



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

**NAYARA EVELYN GUEDES MONTEFUSCO**

**ESTUDO DA PRODUÇÃO DE METANO VIA DIGESTÃO ANAEROBIA**  
**DE EFLUENTE DA AGROINDÚSTRIA ACEROLEIRA**

**JUAZEIRO – BA**

**2018**

**NAYARA EVELYN GUEDES MONTEFUSCO**

**ESTUDO DA PRODUÇÃO DE METANO VIA DIGESTÃO ANAEROBIA  
DE EFLUENTE DA AGROINDÚSTRIA ACEROLEIRA**

Trabalho apresentado a Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, Campus Juazeiro – BA, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Agrícola e Ambiental.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> D.SC Miriam Cleide Cavalcante de Amorim

**JUAZEIRO – BA**

**2018**

	Montefusco, Nayara Evelyn Guedes.
774e	Estudo da produção de metano via digestão anaeróbia de efluente da agroindústria aceroleira / Nayara Evelyn Guedes Montefusco. – Juazeiro, 2018.
	XI, 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, 2018.
	Orientadora: Profa. Dra. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim.
	1. Digestão anaeróbia. 2. Esgoto – Tratamento. I. Título. II. Amorim, Miriam Cleide Cavalcante de. III. Universidade Federal do Vale do São Francisco.
	CDD 628.354

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Integrado de Biblioteca SIBI/UNIVASF  
Bibliotecário: Renato Marques Alves

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

NAYARA EVELYN GUEDES MONTEFUSCO

ESTUDO DA PRODUÇÃO DE METANO VIA DIGESTÃO ANAEROBIA  
DE EFLUENTE DA AGROINDÚSTRIA ACEROLEIRA

Trabalho apresentado a Universidade Federal  
do Vale do São Francisco – UNIVASF,  
Campus Juazeiro – BA, como requisito para  
obtenção do título de Bacharel em  
Engenharia Agrícola e Ambiental.

Aprovado em \_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_.

Banca examinadora

*Miriam Cleide C de Amorim*

D.Sc. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim - UNIVASF

*Paula Tereza de Souza e Silva*

D.Sc. Paula Tereza de Souza e Silva - EMBRAPA

*Tiago Felisberto da Silva*

Tiago Felisberto da Silva - Niagro

A Deus, meu fôlego de vida;  
A minha família, meu alicerce.  
Dedico.

## **Agradecimentos**

Agradeço a Deus que com Sua doce voz literalmente me guiou ao longo de todo o caminho: desde a escolha do curso até sua finalização;

Aos meus amados e bravos pais, pelo amor, esforço e sacrifício que fizeram para manter a filha em uma universidade federal longe de casa. A meu irmão, cunhada e sobrinho, por toda paciência e amor demonstrados na convivência diária extremamente corrida de uma acadêmica em engenharia;

À UNIVASF por todo o conhecimento aqui adquirido;

Às minhas tias, por todos os anos que carinhosamente investiram em minha vida;

À professora Miriam Cleide Cavalcante de Amorim, seu amor pela docência e pesquisa em saneamento foram tão marcantes que definiram a área profissional que pretendo seguir, bem como por sua confiança em ter-me como bolsista e todo o tempo que investiu como minha orientadora;

A Niagro pela confiança e total apoio para realização dessa pesquisa. Em especial, ao setor de Controle Ambiental nas pessoas de Tiago Felisberto, Danilo Alves, Douglas Santos, Jessé de Almeida, Michel Magno, Lucas Barbosa e Andressa Thiane, vocês formam a melhor equipe com a qual uma estagiária poderia contar durante o curso de uma pesquisa;

Ao grupo PET por todo apoio, em especial a Damiana e Micaela que possuem como marca a presteza em ajudar os alunos, sem vocês eu simplesmente não teria conseguido, muito obrigada;

Ao eterno orientador José Alves de Siqueira Filho, seu entusiasmo pela ciência e seus valorosos ensinamentos me fizeram uma pessoa e estudante melhor, obrigada por acreditar em mim desde que me conheceu no segundo semestre do curso;

As irmãs que Deus me presentou durante essa temporada na Univasf: Edicélia, Patrícia, Pâmella, Juliana, Susi e Bárbara, vocês fazem parte do alicerce que me manteve em pé na graduação, serei eternamente grata a Deus pela presença de vocês na minha vida;

Aos amigos que a Univasf me proporcionou: Amélia, Ana Cláudia, Ruanna, Anderson, Leane, Emanuel, Janielle, Raquel, Maria Raquel, Maraisa, Bárbara,

Gilmara, Taíla, Rosa: por tornarem a vida acadêmica mais leve, a estrada mais florida e os anos mais coloridos através da companhia constante, das conversas, dos abraços, da presença.

A todos que me ajudaram e impulsionaram durante esse tempo, “foi uma longa e árdua jornada, graças a Deus que finalmente chegamos até aqui”.

Nunca ande pelo caminho traçado, pois ele conduz somente até onde os outros já foram – Alexander Graham Bell

## RESUMO

O Brasil é o maior produtor, consumidor e exportador de acerola (*Malpighia emarginata* DC.), com 46 % destinando-se a agroindústrias processadoras. Há uma distinção de mercado quanto ao estágio de maturação da fruta, sendo a verde a mais requisitada por conter maior teor de ácido ascórbico do que a acerola madura. Nos processamentos agroindustriais há geração de resíduos com elevada carga orgânica, sendo potencialmente poluidores do meio ambiente. Nesse sentido, têm-se percebido cada vez mais o desenvolvimento de pesquisas que visam estudar formas de tratamento que tornem tais resíduos em fonte energética. Assim sendo, o presente estudo objetivou pesquisar a produção de metano, via digestão anaeróbia, a partir de efluente gerado no processamento da acerola. A pesquisa foi composta de um estudo preliminar de biodegradabilidade conduzido em frascos sacrifícios. Os ensaios tiveram duração de 192 horas, conduzidos com o efluente gerado do processamento da acerola em dois estágios distintos de maturação (verde e madura), avaliando-se demanda química de oxigênio – DQO, ácidos graxos voláteis – AGV, alcalinidade total – AT, pH e produção de metano. A segunda fase do estudo consistiu no tratamento via reator UASB do efluente gerado pelo processamento da acerola verde. Os parâmetros analisados nessa fase de estudo foram a remoção de DQO mediante aumento gradua de carga orgânica volumétrica - COV, a relação AGV/AT, pH e produção de metano. Os resultados demonstraram não haver diferença na remoção de DQO entre os dois efluentes nos ensaios de biodegradabilidade. Entretanto, houve diferença na produção de metano, com 84 % de rendimento de metano para o efluente maduro e 51 % para o efluente verde. No tratamento via UASB encontraram-se valores de remoção de DQO sempre acima de 60 % e conversão e rendimento de metano acima de 50 %. Com isso, demonstra-se o potencial que o efluente tem em produzir metano caso seja tratado via reator UASB.

**Palavras-chave:** UASB, agroindústria, acerola.

## ABSTRACT

Brazil is the largest producer, consumer and exporter of acerola (*Malpighia emarginata* DC.), With 46% destined to processing agroindustries. There is a market distinction regarding the stage of maturation of the fruit, with green being the most requested because it contains a higher ascorbic acid content than the acerola ripe fruit. In the agroindustrial processes there is generation of residues with high organic load, being potentially polluting the environment. In this sense, it has been increasingly perceived the development of researches that aim to study forms of treatment that make such waste in an energy source. Therefore, the present study aimed to investigate the production of methane, through anaerobic digestion, from the effluent generated in the processing of acerola. The research was composed of a preliminary study of biodegradability conducted on vials sacrifices. The tests lasted 192 hours, conducted with the effluent generated from the processing of acerola in two different stages of maturation (green and mature), evaluating chemical oxygen demand - COD, volatile fatty acids - AGV, total alkalinity - AT, pH and methane production. The second phase of the study consisted of the UASB reactor treatment of the effluent generated by the processing of green acerola. The parameters analyzed in this phase of the study were the removal of COD by increasing volumetric organic load - VOC, the VFA / AT ratio, pH and methane production. The results showed no difference in COD removal between the two effluents in the biodegradability tests. However, there was a difference in methane production, with 84% methane yield for the mature effluent and 51% for the green effluent. In the UASB treatment, COD removal values were always higher than 60% and conversion and methane yields above 50% were used. Thus, the potential of the effluent to produce methane is demonstrated if it is treated via the UASB reactor.

**Key words:** UASB, agroindustry, *acerola*.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos graxos voláteis
AGV/AT-m	Relação AGV/AT do efluente maduro
AGV/AT-v	Relação AGV/AT do efluente verde
AT	Alcalinidade total
COV	Carga orgânica volumétrica
DQO	Demanda química de oxigênio
DQO <sub>ef</sub>	Demanda química de oxigênio do efluente
DQO-m	Demanda química de oxigênio do efluente maduro
DQO-v	Demanda química de oxigênio do efluente verde
Eflu	Efluente
Eflu V	Efluente do processamento da acerola verde
Eflu M	Efluente do processamento da acerola madura
ER	Eficiência de remoção de DQO
GLP	Gás liquefeito do petróleo
pH	Potencial hidrogeniônico
pH-m	Potencial hidrogeniônico do efluente maduro
pH-v	Potencial hidrogeniônico do efluente verde
Q	vazão
R <sub>CH4</sub>	Rendimento de metano em relação a taxa de produção teórica
R <sub>TCH4</sub>	Rendimento de metano em relação ao metano teórico
S <sub>0</sub>	Concentração de substrato afluente
T <sub>CH4</sub>	Taxa de produção de metano obtido nesse experimento
TDH	Tempo de detenção hidráulica
T <sub>TCH4</sub>	Taxa de produção de metano teórica
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
v	Volume útil do reator
V <sub>CH4</sub>	Volume medido de metano
V <sub>TCH4</sub>	Volume teórico de metano

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
2.1 Objetivo Geral.....	14
2.2 Objetivos específicos .....	14
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>14</b>
3.1 Acerola – cultura e economia .....	14
3.2 Resíduos agroindustriais - geração e formas de tratamento.....	15
3.3 Digestão anaeróbia .....	17
3.3.1 Parâmetros de avaliação da biodegradabilidade anaeróbia: pH, remoção de matéria orgânica, relação AGV/AT .....	19
3.3.2 Gás Metano .....	21
3.4 Reator UASB.....	22
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>23</b>
4.1 Local do experimento e caracterização do efluente .....	23
4.2 Ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.....	25
4.3 Processo de partida e operação de reator UASB tratando efluente de acerola verde.....	26
4.4 Remoção de carga orgânica e relação AGV/AT .....	29
4.5 Medição do metano e cálculos de rendimento.....	29
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>30</b>
5.1 Ensaios de biodegradabilidade.....	30
5.2 Partida e operação reator UASB tratando efluente de acerola verde.....	36
5.2.1 Comportamento do pH, relações AGV/AT e remoção de carga orgânica (DQO) durante a digestão anaeróbia (DA) .....	36
5.3 - Produção e rendimentos do metano .....	40
<b>6 CONCLUSÕES .....</b>	<b>43</b>
<b>7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>43</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor, consumidor e exportador de acerola (*Malpighia emarginata* DC.) do mundo, contando com uma área plantada de 7.200 ha, destes, 1339 ha encontram-se plantados no perímetro irrigado Senador Nilo Coelho (CALGARO; BRAGA, 2012), ou seja, 18,6 % da área total plantada no país está localizada no Vale do São Francisco. Em termos de mercado interno, 46 % do consumo da fruta destina-se às agroindústrias de processamento (CALGARO; BRAGA, 2012), totalizando cerca de 34,4 mil toneladas de acerola por ano, o que representa 7,2 % do total de frutas processadas no país (FREITAS *et al.*, 2006).

Vale salientar que esse mercado de processamento da acerola encontra-se em expansão, devido o alto teor de ácido ascórbico presente na fruta, que por apresenta dois estádios de maturação passíveis de coleta e industrialização: madura e verde, sendo que, a última apresenta maior índice de vitamina C, por isso é preferida pelas agroindústrias que tem o intuito de extrair o ácido ascórbico.

Essa diferença na maturação faz com que haja dois ciclos distintos de processo, cada ciclo por sua vez gera efluentes com características físico-químicas distintas entre si. O ciclo de processamento divide-se em várias etapas, sendo que a etapa denominada como ultra filtração é a responsável pelo efluente com maior teor de matéria orgânica em termos de demanda química de oxigênio – DQO.

Tanto no Brasil quanto no mundo a geração de resíduos e efluentes tem sido um fator limitante para a agroindústria (BRUNO; OLIVEIRA, 2008). Com isso, cada vez mais se têm realizado estudos de digestão anaeróbia em efluentes agroindustriais, devido à capacidade que esse tipo de tratamento tem de gerar metano: fonte renovável de energia.

Em relação a agroindústria aceroleira, a digestão anaeróbia é um tratamento promissor segundo Khan *et al.*, (2015), pois gera metano. Esse dado é reforçado através do estudo de Montefusco *et al.* (2017) que ao analisarem os efluentes gerados em uma indústria processadora de acerola estimou por meio do cálculo de volume teórico de metano a capacidade de gerar 81,09 m<sup>3</sup>/d do referido gás.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Avaliar a produção de metano do efluente do processamento de acerola tratado por digestão anaeróbia.

### 2.2 Objetivos específicos

Avaliar a biodegradabilidade dos efluentes de acerola verde e madura oriundos do seu processamento;

Avaliar a remoção da demanda química de oxigênio após o tratamento do efluente por reator UASB de bancada;

Avaliar a produção de gás metano em reator UASB de bancada;

## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 Acerola – cultura e economia

A acerola (*Malpighia emarginata* DC.) é um fruto tipo drupa, succulenta, tendo em vista que cerca de 73 % do seu peso corresponde a sua polpa. Possui tamanho e formato diversificados e sabor que varia de levemente a muito ácido (ADRIANO *et al.*, +2011). Outra característica importante da aceroleira é que seus frutos são climatéricos, ou seja, amadurecem tanto na planta quanto fora dela, caso sejam colhidos ainda imaturos (FREITAS *et al.*, 2006; ADRIANO *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2016).

Segundo Pereira *et al.*, (2013) é uma espécie de origem porto-riquenha que se adaptou ao clima brasileiro, e que contemporaneamente é cultivada em quase todo o país, sendo os estados com maior produção: Pernambuco (23,11%), Ceará (14,32%), São Paulo (11,40%) e Bahia (10,48%). Atualmente, o Brasil trata-se do maior produtor, consumidor e exportador de tal fruta, sendo que, cerca de 60 % dessa produção é para abastecimento do mercado interno e 40 % para exportação (FREITAS *et al.*, 2006; CALGARO *et al.*, 2012).

O conteúdo nutricional da acerola é o responsável pelo referido interesse comercial em torno dessa fruta. O componente de maior destaque é o ácido ascórbico, tendo em vista que o teor do mesmo varia de 1000 a 5000 mg/g de suco

– 80 vezes mais do que o encontrado em outras frutas cítricas (ADRIANO *et al.*, 2011). Além disso, a acerola é fonte de pró-vitamina A, tiamina (B1), riboflavina (B2), niacina (B3), cálcio, ferro, fósforo, flavonoides e  $\beta$ -caroteno (ADRIANO *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2013).

Apesar de todas essas vantagens, após ser coletada, a acerola possui uma vida útil curta quando destinada ao consumo *in natura*. Devido essa alta perecibilidade dos frutos, estima-se que as perdas pós-colheita da aceroleira estejam em torno de 40%. Assim sendo, uma alternativa para aumentar a vida útil dessa fonte natural de vitamina C, facilitar o transporte e capaz de agregar valor é o processamento da mesma. Salientando-se que 46 % da produção nacional tem como destino essas indústrias processadoras (PEREIRA *et al.*, 2006; CALGARO *et al.*, 2012; ARAÚJO *et al.*, 2017 ).

Resultam da industrialização da acerola produtos como sucos (integral, liofilizado, concentrado), refrigerantes, néctares, licor, goma de mascar, purê, cobertura de biscoitos, compotas, geleias e iogurtes. Devido o seu alto teor nutritivo é utilizada como enriquecimento de sucos e alimentos dietéticos, suplemento alimentar, barras nutritivas, chás além de cápsulas medicinais de vitamina C pura (GODOY *et al.*, 2008; ADRIANO *et al.*, 2011; CAETANO *et al.*, 2012).

Nesse cenário do mercado agroindustrial um aspecto importante a ser ressaltado é que, a composição nutricional varia de acordo com o estágio de maturação da acerola, sendo o maior indicativo dessa característica a coloração apresentada pela fruta (ADRIANO *et al.*, 2011). Como o fator primordial para as agroindústrias, especialmente as que visam o mercado farmacêutico, é o teor de ácido ascórbico, há uma demanda maior pela acerola em estágio de maturação verde do que madura, tendo em vista que a primeira apresenta índice de vitamina C que em alguns casos passam do dobro do índice apresentado pela acerola madura (ADRIANO *et al.*, 2011; CALGARO *et al.*, 2012).

### 3.2 Resíduos agroindustriais - geração e formas de tratamento

As agroindústrias desempenham papel importante na segurança alimentar, melhoria de vida através da transformação da matéria prima bem como são fontes

de distribuição de emprego e renda além de agregar valor aos produtos agrícolas/agropecuários.

Entretanto, sabe-se que tais atividades geram toneladas de resíduos em todo o mundo, que por sua alta carga de matéria orgânica geram passivos ambientais, pois podem contaminar o solo, as fontes hídricas, o ar e pôr em risco a própria manutenção do abastecimento da matéria prima. Nesse exposto, têm-se buscado cada vez mais agroindústrias com eficiência ecológica, que além de possuírem tecnologias que gerem menos resíduos, investem no reaproveitamento e na agregação de valor dos mesmos, seja mediante reutilização do próprio resíduo *in natura* ou mediante novos processos que o tornem fonte de subprodutos como fertilizantes e energia (CUNHA *et al.*, 2015; PINEDA *et al.*, 2017; DANTAS *et al.*, 2017).

Logo, busca-se tratamentos que possam não apenas reduzir a carga poluidora, mas aproveitar o potencial que esses resíduos oferecem. Por exemplo, no caso de resíduos sólidos, existem pesquisas para sua utilização como composição para barra de cereal, fonte alternativa de nutrientes, material adsorvente para tratamento de água, produção de etanol e fonte de metano e biofertilizante através da digestão anaeróbia via biodigestores (BRAGA *et al.*, 2011; ARENAS *et al.*, 2012; CUNHA *et al.*, 2015; CREMONEZ *et al.*, 2016; GONZÁLEZ-SANCHEZ *et al.* (2015); MEDEIROS *et al.*, 2017).

Para os resíduos líquidos vêm-se desenvolvendo uma vasta pesquisa utilizando a digestão anaeróbia como tratamento. Isso é devido a obtenção do gás metano ao fim desse tipo de tratamento. Amorim *et al.* (2017) estudaram o tratamento de manipueira, resíduo do processamento da mandioca por meio de reatores UASB, Barros *et al.* (2016) o tratamento de vinhaça pelo mesmo tipo de reator, Leal *et al.* (2015), Huertas *et al.* (2014), Puebla *et al.* (2014) avaliaram o tratamento de águas residuais em reator UASB de uma indústria de pescado, de laticínio e do processamento de café, respectivamente. Fabbri *et al.* (2014) resíduos do processamento de alcachofra. Em todos os casos, os autores encontraram altas remoções de matéria orgânica, chegando a cerca de 90 % no caso de Fabbri *et al.* (2014) e bom desempenho na conversão de metano, chegando a 86 % no caso de Amorim *et al.* (2017).

### 3.3 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo fermentativo que envolve a degradação e estabilização de substâncias orgânicas, levando a formação de novas células bacterianas e compostos inorgânicos, como o dióxido de carbono, gás sulfídrico, amônia e metano (METCALF; EDDY, 2003). Dentre esses compostos, o metano é o principal subproduto da remoção de matéria orgânica, de forma que, quanto maior for a sua produção, maior será a eficiência do processo (ANDRADE NETO, 2004).

O processo de digestão anaeróbia é composto por uma sequência de reações que são divididas em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, podendo ainda ocorrer a sulfetogênese. Cada etapa possui uma população bacteriana específica, que se dividem em três grupos principais: bactérias fermentativas (ou acidogênicas), bactérias sintróficas (ou acetogênicas) e arqueas metanogênicas (COSTA, 2009).

Na hidrólise, substâncias e materiais orgânicos complexos de alta massa molar (proteínas, polissacarídeos, lipídeos, ácidos nucleicos) e material orgânico presente na forma particulada são transformados em substâncias de menor massa molecular (açúcares, aminoácidos e peptídeos) pela ação de enzimas hidrolíticas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. As proteínas são degradadas resultando em aminoácidos, os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina (CHERNICHARO, 2007).

A hidrólise, o primeiro estágio do processo anaeróbio, se caracteriza pela conversão de substâncias e compostos orgânicos complexos (proteínas, polissacarídeos, lipídeos, ácidos nucleicos) em substâncias dissolvidas mais simples (açúcares, aminoácidos e peptídeos), pela ação de enzimas hidrolíticas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (CHERNICHARO, 2007). Essa etapa pode ser limitante no processo anaeróbio, dependendo da velocidade em que ocorre. Além disso, a velocidade do processo de hidrólise está muito ligada ao pH e a temperatura do meio (FORESTI et al., 1999; ANDRADE NETO, 2004).

Na acidogênese, os produtos originados na hidrólise são metabolizados no interior das células, através do metabolismo fermentativo, produzindo diversos compostos mais simples, como os ácidos de cadeia curta (ácidos acético, propiônico e butírico), dióxido de carbono e também hidrogênio, além de novas células

bacterianas (CHERNICHARO, 2007). Um grupo diversificado de bactérias atua no processo da acidogênese, principalmente, as chamadas anaeróbias estritas, entretanto algumas bactérias facultativas também atuam no processo de forma oxidativa, tornando-se de grande importância, pois removem o oxigênio que porventura possa estar no meio e ser tóxico para as bactérias metanogênicas (FORESTI et al., 1999).

A acetogênese consiste na oxidação dos compostos intermediários resultantes da acidogênese por bactérias acetogênicas, produzindo ácido acético, CO<sub>2</sub> e hidrogênio. Esses compostos são os principais substratos utilizados pelas bactérias metanogênicas (ANDRADE NETO, 2004; CHERNICHARO, 2007). A oxidação dos compostos orgânicos intermediários é realizada pelas bactérias sintróficas acetogênicas, assim chamadas por depender da atividade de microrganismos consumidores de hidrogênio (CHERNICHARO, 2007).

A metanogênese, última etapa do processo de digestão anaeróbia, se caracteriza pela formação de gás metano e dióxido de carbono pelo grupo de microrganismos denominado arqueas metanogênicas (FORESTI et al., 1999). Esse processo pode acontecer de duas vias, a metanogênese hidrogenofílica, onde as bactérias utilizam o dióxido de carbono, como fonte de carbono e aceptor de elétrons, e o hidrogênio, como fonte de energia para produção de metano e a segunda é a metanogênese acetoclástica, que ocorre através da oxirredução do acetato, sendo responsável por cerca de 60 a 70 % da produção do metano (GERARDI, 2006; CHERNICHARO, 2007).

As fases da degradação anaeróbia ocorrem paralelamente em um processo de um único estágio, entretanto, como as bactérias possuem diferentes exigências quanto ao pH e temperatura, deve-se definir um equilíbrio em relação a estes fatores. Pois, como os microrganismos metanogênicos são mais sensíveis a distúrbios durante a digestão anaeróbia, em virtude de sua baixa taxa de crescimento, as condições do meio têm de ser adaptadas as suas necessidades (FNR/GIZ, 2013).

Na Figura 1 está exposta em fluxograma as rotas metabólicas anteriormente descritas:



analisaram o desempenho de reator UASB sob diferentes COVs de operação ao tratar águas residuárias do processamento de café, Amorim *et al.*, (2015) estudaram a remoção de carga orgânica via digestão anaeróbia de água residuária da suinocultura, Barros *et al.*, (2016) estudaram a formação de metano em reator UASB tratando vinhaça com diferentes COVs de operação.

O potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade total (AT) e os ácidos graxos voláteis (AGV) são parâmetros importantes para avaliação da estabilidade da digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007). O acúmulo de AGVs, queda do pH e alcalinidade e alteração na produção de metano são respostas típicas que indicam queda no desempenho do tratamento anaeróbio (FORESTI *et al.*, 2006).

O controle do pH tem por finalidade eliminar o risco de inibição das arqueas metanogênicas, pois uma alta taxa de metanogênese só ocorre quando o pH se mantém em uma faixa próxima do valor neutro. Um pH menor que 6,3 ou maior que 7,8 provoca uma diminuição rápida da atividade dessas bactérias (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A alcalinidade e os ácidos graxos voláteis são derivados da decomposição da matéria orgânica durante o processo de digestão. A necessidade mínima aceitável de alcalinidade depende da concentração do efluente, fator determinante do potencial de geração de ácidos no sistema (CHERNICHARO, 2007).

De acordo com Costa (2009) esses parâmetros possuem uma intensa interação que se estabelece através 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. O acúmulo de AGV indica que uma ou mais etapas do consórcio anaeróbio está sendo prejudicada (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Existe diferença entre a alcalinidade a bicarbonato e a alcalinidade total, pois conforme Sant'anna Jr. (2010) alcalinidade parcial (AP) ou alcalinidade a bicarbonato (AB) faz referência à presença de íons bicarbonato que são responsáveis pelo tamponamento do sistema, com o pH desejado para realização das atividades biológicas, enquanto que a alcalinidade total (AT) compreende todos os compostos capazes de neutralizar os ácidos.

A verificação da alcalinidade no monitoramento de reatores anaeróbios é mais importante que o pH, visto que, pequenas reduções do pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, que diminui a capacidade de tamponamento do meio (CHERNICHARO, 2007).

A avaliação de distúrbios no processo de digestão anaeróbia pode ser verificada por meio da relação entre acidez volátil (AGV) e alcalinidade total (AMORIM, 2015). Sant'Anna Jr. (2010) recomenda que na operação de reator anaeróbio esta relação esteja entre 0,06 e 0,2, expressos em termos de concentração. Leifeld et al. (2009), também considera a relação AGV/AT um importante indicador de estabilidade e citam que valores acima de 0,8 como índice de colapso do sistema anaeróbio. No entanto, Sant'Anna Jr (2010) relata que face ao caráter global dessas grandezas e à complexidade da matriz aquosa, típica de efluentes, alguns autores questionam a validade dessa relação como parâmetro de controle operacional do processo.

### 3.3.2 Gás Metano

O biogás é constituído por uma mistura gasosa produzido pela conversão microbiológica anaeróbia de resíduos agroindustriais tendo como constituintes principais o metano (CH<sub>4</sub>), o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S), cuja concentração varia de acordo com o resíduo tratado, com as técnicas de fermentação e tecnologia aplicada no tratamento (CASSINI et al., 2003). A composição do biogás em função do substrato de origem está disposta na tabela 1:

**Tabela 1 - Composição do biogás em função do substrato de origem.**

Componente	Resíduos domésticos	Lodo de plantas de tratamento de águas residuárias	Resíduos agrícolas	Resíduos de indústrias agroalimentícias
CH <sub>4</sub> (% vol)	50 - 60	60 - 75	60 - 75	68
CO <sub>2</sub> (% vol)	34 - 38	1 - 33	19 - 33	26
N <sub>2</sub> (% vol)	0 - 5	0 - 1	0 - 1	-
O <sub>2</sub> (% vol)	0 - 1	< 0.5	< 0.5	-
H <sub>2</sub> O (% vol)	6 (a 40 °C)	6 (a 40 °C)	6 (a 40 °C)	6 (a 40 °C)

Fonte: Naskeo Environment (2009) apud Amorim (2015).

Inoue (2008) cita que a forma de operação, uso ou não de um determinado percentual de inóculo com relação ao volume do substrato, tempo de detenção hidráulica necessário à estabilização completa do reator e adoção ou não de técnicas auxiliares, como por exemplo, agitação do substrato e meio suporte também afeta a qualidade e quantidade de biogás produzido.

O componente de maior importância na digestão anaeróbia é o metano, pois representa a parte combustível do biogás e, portanto, seu teor influencia diretamente no Poder Calorífico Inferior (PCI) (AMORIM, 2015; FNR/GIZ, 2013). Logo, para aumentar o poder calorífico do biogás, o mesmo deve passar por um processo de purificação, para remoção de sulfeto de hidrogênio e umidade.

Segundo Quirino, o poder calorífico (PC) é definido como a quantidade de energia liberada na oxidação completa de um determinado combustível (por unidade de massa ou por unidade de volume, no caso dos gases) e apresenta-se de duas formas: poder calorífico superior (PCS) e poder calorífico inferior (PCI).

O PCS consiste na quantidade de energia contida no combustível quando toda a umidade e mais a água que resulta da oxidação do hidrogênio no processo de combustão estão condensadas. Enquanto o PCI consiste na quantidade de energia interna efetivamente disponível em um combustível, não considerando o calor latente de condensação do vapor d'água presente nos gases de combustão (RODRIGUES et al., 2002).

O poder calorífico do biogás é variável, assumindo valores aproximados entre 22.500 a 25.000 kJ/m<sup>3</sup>, com o metano assumindo com cerca de 35.800 kJ/m<sup>3</sup>, o que significa um aproveitamento médio de 6,25 a 10 kWh/m<sup>3</sup> (SALOMON; LORA, 2005). Através de tratamento e remoção do CO<sub>2</sub>, o poder calorífico do biogás pode ainda se potencializar, uma vez que, quase a totalidade da capacidade energética do biogás provém do metano (BRAZ; SILVA, 2001).

### 3.4 Reator UASB

No reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) ou reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, 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).

Segundo Hulshoffpol et al., (2004) os processos biológicos ocorrem no compartimento de digestão (leito e manta de lodo), que é formado basicamente pela acumulação dos sólidos suspensos e do crescimento bacteriano. Dependendo das condições operacionais do reator as bactérias podem formar consórcios, agregando-se em estruturas chamadas de grânulos (MAI, 2006). A granulação tem sua importância, pois propicia boa sedimentação da biomassa, além de permitir a efetiva retenção celular dentro do reator, propiciando condições físicas e fisiológicas às bactérias e as suas interações sintróficas no processo anaeróbio (CHERNICHARO, 2007).

De acordo com Foresti (2002), os reatores UASB satisfazem as principais características para o tratamento de efluentes, que são a alta capacidade de retenção de biomassa em seu interior, o que permite trabalhar com altas cargas orgânicas, baixa necessidade de adição de nutrientes, baixa produção de lodo, capacidade de suportar sobrecargas orgânicas e hidráulicas, baixo custo de construção, instalação e operação, eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) de 65% a 75% e aproveitamento do biogás.

Os reatores UASB apresentam algumas desvantagens, que segundo Chernicharo (2007) são: possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica hidráulica, presença de compostos tóxicos ou ausência de nutrientes; produção de um efluente com aspecto desagradável e com qualidade insuficiente para atender os padrões ambientais tornando-se necessário o uso de alguma forma de pós-tratamento e possibilidade de geração de maus odores.

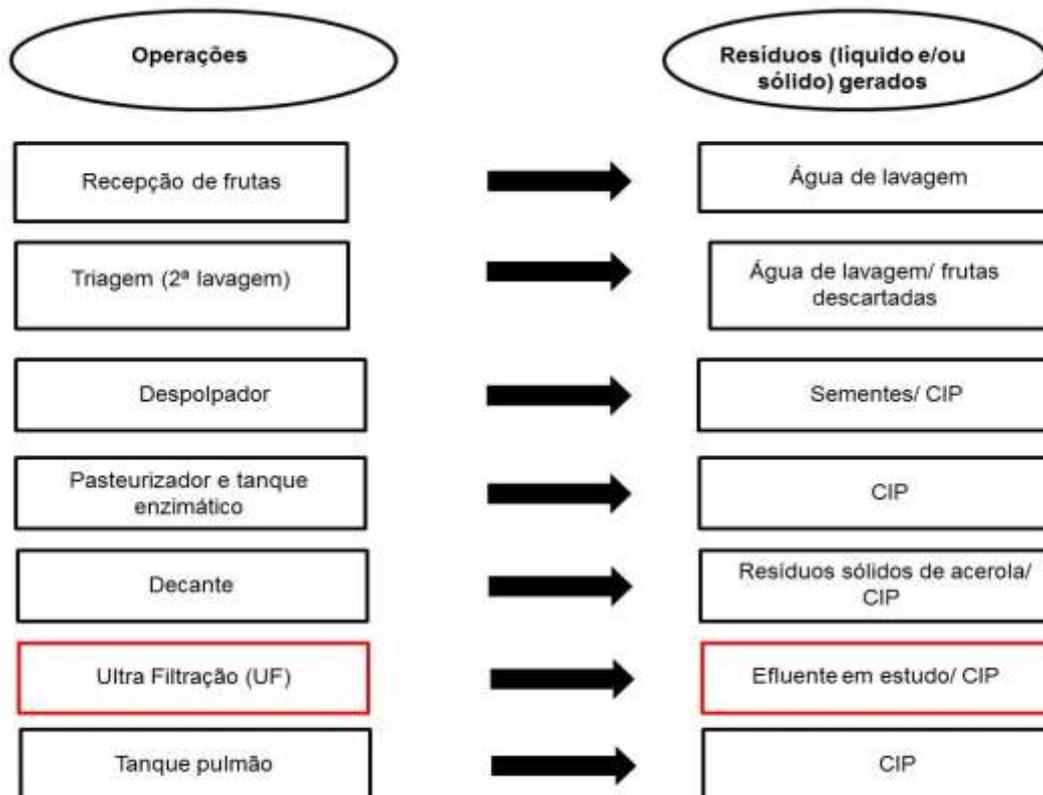
## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Local do experimento e caracterização do efluente**

A agroindústria fornecedora do efluente em estudo encontra-se em operação na cidade de Petrolina, Sertão de Pernambuco. O período de coleta de amostras foi entre maio de 2015 e agosto de 2017 sendo o efluente coletado na saída do processo denominado como ultra filtração - UF, com ambiente controlado e sem

influência das condições ambientais externas. Todas as etapas do processamento e seus respectivos resíduos gerados se encontram representadas no fluxograma apresentado na figura 2, estando a etapa de UF em destaque. Destaca-se ainda que, CIP é uma sigla para Clean In Place, método utilizado na planta de indústrias que envasam produtos líquidos alimentícios.

**Figura 2** – Fluxograma do processamento da acerola (verde e madura) e seus respectivos resíduos gerados. Fonte: autora.



As amostras foram coletadas em frasco de polietileno de 20 L e transportadas para o Laboratório de Engenharia Ambiental – LEA, da Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, onde foram acondicionadas em *freezer* a uma temperatura de 4°C. Realizou-se ensaios de biodegradabilidade anaeróbia de ambos os efluentes (processamento de acerola verde e processamento de acerola madura). Após conclusão dos ensaios, iniciou-se o estudo de tratabilidade do efluente em reator UASB.

## 4.2 Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia

Utilizou-se a metodologia dos frascos sacrifícios de Amorim *et al.* (2013) com os ensaios conduzidos em quadruplicata e em batelada. Foram testados dois tipos de substratos: o efluente resultante do processamento da acerola verde (Eflu V) e o da acerola madura (Eflu M). Usou-se como inóculo o lodo de reator UASB que trata efluentes domésticos na ETE do bairro de Mangueira em Recife – PE. O lodo possuía 37 g SSV mL<sup>-1</sup>. A solução de nutrientes foi preparada de acordo com Florêncio *et al.* (1993).

A concentração avaliada em cada frasco foi de 2 g O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, a caracterização dos efluentes utilizados nesse ensaio encontram-se na tabela 2. Os frascos foram incubados em estufa modelo Q316M4 a uma temperatura de 35 °C ± 2, sendo este o dia zero, conforme demonstra a figura 3.

**Tabela 2 – Parâmetros utilizados para caracterização e análise dos efluentes.**

Parâmetro	Técnica analítica
DQO	Colorimétrico
AGV	kapp
AT	kapp
pH	potenciométrico
Metano	medição direta

**Figura 3** – Ensaio de biodegradabilidade: frascos sacrifícios encubados na estufa.



Os ensaios tiveram duração de 192 h, com medições diárias da produção de metano, análise de demanda química de oxigênio (DQO), ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade total (AT) e pH em intervalos de 24, 48, 96, 144 e 192 h após montagem completa e lacre dos frascos (dia zero), conforme tabela 2.

O metano foi medido conforme descrito por Aquino *et al.*, (2005) onde o biogás proveniente do frasco reator é conduzido por mangueira de cristal até um frasco contendo solução de soda a 3,0 %, onde então ele é lavado absorvendo-se o CO<sub>2</sub>. A partir de então o metano é medido conforme o volume de solução de hidróxido deslocado pelo gás lavado.

#### 4.3 Processo de partida e operação de reator UASB tratando efluente de acerola verde

Para o tratamento do efluente de acerola verde, foi utilizado um reator do tipo UASB em acrílico, cilíndrico, com diâmetro externo de 120 mm e interno de 110 mm contendo separador trifásico e defletores de gases com volume útil de 3,14 L. O reator foi alimentado por uma bomba peristáltica (MasterFlex L/S Cole parmer). Os parâmetros utilizados para a caracterização do efluente bruto do processamento da

acerola verde encontra-se na tabela 3. O reator UASB e o sistema de medição de metano encontram-se demonstrados na figura 4 (a e b).

**Tabela 3 – Parâmetros para caracterização de efluente bruto da acerola verde.**

Parâmetro	Método
DQO (g L <sup>-1</sup> )	Colorimétrico
Nitrogênio (mg L <sup>-1</sup> )	Colorimétrico
Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	Colorimétrico
Proteínas (g L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico
Carboidratos (mg L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico
pH	Potenciométrico
Sólidos Totais Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico

**Figura 4 –** Reator UASB de bancada utilizado para o estudo (a); reator UASB e sistema de medição direto de metano (b).



A operação propriamente dita do reator foi realizada em três etapas: aclimação da biomassa ao efluente a ser tratado (etapa I), seguida pela partida (etapa II) e posterior operação (etapa III).

### Etapa I

Antes do processo de partida do reator realizou-se a aclimação da biomassa ao efluente para em seguida iniciar a partida e posterior operação. Tais procedimentos seguiram a metodologia adotada por Amorim *et al.*, (2017) para

efluentes de alta acidificação. O processo de aclimação teve duração de 7 dias em regime de batelada e compreendeu a inoculação do reator com lodo anaeróbio, adição de solução de nutrientes em 20 % do volume útil do reator e o efluente diluído de forma a garantir uma COV de g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. O cálculo da carga orgânica foi feito conforme equação 1 (Chernicharo, 2007). O lodo utilizado foi oriundo de reator UASB da estação de tratamento de esgoto da Compesa do bairro Central de Petrolina – PE, adotando-se um volume de inóculo correspondente a 30 % do volume útil do reator.

$$COV = \frac{Q \times S_0}{v} \quad (1)$$

Na qual:

COV: carga orgânica volumétrica (g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>);

Q: vazão (L d<sup>-1</sup>);

v = volume útil do reator: (L).

### **Etapa II**

A partida do UASB deu-se em regime de fluxo contínuo por 5 dias, que somados aos 7 dias da partida totalizam 12 dias. Tanto na fase de batelada quanto em fluxo contínuo o reator tratou uma carga orgânica volumétrica (COV) de 2 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, sendo que, em fluxo contínuo o tempo de detenção hidráulica (TDH) de operação foi de 1 dia e a temperatura de operação foi de 30 °C ± 2 mantida em sala aclimatada, consistindo a etapa I do processo.

### **Etapa III**

Ao fim do período de partida prosseguiu-se com a operação do reator aumentando-se progressivamente o valor de COV aplicada, calculada de acordo com a equação 1, até que se atingisse a COV de 8 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Esta fase da etapa III teve duração de 30 dias, sendo que considerou-se cada COV atingida uma etapa diferente da operação. Assim sendo, essa etapa foi subdividida em 3 etapas, sendo elas: etapa III.1 – COV 4 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (11 dias), etapa III.2 – COV 6 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (7 dias) e etapa III.3 COV 8 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (9 dias).

Em todas as etapas o TDH utilizado foi de 1 dia e o efluente teve pH controlado através de bicarbonato de sódio para fornecimento de alcalinidade em

função de sua característica de acidificação. Os parâmetros físico químicos analisados durante o processo de aclimação, partida e operação do reator encontram-se na tabela 4.

**Tabela 4 - Parâmetros e frequência de análises durante aclimação e operação de reator UASB tratando efluente do processamento de acerola verde.**

Parâmetro	Frequência da análise	Técnica analítica
DQO <sub>T</sub> (total)	48 h	colorimétrico
AGV	48 h	Kapp
AT	48 h	kapp
pH	48 h	potenciométrico
Metano	diário	medição direta

#### 4.4 Remoção de carga orgânica e relação AGV/AT

A remoção de carga orgânica foi avaliada por meio da análise de DQO realizada a cada 48 h. Foi realizada a análise de DQO do afluente ao reator (DQO<sub>af</sub>) e da DQO efluente ao reator (DQO<sub>ef</sub>). Com esses dois dados fez-se a diferença de DQO da entrada e saída e analisada a eficiência de sua remoção (Ef. rem.) em porcentagem.

Os parâmetros AGV e AT foram analisados com a mesma frequência, após os resultados obtidos, foi feita a relação entre eles. Usou-se, portanto, como parâmetro de avaliação de estabilidade do reator, a relação AGV/AT.

#### 4.5 Medição do metano e cálculos de rendimento

A medição de metano, tanto na fase de operação do reator quanto nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, se deu pela mesma técnica analítica: Medição Direta de Volume de Metano. Após obtenção do volume de metano efetivamente medido ( $V_{CH_4}$ ) e com o volume teórico de metano ( $V_{TCH_4}$ ) calculado segundo Metcalf e Eddy (2003). Calculou-se ainda o rendimento de metano ( $R_{CH_4}$ ) por meio da equação 2 tendo como referência o rendimento teórico ( $R_{TCH_4}$ ). A taxa de produção de metano ( $T_{CH_4}$ ) foi obtida pela relação entre o volume efetivamente

medido ( $V_{CH_4}$ ) e a massa de DQO removida pelo sistema ( $L CH_4 g^{-1} DQO_{rem}$ ), esta também calculada conforme Metcalf e Eddy (2003).

$$R_{CH_4} = \frac{V_{CH_4}}{V_{TCH_4}} \times 100 \quad (2)$$

Na qual,

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

$V_{CH_4}$ : volume de metano efetivamente medido no experimento (L)

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

Os resultados foram submetidos ao teste estatístico ANOVA utilizando-se o *software* Sisvar versão 5.6 e teste de correlação de Pearson utilizando-se o *software* SigmaPlot versão 11.0.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Ensaio de biodegradabilidade

A caracterização dos efluentes tratados nos ensaios de biodegradabilidade encontram-se na tabela 5 a seguir.

**Tabela 5 – Caracterização dos dois tipos de efluentes analisados nos ensaios de biodegradabilidade.**

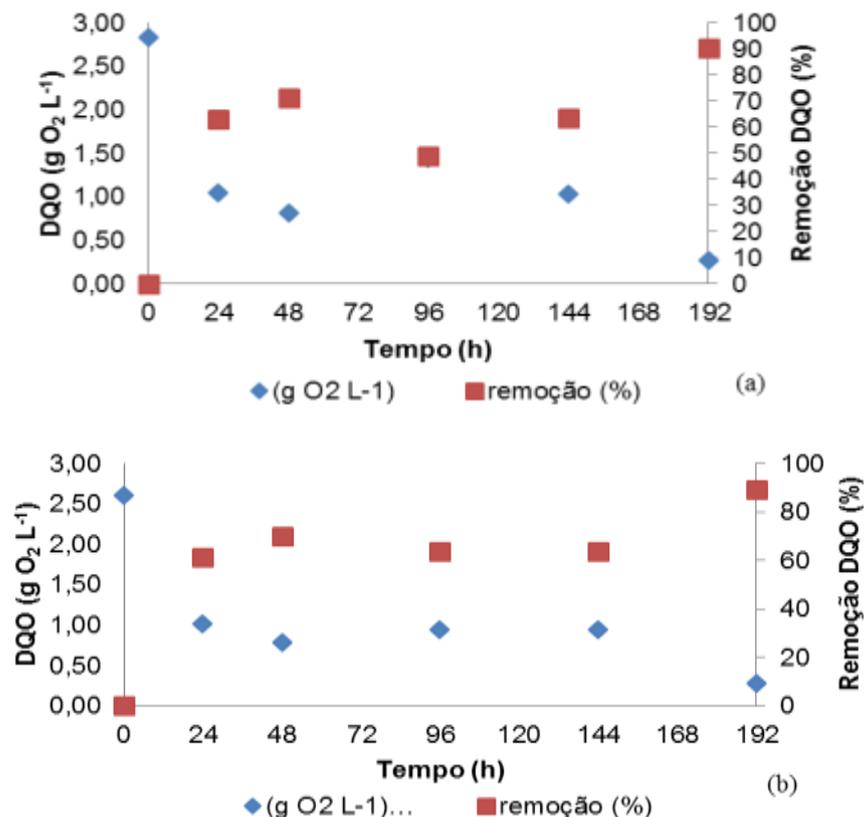
	Eflu V	Eflu M
DQO (g O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	2,84	2,61
AGV (mg HAc L <sup>-1</sup> )	170,27	145,25
AT (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	186	137,33
AGV/AT	0,92	1,06
pH	7,19	6,55

O ensaio de biodegradabilidade em frascos reatores foi realizado previamente como uma maneira de obter-se dados importantes sobre parâmetros operacionais utilizados em uma operação de reator UASB, como por exemplo, o comportamento do pH e da alcalinidade total. Além disso, dados como produção de metano e diferenças apresentadas no tratamento dos efluentes gerados de acordo com o estágio de maturação da fruta foram gerados através desse estudo prévio.

A figura 5 mostra a eficiência de remoção de DQO obtida ao longo dos ensaios de biodegradabilidade com o efluente do processamento de acerola verde (a) e de acerola madura (b). Nota-se que para os dois efluentes o índice de remoção foi satisfatório, mantendo-se sempre acima de 60 %.

Os resultados estão de acordo com o esperado tendo em vista o alto teor de matéria orgânica presente nos efluentes agroindustriais, sendo estes inclusive, indicados por Chernicharo (2007) para tratamento via digestão anaeróbia. Fabbri *et al.* (2014) ao analisarem a digestão anaeróbia de resíduos do processamento de alcachofra previamente triturados, estudando a relação inóculo e substrato em frascos reatores em batelada ao final do experimento encontraram remoções de DQO próximas a dessa pesquisa, cerca de 90 % para a maior quantidade de resíduos de alcachofra submetida a digestão anaeróbia.

**Figura 5** - Eficiência de remoção de DQO durante as 192 h de experimento com o efluente do processamento de acerola verde (a) e madura (b).



Estudos com outros resíduos agroindustriais obtiveram resultados semelhantes. Amorim (2015) que em estudo análogo, obteve 80 % de eficiência de remoção da DQO da manipueira em frascos reatores com mesma COV utilizada no

presente estudo e Cremonez *et al.* (2016) ao estudar a digestão de um polímero de fécula de mandioca em biodigestores em escala laboratorial obteve 79 % de remoção de DQO.

Os resultados encontrados nessa pesquisa assemelham-se aos obtidos por Arenas *et al.* (2012) que chegaram a encontrar 89 e 98 % de remoção de DQO. O resíduo agrícola estudado pelos autores foi proveniente de frutas e verduras. Segundo os referidos autores, esses índices de remoção se aproximam dos valores mais altos citados pela literatura para essa análise.

Ao analisar o comportamento da DQO pelo teste de médias de Tukey, constatou-se que não houve interação significativa entre o tipo de efluente e o tempo de degradação. Ou seja, a DQO ao longo dos tempos de degradação teve o mesmo comportamento independente do efluente, apresentando médias de  $0,7368 \text{ g} \pm 40,02$  (a1) para o efluente da acerola verde e  $0,8677 \text{ g} \pm 40,02$  para o efluente da acerola madura.

Em termos de pH observou-se que houve interação entre os dois fatores: tipo de efluente e tempo de degradação, havendo um comportamento distinto entre os tratamentos, conforme consta na tabela 6. É importante que haja monitoramento do pH pois as arqueas metanogênicas possuem crescimento ótimo na faixa de 6,6 a 7,4 segundo Chernicharo (2007). Tendo em vista que esses microrganismos são os principais responsáveis pela produção de metano, é necessário garantir-lhes um ambiente adequado para seu crescimento.

**Tabela 6 – Comportamento do pH e da relação AGV/AT de acordo com parâmetro estudado: tipo de efluente e tempo de degradação.**

Tipo de efluente	Tempo de degradação (h)									
	24		48		96		144		192	
tratado	pH	AGV/AT	pH	AGV/AT	pH	AGV/AT	pH	AGV/AT	pH	AGV/AT
Verde	$6,1 \pm 0,13$	$1,2 \pm 0,09$ (b)	$6,3 \pm 0,02$	$1,2 \pm 0,03$ (b)	$6,3 \pm 0,08$	$1,2 \pm 0,08$ (b)	$6,3 \pm 0,06$	$1,1 \pm 0,02$ (b)	$6,6 \pm 0,08$	$0,6 \pm 0,07$ (b)
	(a)		(a)		(a)		(a)		(a)	
Maduro	$5,4 \pm 0,03$	$2,1 \pm 0,08$ (a)	$5,2 \pm 0,07$	$2,6 \pm 0,19$ (a)	$5,1 \pm 0,33$	$2,6 \pm 0,08$ (a)	$5,2 \pm 0,02$	$2,7 \pm 0,05$ (a)	$5,2 \pm 0,07$	$2,6 \pm 0,13$ (a)
	(b)		(b)		(b)		(b)		(b)	

pH = potencial hidrogeniônico; AGV/AT = relação de Ácidos Graxos Voláteis/Alcalinidade Total; diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tipos de efluente em cada tempo de degradação analisado pelo teste de Tukey ( $\alpha$  0,05); médias acompanhadas por desvio padrão (n=8).

Nota-se que ao longo dos ensaios, o efluente do processamento da acerola verde foi o que apresentou valores mais próximos aos recomendados por Chernicharo (2007). Estes resultados evidenciam a necessidade de controle de pH para a segunda fase do estudo, ou seja, o tratamento no reator UASB, tendo o efluente maduro apresentado resultados em uma faixa de pH mais ácido.

Segundo Chernicharo (2007) o monitoramento e controle de pH em reatores anaeróbios visa principalmente, eliminar o risco de inibição de crescimento dos microrganismos metanogênicos pelos baixos valores de pH, sendo que valores abaixo de 6 são inibitórios à produção de metano.

O referido autor cita ainda que pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis são fatores ambientais intimamente ligados, possuindo a mesma importância para garantia de uma digestão anaeróbia equilibrada. Sendo que, de acordo com EEA (2005) apud Cremones *et al.* (2016) a concentração de alcalinidade de bicarbonato é suficiente para prevenção de quedas de pH a valores inferiores a 6, evitando assim, a inibição das arqueas metanogênicas.

O monitoramento da alcalinidade torna-se ainda mais importante do que o do pH, pois pequenas reduções do mesmo indicam alto consumo de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio (CHERNICHARO *et al.*, 2007). Nesse sentido, Amorim (2015) cita a importância da avaliação da relação AGV/AT, pois poderá identificar distúrbios na digestão anaeróbia.

Segundo Sant'Anna Jr. (2010) apud Amorim (2015) alguns autores recomendam que a relação AGV/AT esteja entre 0,06 e 0,2. Entretanto, Leifeld *et al.*, (2009) citam que apenas valores acima de 0,8 indicam distúrbios no sistema. Ao analisar a relação supracitada, conforme consta na tabela 3, os frascos reatores ao fim 192 h de tratamento do efluente verde foram os únicos que estiveram dentro do que Leifeld *et al.*, (2009) recomendam. Entretanto, ao comparar as médias dessa relação para o efluente verde, notou-se não haver diferença significativa em nenhum dos tempos de degradação analisados.

Com esses resultados constatou-se o que se encontra na literatura: a necessidade de acompanhar prontamente esses parâmetros operacionais em caso do funcionamento do reator UASB, independente do efluente estudado, por serem pontos críticos do sistema.

Quanto as relações de Pearson, conforme demonstrado na tabela 7, o tempo teve correlação negativa tanto para a DQO do efluente verde, quanto para a DQO do efluente maduro. Em relação ao pH, o tempo apresentou correlação positiva para o efluente da acerola verde e não apresentou correlação significativa com o efluente maduro. A relação tempo com o parâmetro AGV/AT apresentou correlação para os dois tipos de efluentes, entretanto, com o verde houve correlação negativa, com o maduro, positiva.

A DQO do efluente verde apresentou correlação negativa com o pH enquanto que a DQO do efluente maduro não apresentou correlação. Isso difere do encontrado por Leal *et al.* (2015) que ao tratarem águas residuais da indústria de pesca em reatores anaeróbios encontraram uma correlação positiva para ambos os parâmetros citados acima.

**Tabela 7 – Coeficientes das relações de Pearson (r) entre o tempo de degradação (horas); a DQO do tipo de efluente (DQO-v, DQO-m), o pH por tipo de efluente (pH-v, pH-m) e a relação AGV/AT por efluente (AGV/AT-v, AGV/AT-m).**

	DQO-v	pH-v	AGV/AT-v	DQO-m	pH-m	AGV/AT-m
Tempo	-0,62*	0,78*	-0,84*	-0,71*	ns	0,55*
DQO-v		-0,81*	0,84*			
pH-v			-0,86*			
DQO-m						
pH-m						-0,52*

\* significativo a 1%, ns: não significativo

DQO-v: DQO do efluente verde; pH-v: pH do efluente verde; AGV/AT-v: relação AGV/AT do efluente verde; DQO-m: DQO do efluente maduro; pH-m: pH do efluente maduro; AGV/AT-m: relação AGV/AT do efluente maduro.

No que se refere a produção de metano, observou-se que para o efluente maduro a produção diária foi maior que o efluente verde, resultando em um total de 59,51 mL de metano gerado durante os ensaios, com uma produção 7,44 mL d<sup>-1</sup> para o efluente maduro e 39,31 mL de produção total de metano com geração de 4,91 mL d<sup>-1</sup> para o efluente verde.

A produção de metano no efluente da acerola madura deu-se a partir das primeiras 24 h de degradação, enquanto que no efluente verde a partir de 48 h. Os resultados obtidos para o efluente de acerola verde diferem dos encontrados por Amorim (2015) e Cremonez *et al.* (2016) que ao estudarem a digestão anaeróbia de manipueira e polímero orgânico de fécula de mandioca, respectivamente, encontraram produção de biogás desde as horas iniciais do experimento.

Em termos de taxa de produção de metano, os resultados obtidos nesse estudo (0,330 e 0,221 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> DQO<sup>-1</sup>rem), apresentados na tabela 8, foram semelhantes aos encontrados por Elbeshbishy e Nakla (2012), Çelik e Demirer (2015) e Cremonez *et al.* (2016) que encontraram valores entre 0,246 – 0,315, 0,213,4 e 0,161 – 0,319 L de CH<sub>4</sub> . g<sup>-1</sup> DQO<sub>rem</sub>, respectivamente, ao estudarem resíduos agroindustriais.

**Tabela 8 - Rendimento e taxa de produção de metano nos ensaios de biodegradabilidade.**

Eflu	V <sub>TCH4</sub> (L)	V <sub>CH4</sub> (L)	R <sub>TCH4</sub> (%)	T <sub>TCH4</sub> (L CH <sub>4</sub> g <sup>-1</sup> DQO rem)	T <sub>CH4</sub> (L CH <sub>4</sub> g <sup>-1</sup> DQO rem)	R <sub>CH4</sub> (%)
<b>Maduro</b>	0,070	0,059	85	0,394	0,330	84
<b>Verde</b>	0,076	0,039	52	0,394	0,201	51

V<sub>TCH4</sub>: volume teórico de metano; V<sub>CH4</sub>: volume medido de metano; R<sub>TCH4</sub>: rendimento de metano em relação ao metano teórico; T<sub>TCH4</sub>: taxa de produção de metano teórica; T<sub>CH4</sub>: taxa de produção de metano obtida neste experimento; R<sub>CH4</sub>: rendimento de metano em relação a taxa de produção teórica.

No que se refere ao rendimento de metano nesse experimento, obteve-se valores de 84 % para o efluente de acerola madura e 51 % para acerola verde. Esses dados estão em consonância com Khan *et al.* (2015) que cita os resíduos da agroindústria de frutas cítricas como potenciais fontes de geração de biocombustíveis.

Tendo em vista os resultados satisfatórios tanto em relação a remoção de DQO quanto produção de metano, os parâmetros que apresentaram diferenças fizeram com que a autora optasse por continuar o estudo de biodegradação anaeróbia, com apenas um efluente.

O prosseguimento do estudo deu-se pelo tratamento de efluente por reator UASB em escala de bancada e leito de lodo fixo, que segundo Arenas *et al.* (2012) fornece melhor transferência de biomassa para produção de biogás.

Sabe-se que o volume de acerola verde processada é significativamente maior que o volume de acerola madura, tendo em vista o alto teor de ácido ascórbico encontrado no estágio de maturação verde dessa fruta. Por isso, mesmo apresentando uma taxa de conversão de matéria orgânica em metano menor do que a acerola madura, o efluente escolhido para dar prosseguimento ao estudo foi o da

acerola verde, pois a maior produção desse efluente compensará a menor taxa de conversão.

## 5.2 Partida e operação reator UASB tratando efluente de acerola verde

A caracterização do efluente bruto do processamento da acerola verde encontra-se na tabela 9 a seguir.

**Tabela 9 – Caracterização do efluente bruto da acerola verde.**

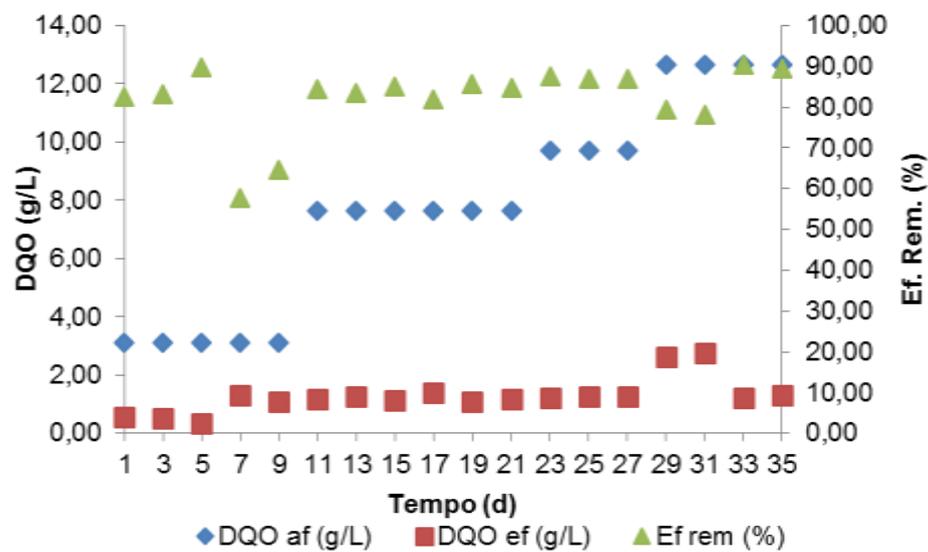
	Eflu V
DQO (g L <sup>-1</sup> )	128,72
Nitrogênio (mg L <sup>-1</sup> )	13,17
Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	1,26
Proteínas (g L <sup>-1</sup> )	85,38
Carboidratos (mg L <sup>-1</sup> )	558,3
pH	2,5
Sólidos Totais Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	141,75

### 5.2.1 Comportamento do pH, relações AGV/AT e remoção de carga orgânica (DQO) durante a digestão anaeróbia (DA)

Com relação a remoção de matéria orgânica avaliada em termos de DQO o estudo encontrou altos índices de eficiência, conforme demonstrado na Figura 6.

**Figura 6** – Remoção de matéria orgânica expressa em termos de DQO em diferentes valores de COV no reator.

Etapas (d)			
II (1-5)	III.1 (6-17)	III.2 (18-25)	III.3 (26-35)
COV (g DQO L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )			
2	4	6	8
TDH (h)			
24	24	24	24



Barros *et al.* (2016) ao estudarem a geração de biogás através do tratamento de vinhaça em reatores UASB em escala real também encontraram eficiências de remoção acima de 81 %, entretanto, esse percentual foi atingindo em valores de COV variando de 2,5 a 5 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, enquanto que, no presente estudo, variou-se de 2 a 8 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Já Puebla *et al.* (2014) ao estudarem o tratamento de águas residuais do beneficiamento de café por via úmida, em reatores UASB em escala de bancada, atingiram eficiência máxima de remoção de DQO total igual a 77,2 % em COV de 3,6 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> e TDH de 21,5 h. Os autores observaram redução de remoção ao aumentar gradativamente a COV até atingir 4,1 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, quando a remoção esteve abaixo de 60 %.

Essa redução na remoção mediante aumento gradual da COV não foi encontrada no presente estudo, onde através do teste de Tukey a nível de significância de 5 % não foi encontrado diferença significativa entre as médias de eficiência de remoção nas diferentes COVs estudadas. E de acordo com o teste de

Pearson, não houve correlação significativa a nível de 5 % entre a alteração das COVs e a eficiência de remoção. Isso demonstrou a funcionalidade do sistema, que mesmo em meio ao aumento gradual de COV, ou seja, mesmo aumentando o teor de matéria orgânica aplicada por unidade de reator, o mesmo manteve uma constância no tratamento do efluente em estudo.

Durante a operação observou-se que das análises, o pH manteve-se dentro da faixa de neutralidade, conforme demonstrado na figura 2. O valor mínimo de pH (5,41) ocorreu no último dia da etapa III.1, enquanto o valor máximo (8,74) foi verificado no último dia da etapa III.3. Entretanto, vale ressaltar que esse fato ocorreu devido ao controle por meio do uso de bicarbonato de sódio para fornecer alcalinidade necessária a DA e assim manter o pH na faixa ideal, pois o pH do efluente é bastante ácido, ficando na faixa de 2,5 a 3,5.

Rodrigues *et al.* (2014) ao estudarem o sistema de tratamento de um frigorífico e Rodrigues *et al.* (2016) ao analisarem o tratamento de águas residuais do abate de frangos encontraram a mesma tendência à neutralidade do efluente no reator UASB. Entretanto, nenhum dos autores especifica se isso foi de forma natural ou controlada, enquanto que, no presente estudo, esse fato ocorreu devido o controle da alcalinidade através de adição de bicarbonato de sódio.

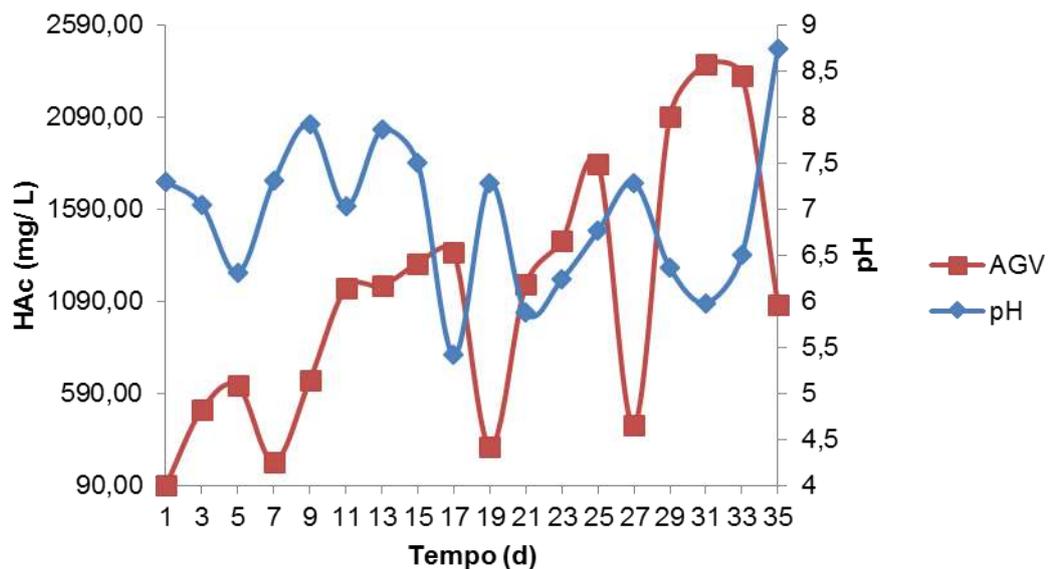
De acordo com Chernicharo (2007) os organismos metanogênicos possuem crescimento ótimo na faixa de pH que varia entre 6,6 e 7,4, sendo possível alcançar estabilidade na formação de metano em uma faixa de pH entre 6,0 e 8,0. Para Pereira *et al.* (2009) a faixa de pH normalmente desejada em sistemas de tratamento anaeróbio encontram-se entre 6,7 e 8,0 e valores inferiores a 6 associados a presença de ácidos voláteis podem causar severa inibição das bactérias metanogênicas. Conforme pode ser visto na figura 7, o pH se manteve em uma faixa de neutralidade, ocorrendo valores inferiores a 6 no pH associados com ácidos graxos voláteis apenas no dia 17 do experimento.

Mas, vale salientar que há na literatura trabalhos que demonstram a viabilidade da digestão anaeróbia em faixas de pH distintas das supracitadas. Como é o caso de Reyes *et al.* (2016) ao analisarem a digestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras domiciliares, operaram 4 reatores com pH em uma faixa acima da recomendada por Chernicharo e em alguns dias acima de 8, valor máximo

recomendado por Pereira *et al.* (2009), sendo o valor máximo encontrado pelos autores (8,28) próximo ao valor máximo nessa pesquisa (8,78).

**Figura 7** – Comportamento do AGV e pH ao longo do tratamento em reator UASB.

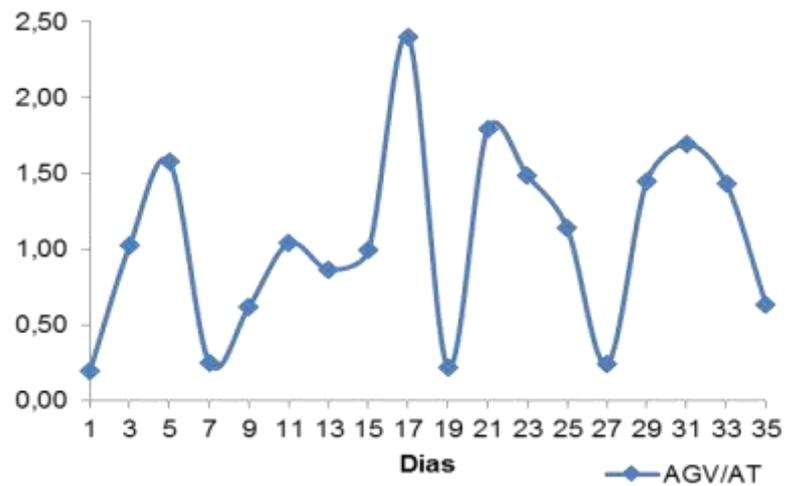
Etapas (d)			
II (1-5)	III.1 (6-17)	III.2 (18-25)	III.3 (26-35)
COV (g DQO L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )			
2	4	6	8
TDH (h)			
24	24	24	24



A relação AGV/AT apresentou faixas acima do recomendado pela literatura. Entretanto, de acordo com o teste das relações de Pearson, essa variação não apresentou correlação significativa com a produção de metano ou com a eficiência de remoção de DQO ao longo do tratamento. Isso condiz com citado por Chernicharo (2007), que embora haja uma faixa consagrada como ideal para esse parâmetro, é preciso estudar cada particularidade apresentada por efluentes de cunho agroindustrial, tendo em vista que estes, devido sua variada composição, podem apresentar faixas diferenciadas para a efetivação da digestão anaeróbia nos reatores.

**Figura 8** - Comportamento da relação AGV/AT ao longo do tratamento em reator UASB.

Etapas (d)			
II (1-5)	III.1 (6-17)	III.2 (18-25)	III.3 (26-35)
COV (g DQO L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )			
2	4	6	8
TDH (h)			
24	24	24	24



### 5.3 - Produção e rendimentos do metano

Quanto a geração de metano, em relação a taxa de produção teórica desse gás, com exceção da COV 2, todas as COVs apresentaram índices acima de 80 %, como pode ser visto na tabela 10. Kougiias *et al.* (2014) encontraram resultados semelhantes ao pesquisar a co-digestão de água residual do processamento de azeitona e esterco de granja suinícola, em reator operado em fluxo contínuo, com aumentos progressivos de carga orgânica, sem que isso afetasse negativamente a produção de metano obtida no tratamento.

**Tabela 10** – Relação de conversão de DQO em metano.

COV (g DQO d <sup>-1</sup> )	T <sub>TCH4</sub> (L CH <sub>4</sub> g <sup>-1</sup> DQO <sub>rem</sub> )	T <sub>CH4</sub> (L CH <sub>4</sub> g <sup>-1</sup> DQO <sub>rem</sub> )	R <sub>CH4</sub> (%)
2	0,394	0,221	56
4	0,394	0,330	84
6	0,394	0,342	87
8	0,394	0,330	84

T<sub>TCH4</sub>: taxa de produção de metano teórica; T<sub>CH4</sub>: taxa de produção de metano obtida neste experimento; R<sub>TCH4</sub>: rendimento de metano em relação a taxa de produção teórica.

A taxa de produção de metano tratando efluente do processamento de acerola verde em reator UASB em todas as COVs estudadas esteve acima do encontrado por Kispergher *et al.* (2017) que obtiveram 0,210 L CH<sub>4</sub> . g<sup>-1</sup> DQO<sub>rem</sub> ao tratar águas residuais de processamento de leite, Molano *et al.* (2016) 0,214 L CH<sub>4</sub> . g<sup>-1</sup> DQO<sub>rem</sub> tratando águas residuais de matadouro bovino e Barros *et al.* (2016): 0,181 L CH<sub>4</sub> . g<sup>-1</sup> DQO<sub>rem</sub> ao tratar vinhaça.

Entretanto, esteve dentro da faixa de produção encontrada por Elbeshbishy e Nakla (2012) que estudaram a co-digestão de albumina e carboidrato e Cremonez *et al.* (2016) que estudaram a digestão de fécula de mandioca. O volume produzido na COV 2 esteve abaixo de 0,277 L CH<sub>4</sub> . g<sup>-1</sup> DQO<sub>rem</sub> encontrado por Koungias *et al.* (2014) ao analisar a co-digestão de água residual do processamento de azeitona e esterco de granja suinícola.

Os dados obtidos nesse estudo demonstram o potencial que o efluente estudado tem em gerar energia renovável, tendo em vista que, além dos valores estarem na faixa de maiores rendimentos citados na literatura, não houveram reduções na produção desde o estudo prévio de biodegradabilidade até o tratamento com reator UASB em escala de bancada.

Em termos da produção diária de metano apresentada por COV estudada, notou-se pelo teste de Tukey ( $\alpha$  0,05) que não houve diferença significativa entre a COV 6 e a COV 8, conforme demonstrado na tabela 11, sendo estas as maiores responsáveis pela produção do referido gás. Isso pode ser explicado pelo maior rendimento de metano apresentado pela COV 6.

**Tabela 11 – Média de produção diária de metano versus COV aplicada**

COV (g DQO d <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> (mL d <sup>-1</sup> )
2	1,15 ± 0,45 (c)
4	976,56 ± 159,14 (b)
6	2002,96 ± 189,25 (a)
8	1914,9 ± 205,68 (a)

\*Diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas entre a produção diária de metano em cada COV estudada analisado pelo teste de Tukey ( $\alpha$  0,05); médias acompanhadas por desvio padrão (n=4).

A baixa produção de metano obtida durante o período de operação com a COV 2 pode ser justificada por problemas na medição, tendo em vista que, durante essa fase foi encontrado vazamentos no sistema de medição, que por ser uma metodologia indireta não apresenta tão alta precisão.

Quanto as relações de Pearson, conforme demonstrado na tabela 12, o parâmetro COV apresentou correlação significativa a 5 % com a DQOef e a 1 % de significância com a produção diária de metano, ambas as correlações foram positivas. A eficiência de remoção apresentou correlação negativa com a DQOef. Os demais parâmetros não apresentaram correlações significativas entre si.

**Tabela 12 – Coeficientes das relações de Pearson (r) entre as COV estudadas, eficiência de remoção (ER), relação AGV/AT, pH, DQOef (DQO efluente) e produção de metano diário (CH<sub>4</sub>)**

	ER	AGV/AT	pH	DQOef	CH <sub>4</sub>
<b>COV</b>	0,000320ns	0,261ns	-0,351ns	0,55**	0,91*
<b>ER</b>		-0,101ns	-0,362ns	-0,77	0,06ns
<b>AGV/AT</b>			-0,233ns	0,411ns	0,356ns
<b>pH</b>				-0,0833ns	-0,273ns
<b>DQOef</b>					0,394ns

\*, \*\* significativo a 1 e 5% respectivamente, ns: não significativo.

O índice de correlação de Pearson varia entre os valores de - 1 a 1, sendo que, valores iguais ou acima de 0,7 (positiva ou negativa) indicam correlação forte (Friderichs, 2013). Destaca-se com isso que, enquanto a eficiência de remoção de DQO não obteve correlação com a COV tratada pelo reator UASB a produção de metano apresentou correlação positiva forte com a supracitada variável. Ou seja, aumentar a carga orgânica aplicada ao reator não interferiu na eficiência do

tratamento, mas afetou positivamente a produção de metano, demonstrando assim o poder energético apresentado pelo efluente em estudo.

## 6 CONCLUSÕES

Os ensaios de biodegradabilidade demonstraram não haver diferenças significativas de remoção de carga orgânica entre os efluentes da acerola verde (90,28 %) e da acerola madura (89,48 %);

O efluente da acerola madura apresentou rendimento de metano de 84 %, enquanto que, o efluente da acerola verde apresentou rendimento de 51 %;

Com o rendimento acima de 50 % e devido ao maior volume de acerola verde processada, optou-se por estudar esse efluente em digestão anaeróbia em UASB;

Os índices de remoção de DQO em UASB estiveram acima de 70 %;

Obteve-se correlação de Pearson altamente positiva entre COV aplicada ao reator e a produção de metano;

Com isso, demonstrou-se o potencial que o efluente do processamento da acerola verde apresenta na geração de metano.

## 7 REFERÊNCIAS

ADRIANO, E.; LEONEL, S.; EVANGELISTA, R. M. Qualidade de fruto da acerola cv. Oliver em dois estádios de maturação. **Rev. Bras. Frutic.**, v. E, p. 541-545, 2011.

AGÊNCIA DE RECURSOS RENOVÁVEIS. FRN/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 25 Fev. 2018.

AMORIM, S. M.; KATO, M. T.; FLORENCIO, L.; GAVAZZA, S. Influence of redox mediators and electron donors on the anaerobic removal of color and chemical oxygen demand from textile effluent. **Clean – soil, air, water**, v. 41, n. 9, p. 928-933, 2013.

AMORIM, F.; FIA, R.; FRANÇA, F. A.; TERRA, L. M.; FIA, F. R. L. Unidades Combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura – Parte I carga orgânica removida. **Eng. Agri.**, v. 35, n. 6, p. 1149-1159, 2015.

AMORIM, M. C. C. Estudos de caracterização, biodegradabilidade e tratamento de manipueira proveniente de casas de farinha. Tese de Doutorado – UFPE, 221 p. 2015.

AMORIM, M. C. C.; SILVA, P. T. S.; GAVAZZA, S.; M-SOBRINHO, M. A. Viability of rapid startup and operation of UASB reactors for the treatment of cassava wastewater in the semi-arid region of northeastern Brazil. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, 2017.

ANDERSON, G. K.; YANG, G. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. **Water Environment Research**, v. 64, n. 1, p. 53-59, 1992.

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.

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.

ARAÚJO, C. S.; MACEDO, L. L.; VIMERCATI, W. C.; SARAIVA, S. H.; OLIVEIRA, A. N.; TEIXEIRA, L. J. Q. Cinética de secagem de acerola em leito de espuma e ajuste de modelos matemáticos. **Braz J. Food Technol.**, v. 20, n. e, 2017.

ARENAS, L. P.; ESCALANTE, H.; COMBARIZA, M. Y. Comparative study for methanogenic stage of anaerobic digestion to organic fraction of fruit and vegetable municipal wastes treatment. **Rev. Ion.**, n. 25, v. 1, p. 89-96, 2012.

BARROS, V. G.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Biomethane production from vinasse in upflow anaerobic sludge blanket reactors inoculated with granular sludge. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, p. 628-639, 2016.

BRAGA, A. C. D.; LIMA, M. S.; ZEVEDO, L. C.; RAMOS, M. E. G. Caracterização e obtenção de farinha do resíduo gerado no processo industrial de clarificação do suco de acerola. **Revista Semiárido De Visu**, v. 1, n. 2, p. 126-133, 2011.

BRAZ, J. A.; SILVA, C. L. Avaliação do potencial energético do biogás de aterros sanitários gerado pelos resíduos sólidos domésticos do município de Rio Claro. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, trabalhos técnicos, 11p., 2001.

BRUNO, M.; OLIVEIRA, R. A. de; Tratamento anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB em dois estágios. **Eng. Agric.**, v. 28, p. 364-377, 2008.

BUENO, R. F. Comparação entre biodigestores operados em escala piloto para produção de biogás alimentado com estrume bovino. **HOLOS Environment**, v. 10, p. 112, 2010.

CAETANO, P. K.; DAIUTO, E. R.; VIEITES, R. L. Característica físico-química e sensorial de geleia elaborada com polpa e suco de acerola. **Braz. J. Food Technol**, v. 15, n. 3, p. 191-197, 2012.

CALGARO, M.; BRAGA, M. B. **Coleção Plantar: A cultura da acerola**. 3 Ed. Brasília: Embrapa, 2012. 150 p.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C. A. L.; CLERVERSON, V. A.; FRANÇA, M.; BORGES, E. S. M.; GONÇALVES, R. F. Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos. In: CASSINI, S. T. (Cord.) Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 210p.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007. 380 p.

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.

CREMONEZ, P. A.; TELEKEN, J. G.; FEIDEN, A.; ROSSI, E.; SOUZA, S. M.; TELEKEN, J.; DIETER, J.; ANTONELLI, J. Biodigestão anaeróbia de polímero orgânico de fécula de mandioca. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 39, n. 1, p. 122-133, 2016.

ÇELIK, I. & DEMIRER, G. N. Biogas production from pistachio (*Pistacia vera* L.) processing waste. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 4, p. 767-772, 2015.

CUNHA, G. C.; SANTOS, M. C.; ARAÚJO, B. R.; JESUS, J. H. F.; SANTOS, L. O.; SANTOS, J. M.; JÚNIOR-WISNIEWSKI, A.; ROMÃO, L. P. C. Performance of agroindustrial wastes for removal of disinfection by-products from water. **Water Air Soil Pollut**, v. 226, n. 12, p. 1-14, 2015.

DANTAS, M. S. M.; ROLIM, M. M.; DUARTE, A. S.; LIMA, L. E.; SILVA, M. M. Production and morphological components of sunflower on soil fertilized with cassava wastewater. **Rev. Ceres**, v. 64, p. 77 – 82, 2017.

DUTRA, J. C. F.; RODRIGUES, L. S.; SOUSA, S. R.; SAMPAIO, R. R.; SILVA, I. J. Análise do desempenho de reator anaeróbio UASB no tratamento de efluentes de processamento de pescado. **Ciência e Tecnologia**, v. 8, n. especial, 2016.

ELBESHISHY, E. e NAKHLA, G. Batch anaerobic co-digestion of proteins and carbohydrates. **Bioresearch Technology**, v. 116, p.170-178, 2012.

FABBRI, A.; SERRANTI, S.; BONIFAZI, G. Biochemical methane potential (BMP) of artichoke waste: The inoculum effect. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 3, p. 207-214, 2014.

FAVARETTO, D. P. C.; BRIÃO, V. B.; COLLA, L. M.; HEMKEMEIER, M. Análise técnica do processo de tratamento de efluentes de laticínios da região de Passo Fundo/RS. **Revista CIATEC**, v. 7, n. 2, p. 18-30, 2015.

FLORÊNCIO, L.; PAVEL, J. A.; LETTINGA, G. Effect of cobalto on the anaerobic degradation of methanol. **Journal Fermentation and Bioengineering**, v. 75, p. 368 – 374, 1993.

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.

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

FORESTI, E. ZAIAT, M; VALLERO, M. 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*, 2006.

FREITAS, C. A. S.; MAIA, G. A.; COSTA, J. M. C.; FIGUEIREDO, R. W.; SOUSA, P. H. M. Acerola: produção, composição, aspectos nutricionais e produtos. **R. Bras. Agrociência**, v. 12, n. 4, p. 395 – 400, 2006.

FRIDERICHS, A. **Predição da performance de um reator UASB para o tratamento de vinhaça usando identificação de redes neurais**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2013.

GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria**. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, New Jersey. 2006. 255p.

GODOY, R. C. B.; MATOS, E. L. S.; AMORIM, T. S.; SOUSA-NETO, M. A.; RITZINGER, R.; WASZCZYNSKY, N. Avaliação de genótipos e variedades de acerola para consumo *in natura* e para elaboração de doces. **B.Ceppa**, v.26, n. 2, p. 197-204, 2008.

GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, M. E.; FABIEL, S. P.; VILARREAL, A. W.; MENDOZA, R. B.; OCAMPO, G. Y. Residuos agroindustriales com potencial para la produccion de metano mediante la digestion anaerobia. **Revista Argentina de Microbiología**, 2015.

GRADY, C. P. L. Jr.; LIM, H. C. **Biological Waste Tratment**. New York: Marcel Dekker, 1980.

HUERTAS, R. A. P.; MONTIEL, R. G. C. Tratamiento de lactosuero ácido em um reator UASB adiferentes cargas constantes y puntuales. **Produccion + Limpia**, v. 8, n. 2, p. 60-71, 2013.

HUERTAS, R. A. P.; MONTIEL, R. G. C. Evaluación del comportamiento de um reactor UASB com diferentes cargas orgânicas provenientes de lactosuero. **Produccion + Limpia**, v. 9, n. 1, p. 23-30, 2014.

HULSHOFF POL, L.W.; CASTRO LOPES, S.I.; LETTINGA, G.; LENS, P.N.L. **Anaerobic sludge granulation**. *Water Research*, v.38, p.1376-1389, 2004.

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.

JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; SAWYER, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. **Journal Water Pollution Control Federal**, v. 55, n. 5, p. 448-453, 1983.

KHAN, N.; ROES-HILL, M.; WELZ, P. J.; GRANDIN, K. A.; KUDANGA, T.; DYK, J. S. V.; OHLHOFF, C.; ZYL, W. H. E.; PLETSCHE, B. I. Fruit waste streams in South Africa and their potential role in developing a bio-economy. **South Africa Journal of Science**, v. 111, n. 5/6, p. 1-11, 2015.

KISPERGHER, E. M.; AQUINO, C. A. D.; COSTA-JUNIOR, L. C.; MELLO, T. C.; WEINSCHUTZ, R.; MATHIAS, A. L. Effect of organic load and alkalinity on dairy wastewater biomethanation. **Eng. Agríc.**, v. 37, n. 4, p. 820-827, 2017.

KOUGIAS, P. G.; KOTSOPOULOS, T. A.; MARTZOPOULOS, G. G. Effect of feedstock composition and organic loading rate during the mesophilic co-digestion of olive mill wastewater and swine manure. **Renewable Energy**, v. 69, p. 202-207, 2014.

LEAL, J. C. M.; PANTA, C. A. C.; FERRÍN, A. I. V.; CABO, P. A. G.; RODRÍGUEZ, L. M. Z. Tratamiento de aguas residuales de una industria procesadora de pescado em reactores anaeróbicos discontinuos. **Ciencia e Ingeniería Neogradina**, v. 25, n. 1. p. 27-42, 2015.

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, 2009.

MAI, H.N.P. **Integrated treatment of tapioca processing industrial wastewater: based on environmental bio-technology**. PhD-thesis. Wageningen: Wageningen University, 2006.177p.

MEDEIROS, L. L.; SILVA, F. L. H.; SANTOS, S. F. M.; MADRUGA, M. S.; MELO, D. J. N.; CONRADO, L. S. Bioconversion of hydrolyzed cashew peduncle bagasse for ethanol and xylitol production. **R. Bras. Eng Agríc. Ambiental**, v. 21, n. 7, p. 488-492, 2017.

MOLANO, L. P. C.; HERNÁNDEZ, H. E.; SERRATO, O. J. G; PIÑEROS, D. P. J. Analysis of methanogenic and energetic potential from slaughterhouse wastewater using anaerobic digestion. **DYNA**, v. 83, n. 199, p. 41-49, 2016.

MONTEFUSCO N.E.G.; BARROS, E. S.; MATTOS, R. S.; SILVA, W.; AMORIM, M. C. C. Caracterização e potencial geração de metano por efluente da agroindústria da acerola. **Gestão Integrada de Resíduos**, v. 3, p. 122 – 125. Campina Grande: UFCG, 2018. Ebook. ISBN 978-85-60307-31-9. Disponível em: <  
<https://drive.google.com/file/d/1ZNATW8xtiPwmV4jlybhueC5DAOS24mnw/view>>.  
 Acesso em: 10/12/2017.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. MO.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinoculturo. **Ambi-Água**, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.  
 PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTTERAN, F. Physicochemical study of pH, alkalinity and total acidity in a system composed of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) in series with Ulflow Anaerobic Sludge Blanket reactor (UASB) in the treatment of pig farming wastewater. **Acta Scientiarum Technology**, v. 35, n. 3, p. 477-483, 2013.

PEREIRA, C. T. M.; SILVA, C. R. P.; LIMA, A.; PEREIRA, D. M.; COSTA, C. N.; CAVALCANTE-NETO, A. A. Obtenção, caracterização físico-química e avaliação da capacidade antioxidante *in vitro* da farinha de resíduo de acerola (*Malpighia glabra* L.). **Acta Tecnológica**, v. 8, n. 2, p. 50-56, 2013.

PINEDA, O. I. V.; GONZÁLEZ, J. M. T.; MORA, M. A. T. Análisis de la inclusión de aspectos ambientales em microempresas agroindustriales de la ciudad de Villavicencio, Colombia. **Production + Limpia**, v. 12, n. 1, p. 115 – 123, 2017.

PUEBLA, Y. G.; PÉREZ, S. R.; HERNÁNDEZ, J. J.; GIRÓN, V. S. Performance of UASB reactor treating coffee wet wastewater. **Revista Ciências Técnicas Agropecuárias**, v. 23, n. 2, p. 50-56, 2014.

QUIRINO, W. F. Utilização energética de resíduos vegetais. In: Curso de capacitação de agentes multiplicadores em valorização da madeira e dos resíduos vegetais. Laboratório de produtos florestais LPF/IBAMA, 2000.

RODRIGUES, L. D.; SILVA, I. T.; ROCHA, B. R.; SILVA, I. M. Uso de briquetes compostos para produção de energia no estado do Pará. In: Encontro Energético do Meio Rural, 4, 2002, Campinas, SP. Anais... Campinas, SP: AGRENER, 2002.

RODRIGUES, L. S.; SPELTA, A. C. F.; SANTOS, R. P.; LIMA, C. A.; DUTRA, J. C. F.; SILVA, I. J. Avaliação de reator anaeróbico de manta de lodo no tratamento de efluentes de frigorífico. **B. Indústr. Anim.**, v. 71, n. 4, p. 365-370, 2014.

RODRIGUES, L. S.; LOPES, B. C.; LIMA, C. A.; RIBEIRO, M. C.; SANTOS, R. P.; SILVA, I. J. Tratamento de efluentes de abatedouro de frangos por meio de UASB seguido de filtro anaeróbico. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v. 68, n. 1, p. 97-103, 2016.

REYES, C. S.; IGLESIAS, M. E. P.; FLORES, J. L. A.; ORTEGA, Y. R.; CRUZ, M. A. P.; MUÑOZ, E. O. Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas e verduras em hogares. **Rev. Int. Contam. Ambie.**, v. 32, n. 2, p. 191-198, 2016.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimativa do potencial de geração de energia elétrica para diferentes fontes de biogás no Brasil. *Biomassa & Energia*, v.2, n.1, p.57-67, 2005.

SANT'ANNA Jr., G L. Tratamento Biológico de efluentes: Fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro. Editora Interciência, 2010. 418p.

SOUSA, P. H. M. Estabilidade do suco tropical de acerola (*Malpighia emarginata* D.C.) adoçado envasado pelos processos hot-fill e asséptico. **Ciênc. Tecnol. Aliment.**, v. 26, n. 3, p. 544-549, 2006.

SOUZA, K. O.; MOURA, C. F. H.; LOPES, M. M. A.; RABELO, M. C.; MIRANDA, M. R. A. Quality of acerola (*Malpighia emarginata*) treated with gibberelic acid and stored under refrigeration. **Rev. Bras. Frutic.**, v. 39, n. 4, 2016.

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

VIDAL, G.; CARVALHO, A.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wasterwaters.

**Bioresource Technology**, v. 74, p. 231-239, 2000.