



UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL

PATRÍCIA DA SILVA BARBOSA

PRODUÇÃO DE BIOGÁS E REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA DA
MANIPUEIRA EM REATORES UASB DE BANCADA

JUAZEIRO-BA

2017

PATRÍCIA DA SILVA BARBOSA

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS E REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA DA
MANIPUEIRA EM REATORES UASB DE BANCADA**

Trabalho apresentado à Universidade Federal do Vale do São Francisco -UNIVASF, Campus Juazeiro, como requisito da obtenção do título de Bacharel em Engenharia Agrícola e Ambiental.

Orientador: Profª. D.Sc. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim.

JUAZEIRO-BA

2017

	Barbosa, Patrícia da Silva.
S238p	Produção de biogás e remoção de matéria orgânica da manipueira em reatores UASB de bancada / Patrícia da Silva Barbosa. --Juazeiro, 2017. xii, 47 f.: il.; 29 cm.
	Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro-BA, 2017.
	Orientador: Prof. Dra. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim.
	Referências.
	1. Bioenergia. 2. Biogás. 3. Manipueira – matéria orgânica. I. Título. II. Amorim, Miriam Cleide Cavalcante de. III. Universidade Federal do Vale do São Francisco.
	CDD 333.9539

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Integrado de Biblioteca SIBI/UNIVASF
Bibliotecário: Márcio Patar

UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL

FOLHA DE APROVAÇÃO

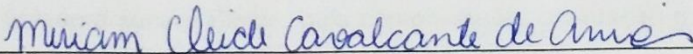
PATRICIA DA SILVA BARBOSA

PRODUÇÃO DE BIOGÁS E REMOÇÃO DE MATÉRIA
ORGÂNICA DA MANIPUEIRA EM REATORES UASB

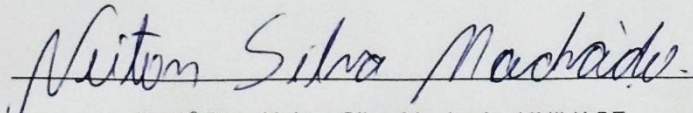
Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como requisito parcial para
obtenção do título de Bacharela em
Engenharia Agrícola e Ambiental pela
Universidade Federal do Vale do São
Francisco.

Aprovado em: 02 de Maio de 2017.

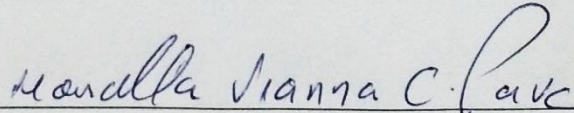
Banca Examinadora



Prof.^a Dsc Miriam Cleide C. de Amorim, UNIVASF.



Prof.^o Dsc. Neiton Silva Machado, UNIVASF.



Msc. Marcella Viana Cabral Paiva, COMPESA

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelo seu amor incondicional e pelas maravilhas trilhadas em meu caminho.

Aos meus pais, Geuzenilda e Antônio Cerqueira, pelo amor, força, dedicação e por me incentivarem e motivarem sempre nessa caminhada. A realização desse sonho se deu graças a vocês!

Aos meus irmãos, Ana Paula, Cleiton e Jéssica pela amizade, carinho e estímulo em todos os momentos.

A minha sobrinha querida Ana Luiza, por preencher minha vida de alegria.

As minhas amigas Amélia, Edicélia, Edilene, Janille, Narayra e Ruanna pelo afeto e apoio que me dedicaram todos esses anos. Conhece-las foi a parte mais especial da minha graduação.

A Damiana, técnica do laboratório que me auxiliou nas análises compartilhando seus conhecimentos comigo.

A minha orientadora Miriam Cleide, pela compreensão, orientação e confiança que depositou em mim.

“ A persistência é o caminho do êxito”

Charles Chaplin

RESUMO

A manipueira é um efluente gerado durante a produção de farinha e apresenta elevada concentração de matéria orgânica e nutrientes, características estas que a torna um poluidor em potencial que deve ser tratado adequadamente antes de ser lançado no meio ambiente. No entanto, pode ser utilizado como fonte de bioenergia quando empregada a tecnologia anaeróbia. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do tratamento da manipueira em reatores UASB (Fase I do experimento) e avaliar a capacidade de biodegradação da biomassa dos reatores através do teste da AME (Fase II). O desempenho dos reatores foi avaliado por meio da eficiência da remoção da demanda química de oxigênio (DQO), glicose, cianeto (CN) e da produção de metano e a estabilidade através comportamento do pH, ácidos graxos voláteis (AGV) e alcalinidade total (AT). Foram utilizados dois reatores operando com cargas orgânicas volumétricas (COV's) de 13 e 10 g DQO L⁻¹ d⁻¹, com respectivamente 8 e 12 horas de TDH. Em ordem de apresentação a remoção de DQO foi de 59,6% e 60,7%, 46,6% e 45,2% de glicose, 74% e 57,3% de cianeto. Quanto aos parâmetros operacionais AT e AGV em ambos reatores houve um acréscimo na concentração no efluente em relação ao afluente, característica que demonstra instabilidade no processo de digestão anaeróbia. O acúmulo de ácidos orgânicos nos reatores pode ter sido causado por um desequilíbrio na razão entre os microrganismos produtores e consumidores de AGVs, fator que comprometeu a remoção da DQO. Na fase II, procedeu-se o teste de Atividade Metanogênica específica (AME) no lodo dos reatores. Constatou-se que biomassa presente nos reatores apresentaram AME de 0,13 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹ no caso do reator I e 0,17 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹ no reator II.

Palavras-chave: manipueira, reator UASB, atividade metanogênica específica.

ABSTRACT

The cassava wastewater is an effluent generated during the production of flour and presents high concentration of organic matter and nutrients, characteristic that makes it a potential polluter that must be treated properly before being released into the environment. However, it can be used as a source of bioenergy when using anaerobic technology. The present work had as objective to evaluate the efficiency of the manipueira treatment in UASB reactors (Phase I of the experiment) and to evaluate the biodegradability of biomass of the reactors through the AME test (Phase II). The efficiency of the removal of chemical oxygen demand (COD), glucose, cyanide (CN) and methane production and stability through pH, volatile fatty acids (AGV) and total alkalinity (AT). Two reactors were operated with organic volumetric loads (COVs) of 13 and 10 g COD L⁻¹ d⁻¹, respectively 8 and 12 hours TDH. In order of presentation, COD removal was 59, 6 and 60, 7%, 46, 6 and 45, 2% of glucose 74 and 57, 3% of cyanide. As for the operational parameters AT and AGV in both reactors there was an increase in the concentration of the effluent in relation to the affluent, characteristic that shows instability in the process of anaerobic digestion. The accumulation of organic acids in the reactors may have been caused by an imbalance in the ratio between the producing and consuming microorganisms of AGVs, a factor that compromised the removal of COD. In phase II, the specific methanogenic activity (AME) was tested in the sludge of the reactors after the end of phase I. Biomass present in the reactors presented AME of 0,13 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹ in the case of reactor I and 0,17 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹ in reactor II.

Keywords: Cassava wastewater, UASB reactor, specific methanogenic activity.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros, métodos e suas respectivas fontes utilizadas no teste.	19
Tabela 2: Condições operacionais dos reatores.	19
Tabela 3: Caracterização do substrato em comparação ao encontrado na literatura.	25
Tabela 4: Valores médios de DQO e glicose do afluente e efluente e suas respectivas remoções.	28
Tabela 5: Volume de metano medido (V_{CH_4}), Volume Teórico de metano (V_{TCH_4}) e rendimento	35
Tabela 6: Concentração de cianeto do afluente e efluente e suas respectivas remoções.....	36
Tabela 7: Concentração de SST e SSV do lodo aplicado o teste da AME.....	37

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia	14
Figura 2: Sistema utilizado para o tratamento da manipueira.	20
Figura 3: Frascos-reatores utilizados para a avaliação da AME	23
Figura 4: Eficiência de Remoção de DQO no reator I durante o período de operação	26
Figura 5: Eficiência de Remoção de DQO no reator II durante o período de operação	26
Figura 6: Variação de pH nos reatores durante o experimento	29
Figura 7: Comportamento da alcalinidade total nos reatores.	30
Figura 8: Produção de AGV no afluente e efluente dos reatores.	31
Figura 9: Relação AGV/AT na saída dos reatores.	33
Figura 10: Produção diária de metano nos reatores durante a operação.	34
Figura 11: Produção acumulada de metano pela biomassa LRI e LRII.	37

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2. OBJETIVO GERAL	10
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
3. REVISÃO DE LITERATURA	11
3.1. MANIPUEIRA.....	11
3.2. PROCESSO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	13
3.3. REATOR UASB	15
3.4. ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA	16
4. METODOLOGIA	18
4.1. DESCRIÇÃO DA FASE I: TRATAMENTO DA MANIPUEIRA EM REATORES UASB	18
4.2. DESCRIÇÃO DA FASE II: TESTE DA AME	23
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	39
7. SUGESTÕES	40
REFERÊNCIAS	41

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos agroindustriais são gerados no processamento de alimentos, fibras, couro, madeira, produção de açúcar, álcool, entre outros, sendo sua produção, geralmente, sazonal, condicionada pela maturidade da cultura ou oferta da matéria-prima. As águas residuárias podem ser o resultado da lavagem do produto, escaldamento, cozimento, pasteurização, resfriamento e lavagem do equipamento de processamento e das instalações e os resíduos sólidos, por sua vez, são constituídos pelas sobras de processo, descartes, lodo de sistemas de tratamento (MATOS,2005).

Dentro desse conjunto de possibilidades de resíduos gerados no setor agroindustrial, surge a manipueira, subproduto obtido a partir do processamento da mandioca ou extração da fécula. Este efluente apresenta um alto teor de matéria orgânica e um glicosídeo chamado linamarina que é facilmente hidrolisado a cianeto, composto altamente tóxico ao metabolismo, sendo na maioria das vezes descartado in natura nos cursos d'água acarretando num grande problema ambiental, mas que também se destaca por ser uma matéria prima com grande potencial para geração de energia e biofertilizante (CORDEIRO,2006; INOUE, 2008).

Segundo Barana (2000) e Colin et al. (2007), um potencial uso para manipueira, obtida na cadeia produtiva da mandioca, é seu aproveitamento para produção de biogás por digestão anaeróbia, onde o substrato (manipueira) é convertido a metano e a matéria orgânica remanescente a um composto estável com possibilidade de uso como adubo.

Entre as tecnologias anaeróbia existentes, os reatores UASB (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) vem sendo amplamente utilizado no tratamento de efluentes domésticos, industriais e agropecuários, pois apresenta baixa demanda de área, baixo custo de implantação e de operação, baixo consumo de energia, baixa produção de lodo e satisfatória eficiência de remoção de DQO e DBO (CHERNICHARO,2007).

O sucesso de um processo anaeróbio em reatores, depende fundamentalmente da manutenção de uma biomassa com elevada atividade microbiológica e resistente a choques, a técnica aplicada para essa avaliação é o teste da Atividade Metanogênica Específica (AME), cujo propósito consiste em

avaliar a capacidade das bactérias metanogênicas em converter substrato orgânico em metano e gás carbônico (FLORÊNTINO et al.,2010).

Na literatura há poucos estudos relacionados ao tratamento de manipueira oriunda da produção farinha em reator UASB, assim como a inibição ou redução da atividade microbológica que esse efluente pode vir a ocasionar a biomassa devido aos compostos tóxicos que apresenta, principalmente o cianeto.

Diante disso, o presente trabalho se propõe a avaliar o desempenho de reator UASB de bancada no tratamento da manipueira e examinar através do teste da AME a biomassa dos reatores utilizada no tratamento desse efluente.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência do tratamento da manipueira em reatores UASB de escala laboratorial com alimentação contínua e temperatura controlada e através do teste da atividade metanogênica específica (AME) avaliar a massa microbiana dos reatores.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Determinar a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO;
- ✓ Quantificar a remoção do cianeto;
- ✓ Analisar a estabilidade do reator através da medição de pH, ácidos graxos voláteis e alcalinidade total;
- ✓ Avaliar a produção de metano;

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. MANIPUEIRA

A mandioca (*Manihot esculenta*) é um dos alimentos mais consumidos do mundo, principalmente nas regiões tropicais, onde o cultivo ocorre em maior intensidade (CONAB,2017). Segundo Lamaison (2009), a raiz da mandioca pode ser classificada em amarga ou brava e doce ou mansa. Quando possui baixo teor cianogênico é conhecido como mandioca mansa sendo destinado ao consumo via úmido (cozimento). No entanto, quando apresenta elevado teor cianogênico (concentrações superiores a 100 mg de HCN/Kg de polpa crua), é chamada de brava podendo ser consumida somente após destoxificação, sendo direcionada para a indústria para a produção da farinha de mandioca, fécula e outros (VALLE,2007).

As estruturas produtivas que processam a mandioca para a produção de farinha são conhecidas como casas de farinha e as destinadas a produção de fécula são chamadas de fecularias (Amorim, 2015). Nas casas de farinha o processamento da mandioca consiste em: lavagem e descascamento, ralação, prensagem, esfarelamento, torrefação, empacotamento e por fim pesagem e armazenagem. Neste processo, a água de lavagem e a água de prensagem da mandioca geram um resíduo líquido conhecido como manipueira (Monteiro,2015).

O processo de produção de amido ou fécula consiste em: lavagem e descascamento, ralação, prensagem e tamisação da massa sob água corrente para eliminação do bagaço e separação da fécula da água por decantação em tanques ou por centrifugas. Por fim, a fécula obtida é seca em secadores de túnel. Neste processo a manipueira também é proveniente da lavagem das raízes e da prensagem da mandioca (LAMAISON,2009).

Na indústria de processamento de mandioca, seja para produção de farinha ou de fécula, grandes quantidades de resíduos são gerados. Dentre os resíduos gerados (folhas, hastes, cascas e efluentes líquidos), a manipueira é o resíduo mais prejudicial ao meio ambiente, pois apresenta baixos valores de pH, elevadas concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), de demanda química de oxigênio (DQO) e de carboidratos (Avancini et al. ,2007), como também alta concentração de ácido cianídrico (HCN), resultante da hidrólise dos glicosídeos cianogênicos presentes na mandioca, elevado teor de potássio (K), magnésio (Mg),

cálcio (Ca) e fósforo (P), além de ser ainda o resíduo gerado em maior proporção (PINHO, 2007).

Estima-se que uma tonelada de mandioca processada em uma casa de farinha gera em média 300 litros de manipueira por dia, enquanto que em uma feccularia em média de 600 litros, neste caso a geração de efluente é maior, pois no processo de extração da fécula a massa de mandioca é lavada exaustivamente para a extração do amido (CEREDA ,2002; INOUE et al., 2010).

De acordo com Santos (2009) o mesmo montante de raízes processados em uma feccularia gera uma quantidade de resíduos equivalente à poluição causada por 200 - 300 habitantes/ dia, enquanto que processado em uma casa de farinha equivale à poluição causada por 150 - 250 habitantes/dia.

A manipueira é um resíduo líquido de coloração amarelada (Avancini et al ,2007), sua composição se apresenta de forma variável, principalmente com relação ao conteúdo de matéria orgânica e potencial tóxico. Sua composição depende da variedade de mandioca utilizada, que por sua vez está relacionada com as condições edafoclimáticas do local onde foi cultivada, bem como do tipo de processamento realizado (INOUE, 2008).

Segundo Lamaison (2009) quando originadas em casas de farinha a concentração de DQO situa-se em torno de 20-100 g L⁻¹. Já a DQO da manipueira de feccularia é inferior devido a diluição que sofre durante o processamento ficando em torno de 6-15 g L⁻¹ (Kuczman et al., 2007).

De acordo com Santos (2009), a forma mais comum de descarte deste resíduo é jogá-lo diretamente nos corpos d'água e no próprio ambiente circundante, formando enormes lagoas, provocando condições de insalubridade na população e afetando à saúde e a economia desta atividade.

Ubalua (2007) cita que muitos tratamentos de águas residuárias praticados por fábricas de fécula no Brasil e em outros países baseiam-se em processos biológicos simples como lagoas de estabilização, mas que reatores anaeróbios têm sido usados devido aos avanços na tecnologia desse tratamento assim como como a possibilidade de geração de energia.

3.2. PROCESSO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um sistema biológico balanceado que envolve processos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais e que depende da atividade de no mínimo, três grupos fisiológicos de microrganismos, que são as bactérias fermentativas (ou acidogênicas), as bactérias sintróficas (ou acetogênicas) e os microrganismos metanogênicos. Esses grupos microbiológicos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas (Chernicharo,2007).

Cada um desses grupos microbianos apresenta sua função específica, originando as diferentes rotas metabólicas existentes no processo. Na literatura, as rotas metabólicas são definidas por diversos autores (KUNZ, 2008; CHERNICHARO, 2007; ANDRADE NETO,2004):

Hidrólise: conversão por hidrólise e fermentação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em outros mais simples principalmente ácidos orgânicos (açúcares, aminoácidos,e peptídeos), além de hidrogênio e CO₂. Esta conversão se dá através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Essa etapa pode ser afetada por diversos fatores (temperatura, composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio e concentração de produtos da hidrólise).

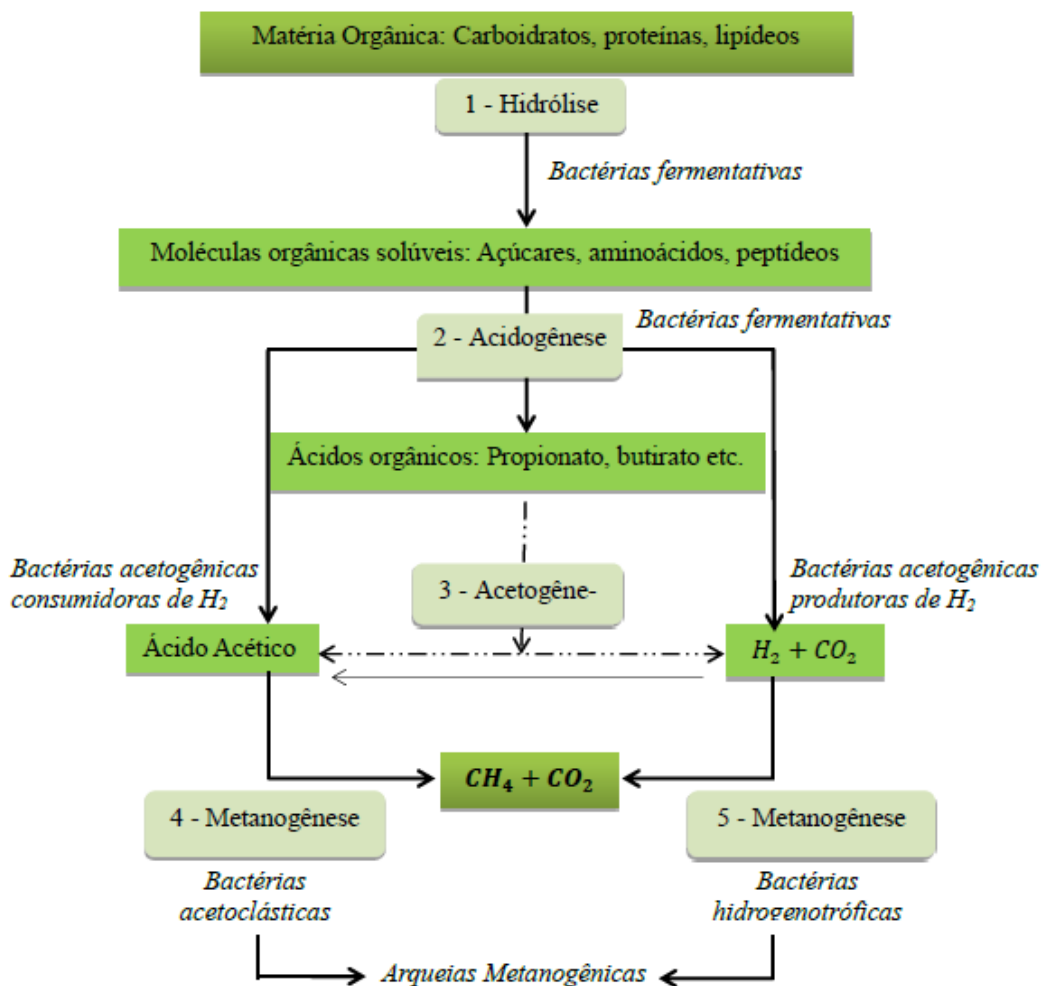
Acidogênese: nesta etapa os produtos solúveis, originados na fase da hidrólise, são metabolizados no interior das células, através do metabolismo fermentativo, produzindo diversos compostos mais simples (ácido acético, propiônico e butírico), dióxido de carbono e também hidrogênio, além de novas células bacterianas. A fermentação acidogênica é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória, entretanto algumas espécies são facultativas e podem metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. O que é de suma importância, pois o oxigênio dissolvido eventualmente poderia se tornar uma substância tóxica para os microrganismos metanogênicos.

Acetogênese: ocorre a degradação dos produtos resultantes da acidogênese por bactérias acetogênicas, produzindo ácido acético, CO₂ e hidrogênio. Esses compostos são os principais substratos utilizados pelas bactérias metanogênicas.

Metanogênese: consiste no último estágio do processo da degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Devido a sua fisiologia as arqueas metanogênicas são divididas em acetoclásticas, que são os microrganismos predominantes e responsáveis por cerca de 60 a 70 % da produção do metano através da oxiredução do acetato e metanogênica hidrogenotróficas que produzem metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono.

Na Figura 1 estão apresentadas resumidamente em fluxograma as rotas metabólicas anteriormente descritas.

Figura 1: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado CHERNICHARO (2007).

De modo geral, as quatro fases da degradação anaeróbia ocorrem paralelamente em um processo de um único estágio. No entanto, uma vez que as bactérias possuem diferentes exigências quanto ao pH e temperatura, deve ser

definido um equilíbrio em relação à tecnologia do processo. Como os microrganismos metanogênicos mais sensíveis a distúrbios as condições do meio têm de ser adaptadas as suas necessidades (FNR/GIZ, 2013).

3.3. REATOR UASB

Os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) destacam-se por apresentarem algumas vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais, tais como eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) de 65% a 75%, baixa produção de lodo, baixo requerimento de energia elétrica, facilidade de instalação, operação e manutenção, baixo requerimento de área de construção, possibilidade de aproveitamento do biogás, capacidade de suportar sobrecargas orgânicas e hidráulicas, dentre outras (FORESTI, 2002).

Na operação do UASB o afluente entra pelo fundo do reator e segue em fluxo ascendente até o topo do reator, atravessando três etapas: o leito de lodo, onde há grande concentração de biomassa ativa, logo após uma biomassa menos densa, denominada manta de lodo e finalmente passa por um separador trifásico, onde ocorre a separação dos sólidos em suspensão (lodo), do líquido e do biogás formado no tratamento (AMORIM, 2015).

Em um reator estável, que funcione em condições ótimas, as etapas de acidogênese, acetogênese e metanogênese serão processadas em passos similares, gerando equilíbrio na produção e consumo de produtos intermediários (AQUINO & CHERNICHARO, 2005). O comportamento dinâmico dos reatores UASB são afetados por mudanças nos fatores externos, mas a gravidade do efeito é dependente do tipo, magnitude, duração e frequência das perturbações impostas. As respostas típicas incluem uma diminuição do desempenho, acúmulo de ácidos graxos voláteis, queda do pH e alcalinidade, a mudança na produção e composição do biogás e a perda de sólidos suspensos voláteis no efluente (FORESTI et al., 2006; LEITÃO et al., 2005).

Dentre os principais fatores que podem afetar o processo de digestão estão: a temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade total, toxicidade pela amônia, nutrientes, sobrecargas hidráulicas e a atividade metanogênica da biomassa (CHERNICHARO, 2007).

Os reatores UASB representam um grande avanço na aplicação da tecnologia anaeróbia para o tratamento direto de águas residuárias. Como qualquer reator biológico, possui vantagens e desvantagens, no entanto sua utilização tem demonstrado ser ele o de maior sucesso entre os reatores anaeróbios.

Na literatura existem poucos trabalhos que discutem a aplicabilidade do reator UASB no tratamento da manipueira entre estes encontra-se a pesquisa realizada por Mai (2006), a autora em questão estudou o tratamento da manipueira de fecularia, utilizando reator UASB. Com controle de pH entre 6,5 e 7,6, DQO aplicada de 2 a 12 g DQO L⁻¹ e COV de 3 a 56 g DQO L⁻¹ d⁻¹, obtendo eficiências de 74 a 96% de remoção de DQO.

Annachhatre e Amatya (2000) estudaram um reator UASB com volume de 5,7 L, em escala laboratorial, com recirculação, para tratar manipueira de fecularia pré decantada, com pH de alimentação em torno de 7,0 obtido com uso de NaOH. A concentração de DQO aplicada variou entre 6 e 24 g L⁻¹ e COV entre 10 e 16 g DQO L⁻¹ d⁻¹ obtiveram valores baixos de AGV no efluente e alcalinidade elevada com remoção de DQO de 85%.

3.4. ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA

A atividade metanogênica específica (AME) pode ser definida como a capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, realizada em condições controladas de laboratório, para viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a metano (Aquino et al, 2007).

Segundo Chernicharo (2007), o ensaio da AME de um lodo constitui-se numa importante avaliação para o monitoramento do processo anaeróbio, além de servir como um parâmetro de controle de estabilidade de reatores. Podendo auxiliar também na determinação das condições de partida de um reator, bem como da evolução de possíveis alterações na qualidade da biomassa.

A determinação da AME é usualmente realizada por teste de laboratório em batelada, sob condições ambientais controladas, sendo o resultado calculado a partir da medição direta da taxa de produção de metano (g DQOCH₄ d⁻¹) ou consumo de um substrato, por unidade de biomassa e unidade de tempo (g DQOCH₄ g⁻¹ STV d⁻¹) (CHERNICHARO, 2007).

Na montagem do experimento alguns aspectos devem ser levados considerados, entre eles estão: i) uso de uma microbiota adequada, quantificada através da análise de SSV, e garantia de substrato suficiente; ii) o uso de equipamento capaz de analisar periodicamente a composição e o volume de gás produzido; iii) a garantia de um ambiente anaeróbio com as condições necessárias (MONTEGGIA, 1997).

Vale ressaltar que até o momento não existe uma metodologia padrão a ser aplicada para a quantificação da atividade metanogênica, pois não há um consenso na comunidade científica sobre as melhores condições de incubação para lodos anaeróbios, assim como o melhor método de medição do metano. Conseqüentemente torna-se difícil a comparação entre os resultados de AME (BRACK,2001).

4. METODOLOGIA

O presente estudo foi realizado no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA-UNIVASF), e foi dividido em duas etapas como mostra o diagrama a seguir:



4.1. DESCRIÇÃO DA FASE I: TRATAMENTO DA MANIPUEIRA EM REATORES UASB

Nesta fase do experimento avaliou-se a eficiência de remoção de DQO_F (filtrada), glicose e cianeto, a produção de metano e o comportamento da alcalinidade total (AT), ácidos graxos voláteis (AGV) e a relação AGV/AT nos reatores UASB abastecidos com manipueira.

Para a determinação da DQO filtrada adotou-se recomendações de Chernicharo (2007), segundo o qual alternativamente à filtração, pode-se proceder a centrifugação da amostra e determinar a DQO do sobrenadante. As análises foram realizadas em triplicata seguindo as recomendações de *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) e metodologias adicionais descritas na Tabela 1.

A manipueira utilizada no experimento foi adquirida na casa de farinha, situada na cidade de Araripina-PE e armazenada no Laboratório de Engenharia Ambiental-LEA da UNIVASF sob uma temperatura de 18°C. A caracterização do efluente foi realizado através das análises de DQO, pH, série de sólidos, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

O monitoramento dos reatores foi realizado em julho de 2015 durante o período de 10 dias. A medição de metano e as análises de DQO, AGV e AT no afluente dos reatores foram realizadas diariamente e para o afluente a cada dois dias, assim como a determinação do cianeto e glicose. O afluente dos reatores sofreu correção de pH através da adição de bicarbonato de sódio até o pH ficar

entre 6,6 a 7,4, que segundo Chernicharo (2007) é a faixa ideal para o crescimento das arqueas metanogênicas.

Tabela 1: Parâmetros, métodos e suas respectivas fontes utilizadas no teste.

Parâmetros	Método analítico	Fonte
pH	Potenciométrico	-----
Demanda Química de Oxigênio	Colorimétrico - Refluxo fechado	APHA, 2005
Alcalinidades Total e Parcial	Potenciométrico	Ribas et al., 2007
Ácidos Graxos Voláteis	Potenciométrico	Ribas et al., 2007
Cianeto Total	Espectrofotométrico	Essers et al. (1993)
Glicose	Espectrofotométrico	Dubois et al. (1956)

Para o tratamento anaeróbio da manipueira foram utilizados dois reatores UASB de bancada de acrílico contendo separador trifásico e defletores de gases com diâmetro externo de 120 mm e interno de 110 mm e altura útil de 400 mm, que correspondeu a um volume útil de 3,14 L. Os reatores foram mantidos à temperatura controlada de 32 °C e possuíam fluxo ascendente, com o afluente sendo conduzido ao interior dos reatores através de uma bomba peristáltica, modelo MasterFlex L/S Cole Parmer permitindo alimentação contínua do substrato no reator.

As concentrações de alimentação foram obtidas por diluições da manipueira concentrada com água de torneira. As cargas orgânicas volumétricas (COV) e tempo de detenção hidráulica (TDH) estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2: Condições operacionais dos reatores.

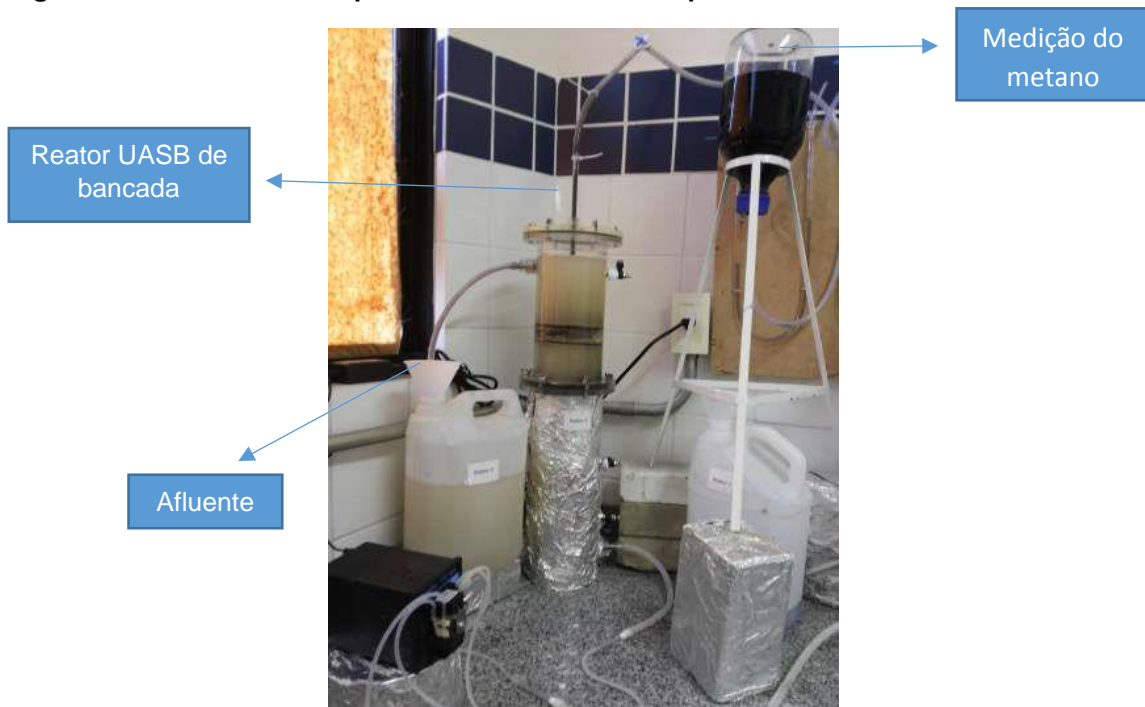
	Vazão (L d⁻¹)	COV (g DQO L⁻¹ d⁻¹)	TDH (h)
Reator I	9,36	13	8
Reator II	6,34	10	12

Os reatores estavam em operação a cerca três meses antes de se adicionar a COV determinadas em estudo. Esses reatores foram empregados no estudo de tratamento anaeróbio da manipueira por Amorim (2015), a autora em questão

realizou a partida dos reatores utilizando o lodo de reator UASB da ETE Mangueira situada em Recife, onde o volume de inóculo aplicado no reator foi de 30% do seu volume útil o que correspondeu a aproximadamente 1,05 L de lodo e carga biológica de 12 Kg SSV m⁻³.

Na Figura 2 pode-se observar o sistema utilizado para a realização do tratamento da manípueira.

Figura 2: Sistema utilizado para o tratamento da manípueira.



Fonte: AUTORA

Os métodos adotados para a determinação da COV, TDH, eficiência de remoção e quantificação do metano estão descritas a seguir:

-Carga Orgânica Volumétrica: representa a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator.

$$\text{COV} = \frac{Q \times S}{V} \qquad \text{COV} = \frac{S}{\text{TDH}} \qquad (1)$$

Onde:

COV: carga orgânica volumétrica (g DQO L⁻¹ d⁻¹)

Q: vazão (L d⁻¹)

S: concentração do substrato afluente, em geral DQO ou DBO (g DQO L⁻¹)

V: volume útil do reator (L)

TDH: dia (d)

-Eficiência de remoção

(2)

$$\eta = \frac{S_0 - S}{S_0} \times 100$$

Em que,

η : eficiência de remoção (%)

S_0 : concentração do afluente (g L⁻¹)

S: concentração do efluente (g L⁻¹)

-Produção de metano: foi realizada pelo método volumétrico de Medição Direta do Volume de Metano onde o biogás é lavado em uma solução de NaOH a 3,0% para absorção do CO₂ e o volume de metano produzido é aferido medindo-se o volume de solução de hidróxido deslocado pelo gás lavado, conforme descrito por Aquino et al. (2007).

-Volume teórico de metano: de acordo com Chernicharo (2007) pode ser obtido através da razão entre a carga de DQO removida do reator e convertida em metano e o fator de correção para a temperatura operacional do reator.

(3)

$$V_{\text{TCH}_4} = \frac{\text{DQO}_{\text{CH}_4}}{f(T)}$$

Onde,

V_{TCH_4} : volume teórico de metano (L)

DQO_{CH_4} : massa de DQO removida do reator e convertida em metano ($gDQO_{CH_4} d^{-1}$);

$f(T)$: fator de correção para a temperatura operacional do reator ($g DQO L^{-1}$);

$$DQO_{CH_4} = Q \times (S_0 - S) - Y_{abs} \times S_0$$

(4)

Em que,

Q: vazão afluyente ($L d^{-1}$);

S_0 : concentração de DQO afluyente ($g DQO L^{-1}$);

S: concentração de DQO efluyente ($g DQO L^{-1}$);

(5)

$$f(T) = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times (273 + T)}$$

Y_{obs} : coeficiente de produção de sólidos no sistema em termos de DQO;

P: pressão atmosférica local (1 atm);

K_{DQO} : DQO correspondente a um mol de CH_4 ($64 g DQO mol^{-1}$);

R: constante dos gases ($0,08206 atm L (mol K)^{-1}$);

T: temperatura operacional do reator ($^{\circ}C$);

Para o volume de metano teórico (V_{TCH_4}) adotou-se o valor de Y_{obs} de 0,15 $kgDQO_{lodo} Kg^{-1}DQO_{aplicada}$ (CHERNICHARO, 2007).

-Rendimento do Metano teórico em relação ao produzido

(6)

$$R_{CH_4} = \frac{V_{CH_4}}{V_{TCH_4}} \times 100$$

No qual,

R_{CH_4} : rendimento de metano em relação ao metano teórico (%);

V_{CH_4} : volume de metano efetivamente medido nos experimentos (L);

VT_{CH_4} : volume teórico de metano (L)

4.2. DESCRIÇÃO DA FASE II: TESTE DA AME

Esta fase foi realizada entre julho e agosto de 2015 e teve como objetivo avaliar o comportamento da biomassa do lodo dos reatores empregados no tratamento da manipueira da fase I.

Para a determinação da atividade metanogênica específica (AME) inicialmente foi realizada a análise de sólidos suspensos pelo método gravimétrico, segundo APHA (2005) nos inóculos: lodo do reator I (LRI) e lodo do reator II (LRII). Os ensaios foram conduzidos em frascos reatores de 0,104 L de volume útil respeitando o recomendado por Aquino et al. (2007) de 20% de headspace. A concentração do inóculo utilizada no teste foi $2,5 \text{ g L}^{-1}$, após adicionar a biomassa, os ácidos orgânicos e os nutrientes os frascos reatores foram isolados com septo de borracha. A passagem do biogás ocorreu pela mangueira de cristal conectada ao frasco com a solução de NaOH a 3%, o metano foi medido através do deslocamento da seringa (Figura 3).

Os frascos reatores juntamente com frascos controles, sem a presença do substrato, foram incubados em estufa a $32 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ e agitados manualmente duas vezes ao dia. O monitoramento do metano foi realizado diariamente durante 30 dias. O teste da AME foi em triplicata e as necessidades nutricionais e concentrações dos ácidos voláteis seguiram a metodologia de Florêncio et al., (1993).

Figura 3: Frascos-reatores utilizados para a avaliação da AME



Fonte: AUTORA

Para o cálculo da AME, foram construídas as curvas de produção de metano acumulado ao longo do período do teste e, a partir do trecho retilíneo das curvas médias de produção de metano, que coincide com uma taxa de produção aproximadamente constante, aplicou-se regressão linear, onde obteve-se as respectivas linhas de tendência, com suas equações e coeficientes de determinação. A inclinação da reta indica a taxa de produção de metano em cada um dos ensaios, a partir da taxa de produção de metano e da quantidade inicial de biomassa foi determinado a AME do lodo ($\text{gCH}_4 \text{ d}^{-1} \text{ SSV}^{-1}$). A fórmula utilizada está descrita a seguir.

(7)

$$AME = \frac{V_{\text{CH}_4/t}}{f \cdot \text{SSV} \cdot V_u}$$

Onde,

V_{CH_4} : taxa máxima de produção de metano durante o período avaliado (L);

t: intervalo de tempo considerado (dias);

f: fator de conversão estequiométrico (0,390 L $\text{CH}_4/\text{g DQO}$, a 30 °C);

SSV: concentração da biomassa (g L^{-1});

V_u : volume útil do frasco (L);

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A caracterização da manipueira em termos de DQO, Nitrogênio amoniacal (NH_3), Fósforo Total (P_{total}), pH, Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV) e os dados encontrados na literatura estão apresentados na Tabela 3

A composição da manipueira não apresenta uma uniformidade como pode ser observada na Tabela 3. A concentração de DQO encontrada no presente estudo ($27,6 \text{ g L}^{-1}$) foi inferior ao encontrado por Correia e Del Bianchi (2008) e Monteiro (2015) que também realizaram seus estudos com manipueira obtida em casa de farinha. E, próximo ao valor determinado por Kuczman (2011) em efluente de fecularia. Segundo Monteiro (2015) além do tipo de processamento utilizado (casa

de farinha ou fecularia) as características físico-químicas desse efluente estão diretamente relacionadas a variedade da mandioca, período do plantio e da colheita.

A série de sólidos é uma análise que pode determinar indiretamente a quantidade de matéria orgânica. A concentração de ST da amostra foi de 39,7 g L⁻¹ sendo que 16,62 % corresponde aos STF e 83,37% aos SV, logo o alto percentual de sólidos voláteis indica a predominância de matéria de origem biológica que pode ser facilmente degradada pelas bactérias em um processo de digestão anaeróbia.

Tabela 3: Caracterização do substrato em comparação ao encontrado na literatura.

	DQO (g L⁻¹)	pH	ST (g L⁻¹)	STV (g L⁻¹)	STF (g L⁻¹)	N (g L⁻¹)	P (g L⁻¹)
Autora	27,60	4,40	39,70	33,10	6,60	1,20	0,89
Inoue (2008)*	-	3,68	7,95	4,78	3,17	0,20	0,13
Kuzman (2011)*	15,72	4,37	9,54	7,51	2,03	-	-
Correia (2008)**	60	4,20	-	-	-	-	-
Monteiro(2015)**	1101,38	3,90	92,9	73,40	19,50	-	-

*Manipueira de fecularia** Manipueira de casa de farinha

Monteiro (2015) encontrou em seu estudo 92, 9 de ST, 73,4 de STV e 19,5 de STF, valores estes superiores da manipueira utilizada neste experimento. A baixa quantidade de sólidos pode ser devido a separação da água da pré-lavagem e lavagem das raízes, o que diminui a quantidade de resíduos de solo no efluente ou pelo bom desempenho do filtro-prensa, equipamento usado no processo de separação da massa de mandioca para fabricação da farinha (MACHADO, 2013).

O pH é um fator limitante para o crescimento das bactérias metanogênicas. A manipueira em questão apresentou pH ácido (4,4) corroborando com os resultados apresentados pelos autores na Tabela 3, justificando a necessidade de correção de pH no experimento.

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Glicose**

A análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um indicativo indireto de matéria orgânica do efluente e parâmetro essencial para avaliar a eficiência da operação dos reatores.

A Figura 4 mostra a remoção da matéria orgânica em termos de DQO_F (filtrada) do reator I que operou com COV de $13 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e TDH de 8h. Observa-se que após 24 h de operação a remoção foi de 64% apresentando uma queda logo no 2º dia de operação para 60%, apesar de apresentar um leve aumento durante o 4º e 5º dia o sistema não conseguiu se restabelecer obtendo uma eficiência de remoção entre 58% e 59% até finalizar o ciclo de 10 dias.

Figura 4: Eficiência de Remoção de DQO no reator I durante o período de operação

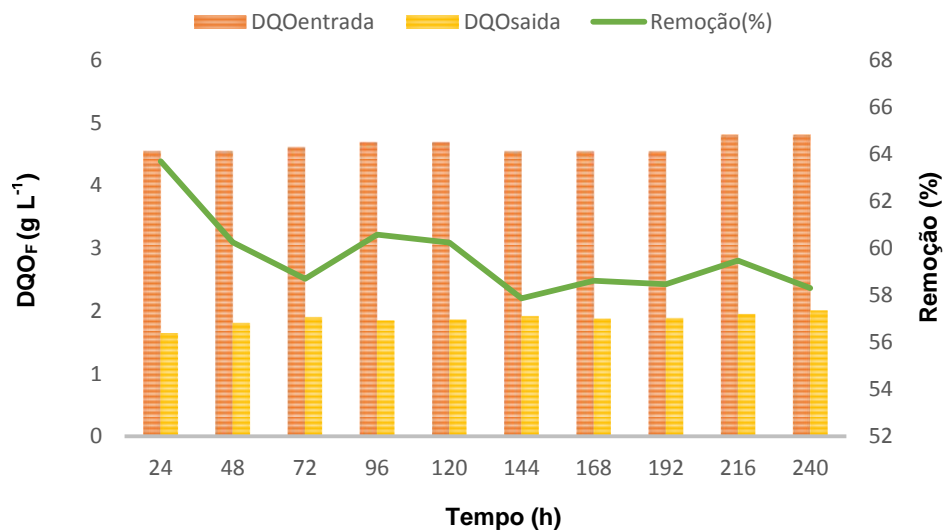
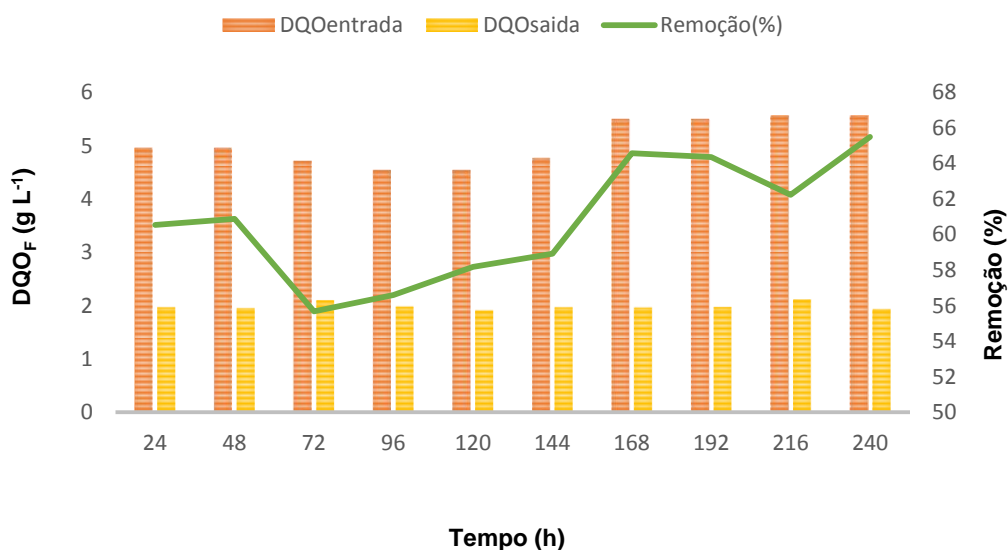


Figura 5: Eficiência de Remoção de DQO no reator II durante o período de operação



O reator II, cuja a COV aplicada foi de $10 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e 12 h TDH apresentou menor variações e um melhor desempenho na eficiência de remoção do que o reator I. Conforme pode ser visto na Figura 5 durante as primeiras 48 h de funcionamento a remoção de DQO no reator II ficou em torno de 62%, em seguida houve uma queda para 56%, mas gradativamente a remoção da DQO_F aumentou alcançando valores de 66% nos últimos dias.

As remoções médias de DQO_F (Tabela 4) para os reatores I e II foram respectivamente de 59,6% e 60,7%, encontrando-se próximo da faixa considerada satisfatória por Chernicharo (2007), que é de 65-75%.

Correia e Del Bianchi (2008) utilizaram um reator anaeróbio compartimentado vertical (RACOV) para o tratamento de manipueira de casa de farinha operando com alimentação crescente de 2 a 10 g DQO L^{-1} de carga orgânica e TDH entre 6,0 e 2,5 dias, corrigindo o pH a 7 com bicarbonato de sódio. Os autores alcançaram remoções máximas de 93% com alimentação de $2,7 \text{ g DQO L}^{-1}$ e TDH de 4,3 e 96% operando com $3,8 \text{ g DQO L}^{-1}$ e TRH de 3,1 dias, a menor remoção foi de 89% com $9,7 \text{ g DQO L}^{-1}$ e TDH de 3 dias.

Kuczman et al. (2014) avaliaram o tratamento de efluente do processamento industrial de fécula de mandioca em reator anaeróbio de fase única com meio suporte em peças de bambu e alimentação contínua. As cargas orgânicas médias aplicadas foram de 0,556; 0,670; 0,678 e $0,770 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para os tempos de detenção hidráulica de 13,0; 11,5; 10,0 e 7,0 dias sem agitação, obtendo respectivamente 88; 80; 88 e 67% de remoção média da DQO. Como pode ser observado a maior carga orgânica e menor TDH utilizadas pelos autores foi a que produziu a menor redução de DQO e a que mais se aproximou dos valores obtidos neste trabalho.

Sendo assim, os dados demonstram que houve dificuldade em manter uma regularidade na concentração da DQO do efluente, como também maiores taxas de redução deste parâmetro, visto que na literatura alguns autores conseguiram alcançar remoções acima de 80%. No entanto, vale ressaltar que os autores supracitados utilizaram cargas orgânicas inferiores ao presente trabalho, assim como maiores tempos de detenção hidráulica.

Em alguns casos, como o da manipueira, os reatores UASB têm dificuldades em produzir um efluente que se enquadre dentro da legislação ambiental vigente, a

resolução CONAMA Nº 430/2011. Por esse motivo o pós-tratamento desse efluente assume importância fundamental para a proteção dos corpos d'água receptores.

A manipueira é um efluente de rápida acidificação em função de ser composta em sua maior parte de carboidratos, que ao sofrerem hidrólise resultam em glicose, frutose e galactose, e estes, por sua vez, podem ser fermentados rapidamente, alterando o pH e elevando a concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) no processo (FORESTI et al., 1999), levando ao desequilíbrio do processo e a menores rendimentos de metano, por afetarem a comunidade microbiana (AQUINO et al., 2007).

As concentrações médias da glicose, principal precursor da produção de ácidos graxos voláteis, no afluente e efluente dos reatores e suas respectivas reduções estão apresentadas na Tabela 4. Os valores de entrada nos reatores foram próximos, $0,39 \text{ g L}^{-1}$ para o reator I e $0,42 \text{ g L}^{-1}$ para o reator II, assim como a eficiência de remoção respectivamente de 46,6% e 45,2%. Corroborando com os resultados encontrados para a DQO que também foram similares (59,6% e 60,7%).

Tabela 4: Valores médios de DQO e glicose do afluente e efluente e suas respectivas remoções.

	DQO _F (g L ⁻¹)			Glicose (g L ⁻¹)		
	Entrada	Saída	E.R (%)	Entrada	Saída	E.R (%)
Reator I	4,63	1,87	59,6	0,39	0,21	46,6
Reator II	5,06	1,95	60,7	0,42	0,23	45,2

Comparando as reduções de glicose e DQO obtidas no presente trabalho com os valores determinados por Amorim (2015), percebe-se que os resultados aqui alcançados foram inferiores. A autora que avaliou o desempenho de reatores UASB tratando manipueira de casa de farinha, aplicando COV 's semelhantes ao do estudo em questão, encontrou remoções médias de glicose de 80%,84% e 71% e 80% 84% e 71% de DQO operando com COV de $10,7$, $11,7$ e $12 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e TDH respectivamente de 8 e 12 h.

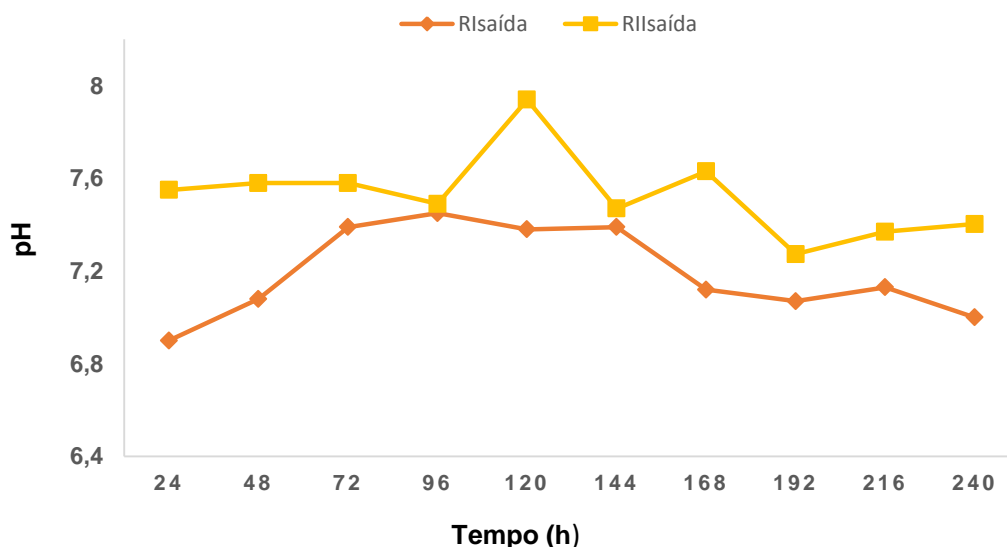
- **Variação do pH, Ácidos Graxos Voláteis e Alcalinidade Total**

O pH, a alcalinidade e os ácidos voláteis são importantes para avaliação do equilíbrio dos reatores anaeróbios, pois de acordo com Costa (2009) esses parâmetros tem uma intensa interação, estabelecidas na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos gerados na digestão anaeróbia e em tamponar o pH quando houver acúmulo de ácidos voláteis, devendo ser monitorados a fim de garantir um controle adequado dos processos anaeróbios

A manípueira utilizada no experimento apresenta pH ácido (4,4), por isso foi realizado o seu ajuste com bicarbonato de sódio para 6,5 a 7,5. Essa faixa de acordo com o estudo realizado por Correia e Del Bianchi (2008) melhora a estabilização do processo fermentativo e evita quedas bruscas de pH na etapa metanogênica.

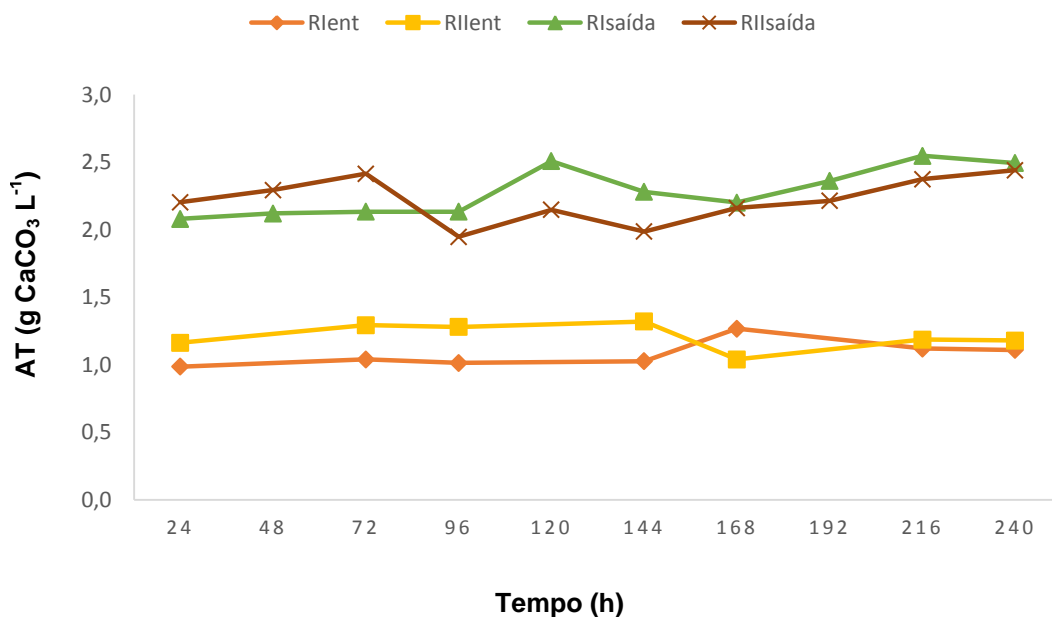
A Figura 6 mostra o comportamento do pH na saída dos reatores durante o período de análise, como pode ser observado em ambos ensaios a variação de pH permaneceu dentro da faixa recomendado por Correia e Del Bianchi (2008), o que demonstra a estabilidade dos reatores quanto a manutenção do pH. O único ponto discrepante de pH observado foi no reator II, que aumentou para 8 no 5º dia, mas se restabelecendo em seguida.

Figura 6: Variação de pH nos reatores durante o experimento



A Figura 7 mostra o comportamento da alcalinidade total (AT) ao longo da pesquisa, analisando as concentrações do afluente e efluente dos reatores observa-se que os reatores I e II tiveram poucas variações, ficando entre 1,0 a 1,5 g CaCO₃ L⁻¹ na entrada do reator e 2,0 a 2,5 g CaCO₃ L⁻¹ na saída. De acordo com Murto et al (2004) o aumento da alcalinidade pode ocorrer devido ao acúmulo de íons de nitrogênio amoniacal provenientes da degradação das proteínas.

Figura 7: Comportamento da alcalinidade total nos reatores.



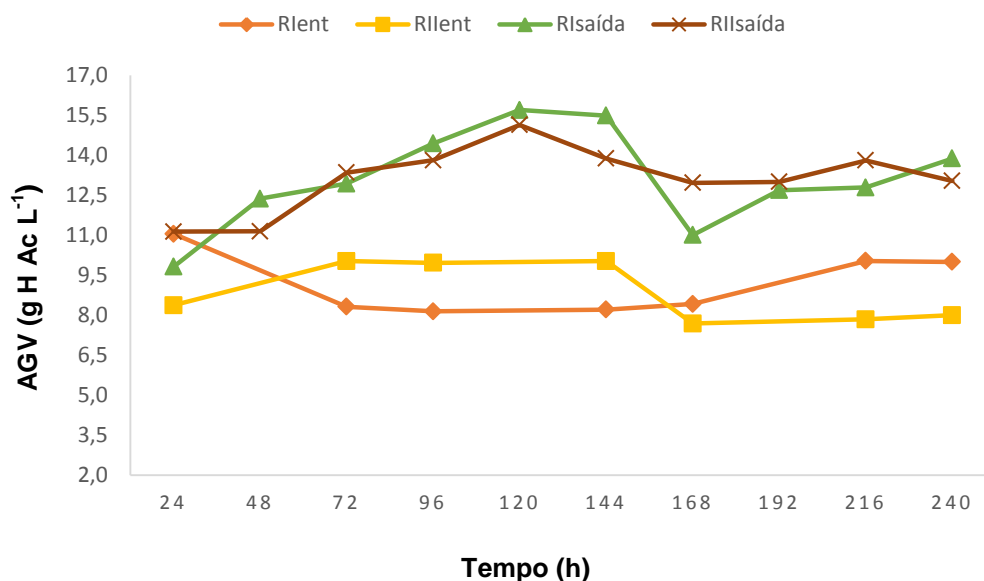
Valores de alcalinidade entre 1,0 e 5,0 g L⁻¹ indicam que a digestão anaeróbia está ocorrendo de forma satisfatória (Metcalf; Eddy,2003). No entanto, mesmo com os reatores operando dentro da faixa considerada ideal pelos autores supracitados, o acúmulo de ácidos graxos voláteis indica que o sistema estava em colapso.

Correia e Del Bianchi (2008) utilizaram reator anaeróbio compartimentado vertical (RACOV) no tratamento de manureira de farinha e também observaram um aumento na alcalinidade em média de 1,29 para 1,73 g CaCO₃ L⁻¹ e 1,03 para 1,93 g CaCO₃ L⁻¹ operando com DQO de alimentação respectivamente de 2 a 5 g L⁻¹ e 5 a 10 g L⁻¹.

Os ácidos graxos voláteis são os principais compostos orgânicos intermediários presentes na digestão anaeróbia e como pode ser observado na

Figura 8 a manipuladora apresentou elevada concentração de ácidos tanto no afluente quanto no efluente. Na entrada os AGV variaram em torno de 8,4 a 11,6 g H Ac L⁻¹ no reator I e 8,4 a 10 g H Ac L⁻¹ no reator II. Entre o 1º e 5º dia pode ser verificado o acréscimo de AGV nos efluentes de 9,8 a 15,7 g H Ac L⁻¹ no reator I e 11,3 a 15,4 g H Ac L⁻¹ para o II, decaindo em seguida até chegar respectivamente em torno de 13 g H Ac L⁻¹.

Figura 8: Produção de AGV no afluente e efluente dos reatores.



Verifica-se que os valores de AGV na saída dos reatores foram maiores que na entrada, resultando em um acúmulo médio destes compostos da ordem de 42,9% no reator I e 32,6% no reator II, indicando um desequilíbrio na etapa acetogênica.

Dessa forma, o desempenho dos reatores pode ter sido afetado pelo acúmulo do AGV, visto que, a remoção da matéria orgânica em termos de DQO_F encontrada foi abaixo da faixa citada na literatura. No entanto, é importante ressaltar que pelo aumento da concentração da alcalinidade total que o sistema tentou se estabilizar, produzindo alcalinidade para tentar neutralizar a produção dos AGV e que apesar do acúmulo de AGV, o pH conseguiu se manter sua neutralidade, indicando que os reatores foram capazes de tamponar o pH.

Segundo Aquino et al. (2007) a avaliação da atividade dos microrganismos sintróficos é fundamental para a boa operação dos digestores anaeróbios. Como os microrganismos metanogênicos não produzem metano a partir de propionato ou

butirato, a queda de eficiência de um reator anaeróbio pode estar mais relacionada à baixa atividade dos microrganismos sintróficos produtores de acetato do que à atividade de microrganismos metanogênicos consumidores de acetato.

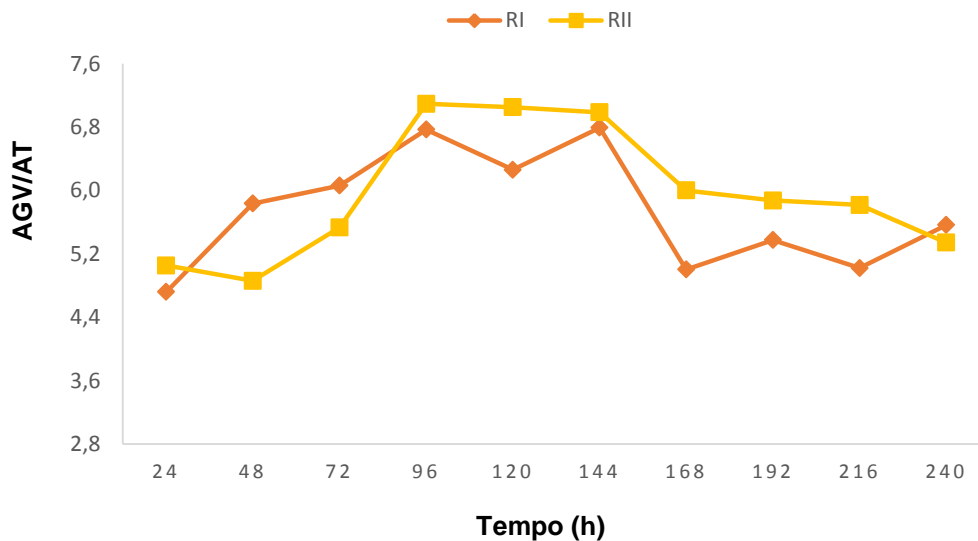
Aquino & Chernicharo (2005) ressaltam que a presença de AGVs no efluente reflete uma condição de instabilidade, ao invés de uma deficiência inerente da tecnologia anaeróbia. Para verificação da causa do aumento de ácidos no efluente é importante que seja feita uma análise da biomassa e de todos os AGVs presentes nos reatores para saber qual microrganismo não está cumprindo seu papel devidamente no processo da digestão anaeróbia, e, posteriormente, proceder à inoculação de um lodo enriquecido dos microrganismos necessários para estabelecimento do equilíbrio dentro do reator (MARTINS,2016).

De acordo com Leifeld et al. (2009) a relação AGV/AT é um indicador importante para a verificação da estabilidade dos sistemas em processos de digestão anaeróbia e citam que valores acima de 0,8 como índice de colapso do sistema. No entanto alguns autores, como Foresti (1999) questionam a validade dessa relação como parâmetro de controle operacional.

Essa relação para o efluente dos reatores, como pode ser verificado no gráfico da Figura 9 esteve acima do citado pelos autores durante todo o processo, apresentando uma relação média de 5,7 para o reator I e 6,0 para o II.

No reator I essa relação sofre um acréscimo de 4,7 para 7,1 do 1º ao 5º, período que também ocorre um aumento na concentração de AGV chegando a 15,7 g H Ac L⁻¹, a medida que o AGV decresce do 6º dia em diante, a relação AGV/ AT também diminui até chegar a 5,3. O comportamento do reator II foi semelhante ao I, no 4º dia a relação AGV/AT alcançou o valor máximo de 7,1, nesta fase o AGV cresce de 11 a 15,14 g H Ac L⁻¹, decaindo em seguida, em concomitância a relação AGV/AT também decresce. Esse comportamento mostra que a alcalinidade não está conseguindo neutralizar os ácidos.

Figura 9: Relação AGV/AT na saída dos reatores.



No 4º e 6º dia obteve-se a maior relação de AGV/AT, tanto para o reator I quanto para o reator II, mesmo período que ocorreram as menores remoções de DQO_F .

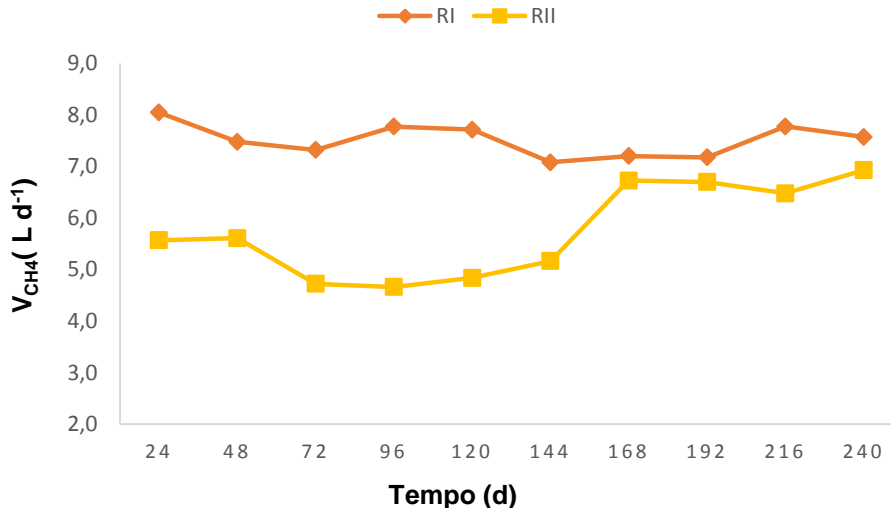
Dias et al. (2008), avaliaram a estabilidade de um reator anaeróbio de uma fase tratando manipueira e obteve valores de 0,298, 0,211, 0,265 e 0,776 para AGV/AT ao aplicar cargas orgânicas de 1,28, 1,57, 2,68 e 2,93 g $DQO L^{-1} d^{-1}$. De acordo com os autores valores de AGV/AT acima de 0,3 ocorreu uma queda da produção de biogás e desestabilização do sistema. No entanto, trabalhos realizados por Amorim (2015) e Kuczman et al. (2011) mostram mesmo com relação AGV/AT acima de 0,8 é possível alcançar remoções de DQO acima de 80% e boa produção de metano.

É importante salientar que mesmo com relação AGV/AT do trabalho se encontra acima da faixa citada por Leifeld et al. (2009), não significa que o sistema foi ineficiente na remoção da matéria orgânica visto que os reatores chegaram a remover cerca de 60% da DQO. Porém, essa relação pode indicar uma condição de instabilidade, tendo em vista as altas concentrações de AGVs encontradas nos efluentes.

• Produção de Metano

A Figura 10 mostra o volume de metano medido durante o período de operação dos reatores. Conforme mostra o gráfico o reator I apresentou um comportamento praticamente uniforme, variando a produção de metano de 7,12 a 8 L d⁻¹ durante o período de avaliação.

Figura 10: Produção diária de metano nos reatores durante a operação.



O reator II obteve uma produção inferior ao I, observa-se que o reator II obteve uma queda brusca na produção do metano de 6 para 4,72 L d⁻¹ do 2º ao 3º dia de operação, se restabelecendo no 7º produzindo cerca de 6,70 L d⁻¹ até o final do ciclo. No mesmo período (3º ao 6º dia) que houve uma baixa produção de metano no reator II, também ocorreu a menor remoção de DQO, assim como maior acúmulo de AGV.

O volume teórico do metano (VT_{CH_4}), o volume de metano medido (V_{CH_4}) e o rendimento do metano em relação ao metano teórico estão dispostos na Tabela 5.

Verifica-se que os reatores apresentaram desempenho similares, o reator I ($COV= 13 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $TDH= 8\text{h}$), I que operou com maior carga orgânica e menor tempo de detenção hidráulica obteve uma produção média de metano de 8,42 L d⁻¹ e rendimento de 60,14%, o reator II ($COV=10 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $TDH=12\text{h}$) obteve o mesmo rendimento próximo 60,90%, no entanto menor volume de metano, sendo este de 6,34 L d⁻¹.

Tabela 5: Volume de metano medido (V_{CH_4}), Volume Teórico de metano (VT_{CH_4}) e rendimento

	V_{CH_4}	VT_{CH_4}	R (%)
Reator I	8,42	14	60,14
Reator II	6,34	10,40	60,90

Segundo van Haandel e Lettinga (1994), a produção medida de metano é bem menor que a produção teórica prevista, atingindo na prática valores de 20 a 50% da produção teórica de metano. Os autores atribuem isto a fatores como perdas de metano no efluente e para a atmosfera. Dessa forma, os resultados obtidos podem ser considerados satisfatórios se considerar a afirmação desses autores.

- **Remoção de Cianeto Total (CN)**

A elevada concentração de cianeto presente na manipueira atribui a esta efluente alta toxicidade. Gijzen et al. (2000) citado por Amorim (2015) estudaram a toxicidade de cianeto sobre os microrganismos que intervêm na fermentação anaeróbia do amido de mandioca, em reatores contínuos e descontínuos, e encontraram que quando as concentrações de cianeto variaram entre 0,100 a 0,130 g L⁻¹ o processo de digestão sofreu inibição de 50%, porém os autores afirmaram que a biomassa pode se adaptar a concentrações de cianeto da ordem de 0,250 g L⁻¹.

Na tabela 6 estão expressos os valores médios da concentração e remoção do cianeto total (CN). Os valores de cianeto do afluente foi 0,052 g L⁻¹ para o reator I e 0,045 para o reator II. Observa-se que o reator I, cuja a concentração na entrada foi superior apresentou maior eficiência na remoção do cianeto (74%) em comparação ao reator I (57%,7).

Annachatre e Amornkaew (2001) operando reator UASB tratando manipueira de fecularia, com concentrações de DQO variando de 2 a 8 g L⁻¹ e de cianeto de 0,0 a 0,01 g L⁻¹, obtiveram uma remoção de cianeto entre 93 e 98% e produtividade de biogás foi 7,5 L L⁻¹ d⁻¹.

Os valores encontrados neste trabalho foram próximos ao determinado Amorim (2015). A autora encontrou remoções de cianeto de 65% e 66% quando operou os reatores nas condições 12 g DQO L⁻¹ d⁻¹ e 15,5 g DQO L⁻¹ d⁻¹ ambos com TDH de 12h, ainda de acordo com a mesma, essas condições apresentaram maiores concentrações de nitrogênio total e amoniacal.

Tabela 6: Concentração de cianeto do afluente e efluente e suas respectivas remoções.

		Reator I	Reator II
Cianeto Total	Entrada (g L ⁻¹)	0,052	0,045
	Saída (g L ⁻¹)	0,013	0,019
	Remoção (%)	74,19	57,73

Os dados encontrados também foram semelhantes ao de Barana (2000) que trabalhou com reatores com separação de fases acidogênica e metanogênica para o tratamento da manipueira e encontrou remoções de 67,5 e 75,8 de cianeto.

- **Teste da Atividade Metanogênica Específica (AME)**

O teste da AME pode ser utilizado como análise de rotina para determinar o potencial da biomassa em converter substrato solúvel a metano, como também para detectar algum tipo de inibição na biomassa por um longo período de operação do reator. Estudos sobre o tratamento da manipueira em reatores UASB assim como o efeito desse efluente sobre os microrganismos ainda são escassos.

As concentrações dos sólidos suspensos totais (SST) e suspensos voláteis (SSV) das amostras de lodo dos reatores I (LRI) e II (LRII) utilizados para a determinação da AME estão dispostas na Tabela 7. As concentrações de sólidos voláteis foram próximas entre os reatores, sendo 49,50 g L⁻¹ para o reator I e 47,94 g L⁻¹ para o II.

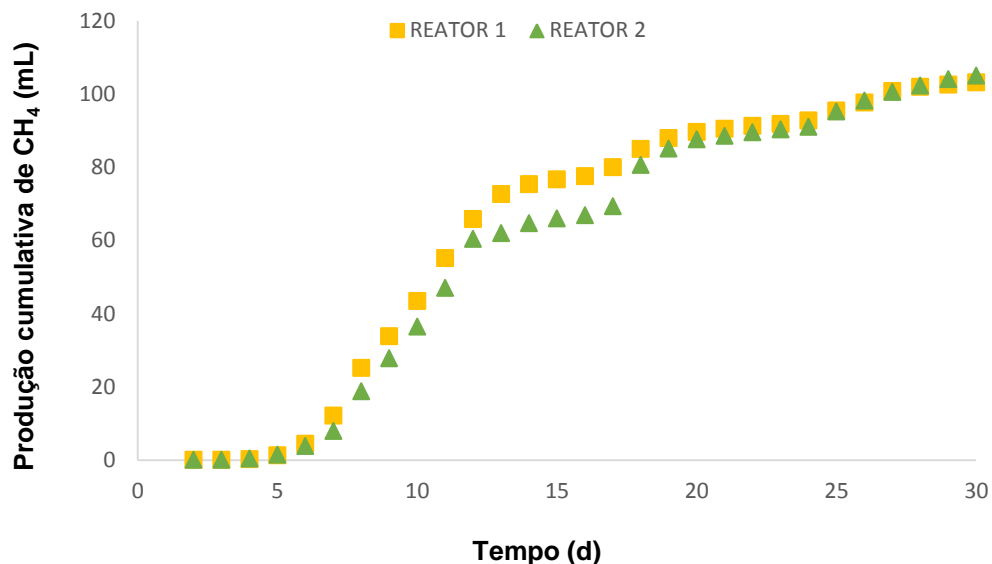
Tabela 7: Concentração de SST e SSV do lodo aplicado o teste da AME.

	S. Suspensos Totais (g L ⁻¹)	S. Suspensos Voláteis (g L ⁻¹)
LR I	70,53	49,50
LR II	72,14	47,94

Os volumes acumulados de metano produzido dos ensaios durante o período de monitoramento estão dispostos na Figura 10. Como pode ser visto no gráfico, a produção de metano foi similar entre os ensaios, no 10^o dia de avaliação a produção de metano em RI e RII foram respectivamente 55,13 e 47 mL. Durante todo o processo os testes mantiveram-se de forma análoga, chegando ao final do 30^o dia a uma produção de 104 mL no LRI e 105,3 no LRII.

Os resultados de AME para o lodo do reator I foi de 0,13 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹ e 0,17 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹ para o reator II. Os valores encontrados para a atividade metanogênica não foram atípicos, para Soto et al. (1993), a máxima AME em culturas metanogênicas puras é de 10 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹, enquanto que em laboratório e nas indústrias os valores típicos concentram-se entre 0,1 e 1 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹.

Figura 11: Produção acumulada de metano pela biomassa LRI e LRII.



Um estudo realizado por Alves et al. (2005) empregando lodo de reator UASB de uma indústria alimentícia, a AME encontrada permaneceu na faixa 0,10-0,16 g

DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹. A autora cita que os menores valores encontrados provavelmente foram em decorrência do maior acúmulo de sólidos no lodo

Rocha (2003) avaliou a AME de lodo anaeróbico oriundo da indústria de refrigerante em frasco de 500 mL e encontrou valores de 0,17 e 0,23 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹ para as concentrações inoculadas respectivamente 1 e 2 g SSV L⁻¹. Schneiders et al. (2013) procedeu o ensaio da AME em lodo adquirido de reator UASB de uma ETE de indústria alimentícia do ramo de condimentos e especiarias e detectou uma AME de 0,17 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹ e produção de metano de 335 mL.

Os valores de AME para o LRI e LRII obtidos no presente estudo mostraram-se compatíveis com os valores citados na literatura para lodo anaeróbico de origem alimentícia, o que mostra a coerência dos dados obtidos.

A determinação da capacidade do lodo em produzir metano é importante, porque a remoção da demanda química de oxigênio da água residuária a ser tratada só ocorrerá de fato com a formação de metano (AQUINO et al.,2007), logo a diminuição da atividade metanogênica específica em consonância com o acúmulo de ácidos graxos voláteis do efluente pode ter ocasionado um desequilíbrio no sistema, afetado a remoção da DQO_F e produção de metano.

A AME determinada por Amorim (2015) durante a partida dos reatores foi de 0,21 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹, comparando o dado da autora em questão com os resultados encontrados da AME para LRI (0,13 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹) e LR2 (0,17 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹), observa-se que ocorreu uma redução na capacidade máxima de produção de metano, ou seja a massa microbiana sofreu uma leve inibição após a operação dos reatores. Diante disto, torna-se essencial estudos mais aprofundados quanto a toxicidade desse efluente, causada pelo cianeto sobre a biomassa microbiana.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os reatores apresentaram boa eficiência de remoção de matéria orgânica (médias de 59% a 60%) avaliada em termos de DQO, assim como produção de metano (rendimento de 60%);

- Os valores de pH se manteve dentro da faixa para reatores anaeróbios (6,5-7,5);
- Os parâmetros operacionais alcalinidade total e AGV apresentaram valores elevados no efluente. O acúmulo de ácidos orgânicos na saída dos reatores mostra o desequilíbrio entre os microrganismos produtores e consumidores de AGV;
- A remoção do cianeto pelos reatores foi eficiente, média de aproximadamente 74 e 58%.
- Os valores de AME da biomassa dos reatores foram semelhantes ao encontrado na literatura para lodo alimentício (0,17 e 0,23 g DQOCH₄ g⁻¹SSV d⁻¹). A queda do valor da AME juntamente com o acúmulo de AGV nos reatores pode ter afetado o resultado da remoção da DQO_F.

7. SUGESTÕES

Diante dos resultados do presente estudo, ficam como sugestões:

- Fazer análise para verificar se as condições nutricionais do lodo estão sendo atendidas;
- Reutilizar o efluente dos reatores como biofertilizante;
- Avaliar o comportamento da biomassa sob efeito do cianeto, elemento potencialmente tóxico;

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA DE RECURSOS RENOVÁVEIS/GIZ (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E V. – FNR) **Guia prático do Biogás: geração e utilização**. Alemanha, 2013. Disponível em: <<http://mediathek.fnr.de/broschuren>>. Acesso em 08 Jan. 2017.

ALVES et al. **Inibição de lodo biológico anaeróbio por constituintes de efluente de laboratório de controle de poluição**. Eng. Sanit. Ambient, 2005.

AMORIM, M.C.C. **Estudos de caracterização, biodegradabilidade e tratamento de manipueira proveniente de casas de farinha**. Tese de doutorado. Recife, PE: UFPE, 2015.220 p.

ANNACHHATRE, A.P.; AMORNKAEW, A. **Upflow anaerobic sludge blanket treatment of starch wastewater containing cyanide**. Water Env. Research, v.73, n.5, p.622-632, 2001.

ANDRADE NETO, C O. **Filtro Anaeróbio Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2004. 188 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2004.

APHA, (2005). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20th edition. American Public Health Association, Washington, D.C.

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, v.10, n. 2, p.152-161, 2005.

AQUINO, S.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. **Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em lodos anaeróbios**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 2, p.192-201,2007.

AVANCINI, S.R.P.; FACCIN, G.L.; TRAMONTE, R.; ROVARIS, A.A.; PODESTA, R.; SOUZA, N.M.A.; AMANTE, E. R. **Cassava starch fermentation wastewater: Characterization and preliminary toxicological studies**. Food and Chemical Toxicology, v. 45, pp. 2273–2278, 2007.

BARANA, A. C. **Avaliação de Tratamento de Manipueira em Bioreatores Fase Acidogênica e Metanogênica**. Tese de Doutorado. Botucatu-SP: UNESP, 82 p, 2000.

CEREDA, M. P. Caracterização dos Subprodutos da Industrialização da Mandioca. In: Cereda, M. P. **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, 2002, (Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas) v. 4, Cap.01, p. 13-37,2002.

CHERNICARO, C. A. de L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Reatores anaeróbios. 2. Ed. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 380p, 2007.

COLIN, X.; FARINET, J.-L.; ROJAS, O.; ALAZARD, D. **Anaerobic treatment of cassava starch extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support**. Bioresource Technology, v.98, p.1602-1607, 2007.

CONAB Companhia Nacional de Abastecimento. Perspectivas para a agropecuária / Companhia Nacional de Abastecimento – v.2 – Brasília: Conab, 2014- v. 1 Disponível em: <http://www.conab.gov.br> Anual ISSN: 2318-3241. 2015.

CORDEIRO, G. Q. **Tratamento de manipueira em reator anaeróbio compartimentado**. Dissertação de Mestrado. Botucatu-SP: Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita, 2006.94p.

CORREIA, G. T.; DEL BIANCHII, V. L. **Tratamento biológico de água residuária da produção de farinha de mandioca utilizando reator anaeróbico compartimentado vertical (RACOV)**. Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas, v. 29, n. 2, p. 159-166, 2008.

COSTA, E. S. **Proposta de protocolo para projeto de engenharia ambiental de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo**. Dissertação (Mestrado Profissionalizante em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 96 f. 2009.

DUBOIS, S.M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.L.; REBERS, P.A.; SMITH, F. **Colorimetric methods for determination of sugar and related substance**. Analytical Chemistry, v. 28, p.13-21, 1956.

ESSERS, A. J. A; BOSVELD, M.; VAN DER GRIFT RM, VORAGEN AGJ. **Studies on the quantification of specific cyanogens in cassava products and introduction of a new chromogen.** Journal Sci Food Agric, v. 63, p. 287-296, 1993.

FLORENTINO ,L. A; SOUSA P.M; SILVA J.S ; SILVA K. B. **Diversity and efficiency of Bradyrhizobium strains isolated from soil samples collected from around Sesbania virgata roots using cowpea as trap species.** Rev. Bras. Ciênc. Solo,2010.

FORESTI, E. **Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives.** Water Science Technology, v. 45, n.10, p. 181-186, 2002.

FORESTI, E. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FORESTI, E. ZAIAT, M; VALLERO, M. (2006). Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, 5-3:19.

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

INOUE, K. R. A. **Produção de biogás, caracterização e aproveitamento agrícola do biofertilizante obtido na digestão da manipueira.** Dissertação de Mestrado. Viçosa, MG: UFV, 2008. 75p.

INOUE, K.R.A.; SOUZA, C.F.; MATOS, A.T.; SANTOS, N.T.; ALVES, E.E.N. **Características do solo submetido a tratamento com biofertilizantes obtidos na digestão da manipueira.** Tecnologia & Ciência Agropecuária, Paraíba, v. 4, n. 2, p. 47-52, jun. 2010.

KUCZMAN, O.; TORRES, D. G. B.; DAMASCENO GOMES, S.; TAVARES, M. H. F.; ALCANTARA, M. S. **Tratamento anaeróbio de efluente de fecalária em reator horizontal de uma fase.** Revista Raízes e Amidos Tropicais, v.3, p. 5-10, 2007.

KUCZMAN, O; GOMES S. D; TAVARES, M. H. F.; TORRES, D. G. B.; ALCÂNTARA, M. S. **Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única**. Eng.Agríc, v. 31, n. 1, 2011.

KUCZMAN, O.; TAVARES, M. H. F.; GOMES, S. D.; GUEDES, L. P. C.; GRISOTTI, G. **Cassava starch extraction effluent treatment in a one phase tubular horizontal pilot reactor with support medium**. Engenharia Agrícola, v. 34, n. 6, p. 1270-1282, 2014.

KUNZ, A. **Curso de atualização em energia do biogás - Módulo II**. EMBRAPA, 2008.

LAMAISON, F. C. **Aplicação da água residuária do processamento da mandioca como substrato para a produção de hidrogênio por processo fermentativo**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis, SC: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. 83p.

LEIFELD, V.; RIVAS, L. M. C. G.; BARANA, A. C. **Comparação entre filtros biológicos anaeróbios para o tratamento de efluentes de abatedouro com diferentes sistemas de alimentação**. Revista de Engenharia e Tecnologia, v.1, p. 102-107, 2009.

LEITÃO, R. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LEETINGA, G. (2005). **The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review**. Bioresource Technology, 97: 1105-1118.

LEETINGA, G. **Towards feasible and sustainable environmental protection for all**. *Aquat Ecosyst Health Manage*, v. 11, n. 1, p. 116-24, 2008.

MACHADO, E.P. **Análise de eficiência de tratamento de manipueira em reator anaeróbio de fluxo vertical com separação de fases**. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, 2013

MANDIOCA: RAIZ, FARINHA E FÉCULA. CONJUNTURA MENSAL. Disponível em em:<http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17_02_16_17_38_32_17.pdf>. Acessado em: 15 de jan.2017.

MAI, H.N.P. **Integrated treatment of tapioca processing industrial wastewater: based on environmental bio-technology**. PhD-thesis. Wageningen: Wageningen University, 2006.177p. MATOS, A.T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**.

Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental Universidade Federal de Viçosa,2005.

MARTINS, P.A. O. **Avaliação do desempenho de reatores UASB no tratamento de esgoto doméstico na cidade de Petrolina-PE.** 2016. 54 f. Monografia, Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, Juazeiro-BA.

MATOS, A.T. **Tratamento de resíduos agroindustriais.** Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental. Universidade Federal de Viçosa,2005.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering-Treatment Disposal and Reuse.** 4rd edition. New York: McGraw – Hill Book Company, Inc., p. 1819, 2003.

MONTEIRO, S. R. M. **Produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbia de manipueira e lodo de estação de tratamento de esgoto.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco-UFPE, Recife-PE.2015,104 p.

MONTEGGIA, L. O **Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro atividade metanogênica específica.** In: XIX Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, 1997.

PINHO, M. M. C. de A. **Características químicas de solos adubados com manipueira.** Dissertação de Mestrado. Recife, PE: UFRPE, 2007. 86 p.

RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. de M.; FORESTI, E. **Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios.** Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro , v. 12, n. 3, p. 240-246. 2007.

ROCHA, M.A.G. **Estudos da atividade metanogênica de lodos e da biodegradabilidade anaeróbia de efluentes de indústrias de bebida.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE,2003.

SANTOS, A. **Usos e impactos ambientais causados pela manipueira na microrregião sudoeste da Bahia - Brasil.** [S.l.]: Barcelona, 2009. Disponível em: <<http://www.publicacions.ub.edu/pubDigital/desarrolloLocalRegional/articulos.asp>>. Acesso em: 09 Jan. 2017.

SCHNEIDERS, D; SILVA, J.D; TILL, A; LAPA, K.R; PINHEIRO, A. **Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio.** Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 8, n.2, 2013.

SOUZA, K.R.A; MATOS, C. F; SANTOS, A.T; ALVES, N.T. Características do solo submetido a tratamento com biofertilizantes obtidos na digestão da manipueira. **Tecnologia & Ciência Agropecuária**, Paraíba, v. 4, n. 2, p. 47-52, jun. 2010.

SOTO, T. F., Aquino, S. F., Silva, S. Q., & Chernicharo, C. A. (1993). **Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test.** *Biodegradation*, 21(3), 411-424.

UBALUA, A.O. **Cassava wastes: treatment options and value addition alternatives.** *AfricanJournal of Biotechnology*, v. 6, n. 18, p. 2065-2073, 2007.

VALLE, T. L. **Mandioca de mesa, macaxeira ou aipim: a hortaliça negligenciada pelo Brasil.** In: 47º Congresso Brasileiro de Olericultura, IV Simpósio Brasileiro sobre cucurbitáceas. Porto Seguro, BA, 2007. Disponível em: <www.criareplantar.com.br/agricultura>. Acesso em: 08 Jan de 2017.

VAN HAANDEL, A. O.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: Epgraf, 1994. 239p.