacal apresentou valor de k maior no T1 devido a maior solubilização da matéria orgânica.

Conclui-se que o T1 foi o melhor tratamento estudado em virtude do lixiviado apresentar maior concentração de bicarbonato de amônia.

Com isso, o tratamento de resíduos sólidos orgânicos podem ser tratados eficientemente com inóculo lixiviado em condições anaeróbias e temperatura controlada de 25°C.

REFERÊNCIAS

AGDAG, O. N; SPONZA, D. T.; Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 140, p. 75–85, 2007.

ANDERSON, G., YANG, G.; Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digestion using a simple titration. **Wat. Environ. Res.**, v. 64, p. 53–59, 1992.

ANGELIDAKI, I., CHEN, X., CUI, J., KAPARAJU, P., ELLEGAARD, L.; Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: start-up procedure for continuously stirred tank reactor. **Water Res.**, v. 40, p. 2621–2628, 2006.

ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L.; AHRING, B.K.; Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. **Appl. Biotechnology Bioeng.**, v. 42, p.159–166, 1993.

BOLZONELLA, D.; CAVINATO, C.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F.; High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 32, p. 1196-1201, 2012.

CASSINI, S. T.; VAZOLLER, R. F.; PINTO, M. T.; Resíduos Sólidos Orgânicos Gerados no Saneamento: Problemas e Tendências. In: Digestão de Resíduos Sólidos e Aproveitamento do Biogás / CASSINI, S. T.; (coordenador geral) – Rio de Janeiro: **ABES**, Rima, p. 210, IL, Projeto PROSAB, 2003.

CHERNICHARO, C. A. L.; Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Reatores Anaeróbios. **Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG**, v. 5, p. 380, 1997.

ESPINOZA-ESCALANTE, F. M.; PELAYO-ORTÍZ, C.; NAVARRO-CORONA, J.; GONZALÉZ-GARCÍA, Y.; BORIES, A.; GUTIÉRREZ-PULIDO, H.; Anaerobic

digestion of the vinasses from the fermentation of Agave tequilana Weber to tequila: The effect of pH, temperature and hydraulic retention time on the production of hydrogen and methane. **Elsevier Science Ltd. México**, v. 33, p. 14 - 20, 2008.

FELIZOLA, C. de S. et al. Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica**, p 27- 53, 2006.

FERNÁNDEZ, J.; Pérez M.; Romero, L. I.; Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Elsevier Science Ltd. Espanha**, p. 6075 - 6080, 2008.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. V.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F.; Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. / CAMPOS, J. R.; (coordenador geral) – Rio de Janeiro: **ABES**, Rima, p. 464, IL, Projeto PROSAB, 1999.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I.; Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. **Bioresource Technology**, p. 6994-7002, 2008.

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

GADELHA, E. P. “**Avaliação de Inóculos metanogênicos na aceleração do processo de degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**”. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, p. 95, 2005.

GHANIMEH, S.; FADEL, M. E.; SAIKALY, P.; Mixing effect on thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 117, p. 63-71, 2012.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; Impact of substrate to inoculum ratio in anaerobic digestion of swine slurry. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, p. 1065-1069, 2009.

IBGE- Instituto Brasileiro Geográfico e Estatístico. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/N SB_2008.pdf

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

KIM, J. K.; OH, B. R.; CHUN, Y. N.; Effects of Temperature and Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Food Waste. **Journal of Bioscience and Bioengineering Japan**, v. 102, p. 328–332, 2006.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L.; The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v. 31, p. 1737–1744, 2011.

LAY, J. J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T.; Endo, J.; ISHIMOTO, S.; Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solid organic waste. **Water Science Technology**, v. 36, p. 493-500, 1998.

LEE, D.H., BEHERA, S.K., KIM, J., PARK, H.S.; Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab scale study. **Waste Manage.** v. 29, p. 876–882, 2009.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; Tratamento Anaeróbio de Resíduos Orgânicos com Baixa Concentração de Sólidos. **Nota Técnica**, v. 9, p 280-284, 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**, v.13, n.2, p 190–196, 2009.

LEITE, V; LOPES, W; FILHO, P; PINTO, R; JR, A; SOARES, H; LIBÂNIO, P; Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos. In: Digestão de Resíduos Sólidos e Aproveitamento do Biogás / CASSINI, S. T (coordenador geral) – Rio de Janeiro: **ABES**, Rima, p 95-116, IL, Projeto PROSAB, 2003.

LETTINGA, G. F., HAANDELL, A. C.; Tratamento anaeróbio de esgotos - Um manual para regiões quentes, p. 194, 1994.

LIN, J.; JI, J. Z. R.; CHEN, X.; LIU, F.; WANG, K.; YANG, Y.; Methanogenic community dynamics in anaerobic co-digestion of fruit and vegetable waste and food waste. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, p. 1288-1294, 2012.

LIU, G.; ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; DONG, R.; Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5103-5108, 2009.

LOPES, W. S.; **Biodigestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados com Rúmen Bovino**. Campina Grande. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) Universidade Federal da Paraíba/Universidade Estadual da Paraíba – PB, 2000.

LOPES, W. S.; Influência da Umidade na Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Cancún México, 2002.

LOPES WS, Leite VD, Prasad S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Biores Technol.**, v. 94, p. 94 -26, 2004.

MATA-ALVAREZ, J.; MACE, S.; LLABRÉS, P. “Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives”. **Bioresource Technology**, v. 74, p. 3-16., 2000.

MUMME, J., LINKE, B., TÖLLE, R. Novel up flow anaerobic solid-state (UASS) reactor. **Bioresource Technol.**,v. 101, p 592–599, 2010.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M.; **Lixo e Impactos Ambientais Perceptíveis no Ecossistema Urbano**, 2008.

NETO, H. C. A; MARQUES, C. C.; ARAUJO, P. G. C.; MAIA, R.; BARBOSA, E. A; Caracterização de Resíduos Sólidos Orgânicos produzidos no restaurante universitário de uma instituição pública (**Estudo de Caso**), 2007.

PAVLOSTATHIS S. G;YEH, D. H.; PENNELL K. D.; Toxicity and biodegradability screening of nonionic surfactants using sediment-derived methanogenic consortia. **Water Science and Technology**, v.38, p 55-62, 1998.

PICANÇO, A. P. “**Influência da recirculação de percolado em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**”. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, p.135, 2004.

POVINELLI, J.; LARA PINTO, D. M. C.; BALDOCHI, V. M. Z.; Procedimento para Elaboração de Resíduo Sólido Urbano Doméstico Padrão. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 5, nº 1, p. 25-30, 2000.

RAPOSO, F.; M.A. DE LA RUBIA, 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**, v. 16, p.861-877,2012.

REICHERT, G. A “Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: uma revisão”. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **ABES**, Campo Grande-MS, 2005.

SCHMIDELL, W.; SOARES, H. M.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, R. J.; PERTOLA, N. C.; CONTRERAS, E. M.; **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Florianópolis, GráficaPateprint, p368-377, 2007.

SHARMA, V. K.; TESTA, C.; CASTELLUCCIO, G.; Anaerobic treatment of semi-solid organic waste. **Elsevier Science Ltd. Itália**, v. 40, p 369-384, 1999.

STRONG, P. J.; GAPES, D. J.;Thermal and thermo-chemical pre-treatment of four waste residues and the effect on acetic acid production and methane synthesis. **Elsevier Science Ltd. Nova Zelândia**, v. 32, p 1669-1677, 2012.

VEEKEN, A.; HAMELERS, B.; Effect of substrate seed mixing and leachate recirculation on solid state digestion of biowaste. **Water Science Technology**, v. 95,p. 255–262, 2000.

WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L.; Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7928–7940, 2008.

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**, vol. 13, nº 4, p. 405-415, 2008.

XU, S. Y.; LAM, H. P.; KARTHIKEYAN, O. P.; WONG, J. W. C.; Optimization of food waste hydrolysis in leach bed coupled with methanogenic reactor: Effect of pH and bulking agent. **Bioresource Technology**, v. 102, , p. 3702-3708, 2011.

YAO, Y.; HE, M.; REN, Y.; MA, L.; LUO, Y.; SHENG, H.; XIANG, H.; ZHANG, H.; LI, Q.; AN, Q.; Anaerobic digestion of poplar processing residues for methane production after alkaline treatment. **Bioresource Technology**, v. 134, p.347-352, 2013.

YIQING, C.; WANG, Z.; JIANG, J.; LIU, X.; Size Effect on Explosion Intensity of Methane-air Mixture in Spherical Vessels and Pipes **Procedia Engineering**, v. 45 , p 483-488, 2012.