



THAÍS COSTA NAHIME

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO
DE METANO EM REATOR UASB EM ESCALA
EXPERIMENTAL ALIMENTADO COM ESGOTO
SANITÁRIO DA UFLA**

**LAVRAS – MG
2019**

THAÍS COSTA NAHIME

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO EM REATOR UASB
EM ESCALA EXPERIMENTAL ALIMENTADO COM ESGOTO SANITÁRIO DA
UFLA**

Trabalho de conclusão de curso
apresentado à Universidade Federal de
Lavras, como parte das exigências do
Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária
para a obtenção do título de Bacharel.

APROVADA em 19 de Novembro de 2019

Prof Dr. Mateus Pimentel Matos DRS/UFLA
Prof. Dra. Paula Peixoto Assemany – DRS/UFLA

Prof. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

Ana Flávia Santos Rabelo de Melo
Co-orientadora

**LAVRAS – MG
2019**

THAÍS COSTA NAHIME

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO EM REATOR UASB
EM ESCALA EXPERIMENTAL ALIMENTADO COM ESGOTO SANITÁRIO DA
UFLA**

**EVALUATION OF METHANE PRODUCTION POTENTIAL IN UASB REACTOR
ON AN EXPERIMENTAL SCALE FEEDED WITH SANITARY SEWAGE OF UFLA**

Trabalho de conclusão de curso
apresentado à Universidade Federal de
Lavras como parte das exigências do
curso de Engenharia Ambiental e
Sanitária, para a obtenção do título de
Bacharel.

Prof. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

Ana Flávia Santos Rabelo de Melo
Co-orientadora

**LAVRAS–MG
2019**

AGRADECIMENTOS

Agradeço eternamente aos meus pais por todo apoio que me deram e continuam dando. Minha mãe por ser essa pessoa forte e de coração enorme que é minha inspiração. Meu pai por fazer de tudo e mais um pouco pelos filhos e ser esse pai incrível.

Agradeço muito à minha família, em especial minha avó Nina e minha tia Natália, que sempre estiveram ao meu lado, ajudando em tudo o que fosse preciso.

Agradeço a Deus por sempre iluminar e me mostrar os melhores caminhos a seguir.

À UFLA por ser essa universidade incrível, cheia de oportunidades e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) pela chance de uma bolsa de iniciação científica.

Agradeço a oportunidade de conseguir participar do programa Ciências sem Fronteiras, que agregou muito conhecimento para minha vida pessoal.

À minha orientadora e professora Fátima pelos ensinamentos e paciência ao longo desses anos, juntamente com minha co-orientadora Ana Flávia e ao doutorando Fernando por toda a experiência e aprendizado para mim passados nesses anos de laboratório.

Agradeço também à ONG Engenheiros sem Fronteiras pelo ensinamento, amizade e crescimento pessoal que me proporcionaram.

Agradeço imensamente à República Jóia Rara por ser meu porto seguro e minha família em Lavras, por ter feito desses anos de faculdade os melhores possíveis. Agradeço a cada uma que conviveu comigo na república por todo tempo de carinho, amor, amizade, companheirismo, e por ter estado comigo nos momentos mais difíceis e por ter ajudado a construir a mulher que sou hoje.

Agradeço também à República Baviera, que sempre esteve de portas abertas, me recebendo com muito amor e que se tornou mais uma família construída em Lavras.

Agradeço a todos meus companheiros que estão comigo desde 2014/1, pelo companheirismo nas horas boas e difíceis, amizade e momentos indescritíveis juntos.

Por fim, à todas as amizades criadas durante esses anos, que fizeram meus anos de faculdade inesquecíveis.

RESUMO

O tratamento de efluentes por processos anaeróbios tem recebido destaque em estudos no Brasil por apresentarem vantagens, como baixo consumo de energia, os baixos custos de operação e implantação e a baixa produção de lodo, que já se apresenta estabilizada. O biogás gerado nos reatores anaeróbios, como subproduto é uma variável importante de avaliação da eficiência da população metanogênica existente no reator e serve para controle operacional de reatores anaeróbios. Assim, o presente trabalho tem como objetivo estimar a produção de metano em dois reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blancket), com base na DQO removida. O monitoramento do sistema foi realizado de agosto de 2018 a março de 2019, sendo o dividido em dois períodos de monitoramento, com aulas e de férias. A vazão foi monitorada diariamente e as análises do afluente e efluente, em relação às variáveis pH e DQO foram realizadas semanalmente. A Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada nos reatores apresentou valores abaixo dos valores referenciados na literatura, com médias de $1,55 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ e $0,44 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ para os períodos com aulas e de férias, respectivamente. O pH permaneceu na faixa de valores próximo a neutralidade nos reatores UASB, com médias iguais a 7,2 para o afluente e para os reatores. A eficiência de remoção de DQO nos períodos com aulas e de férias foram de 40,3% e 42,2%, respectivamente. A produção média de metano estimada nos dois períodos foi de $0,02 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ nas aulas e de $0,01 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ nas férias. Durante os dois períodos analisados, baseado na estimativa, os reatores não apresentaram produção satisfatória de biogás, o que pode ter sido influenciado pela baixa eficiência na remoção de DQO e baixa COV aplicada no sistema.

Palavras-chave: método da DQO removida, digestão anaeróbia, esgoto sanitário

SUMÁRIO

_Toc27218562

1	<i>INTRODUÇÃO</i>	7
2	<i>OBJETIVO</i>	8
	2.1 Objetivos específicos	8
3	<i>REVISÃO DE LITERATURA</i>	9
	3.1 Esgoto sanitário.....	9
	3.2 Processo anaeróbio de tratamento.....	10
	3.2.1 Fatores ambientais que afetam a digestão anaeróbia	11
	3.2.1.1 pH, alcalinidade e ácidos voláteis	11
	3.2.1.2 Temperatura.....	12
	3.2.1.3 Nutrientes	13
	3.2.1.4 Compostos tóxicos.....	13
	3.3 Reatores UASB empregados no tratamento de efluentes	14
	3.4 Produção de Metano.....	16
4	<i>METODOLOGIA</i>	19
	4.1 Partida do Sistema.....	20
	4.2 Carga Orgânica Volumétrica (COV)	23
	4.3 Carga Hidráulica Volumétrica	23
	4.4 Análises laboratoriais	24
	4.5 Estimativa da produção de metano	24
5	<i>RESULTADOS E DISCUSSÃO</i>	25
	5.1 Temperatura e pH.....	26
	5.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	28
	5.3 Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis.....	31
	5.4 Produção de metano	32
6	<i>CONCLUSÃO</i>	34
	<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	35

1 INTRODUÇÃO

Atualmente uma das grandes preocupações, tanto na esfera social, política ou ambiental, é o lançamento de efluentes em rios e lagos, devido a alta concentração de matéria orgânica e nutrientes, o que pode acarretar na eutrofização dos cursos d'água, ocasionar sérios desequilíbrios ao meio ambiente, eleva os custos do tratamento de água e aumenta a incidência de doenças na população (PEREIRA et al., 2010a; PEREIRA et al., 2010c). Com a globalização e o aumento da população humana a produção de efluentes domésticos também tem aumentado, necessitando utilizar de técnicas de tratamento que permitam tratar mais vazões em menores áreas (BRASIL, 2015).

O tratamento de efluentes por processos anaeróbios ainda é bastante estudado e utilizado por apresentarem vantagens, como baixo consumo de energia, baixo custo de operação e implantação, pequena área para implantação, baixa produção de lodo, baixo tempo de detenção hidráulica, além de produzir biogás que apresenta potencial de ser aproveitado energeticamente por possuir elevado poder calorífico (ABBASI; ABBASI, 2012; CHERNICHARO, 2007; KIDA; TANEMURA; SONODA, 1993; LETTINGA; REBAC, 2001).

Uma das tecnologias atualmente utilizadas para processos anaeróbios de tratamento de águas residuárias, considerada eficiente em países tropicais é o reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) ou Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente. Essa tecnologia se destaca no Brasil devido, principalmente, às condições climáticas favoráveis, que permitem uma boa operação do reator por conta da temperatura de trabalho dos microorganismos atuantes (CHERNICHARO, 2015), sendo desnecessária a utilização de energia externa para aquecer o efluente, pois já há condições favoráveis para hidrólise suficientemente rápida de complexos orgânicos e sólidos suspensos (ZHANG et al., 2013).

O processo que ocorre dentro do reator UASB se baseia na decomposição anaeróbia da matéria orgânica e o efluente escoia continuamente pelo reator de maneira ascendente passando pela manta de lodo, onde ocorre a mistura e decomposição do material orgânico.

O acúmulo de lodo presente no interior do reator acontece depois de alguns meses de funcionamento contínuo, dependendo basicamente do tipo de efluente a ser tratado, sendo maior quando este apresenta maior concentração de sólidos suspensos (CHERNICHARO, 2015).

Um dos subprodutos gerados nos reatores anaeróbios é o biogás, sendo um composto importante, pois a remoção de substâncias reduzidas, responsáveis pela demanda química de oxigênio (DQO) do efluente em tratamento, apenas acontecerá com a formação de tal gás, que escapa facilmente na fase líquida por ser praticamente insolúvel em água (AQUINO et al.,

2007). Assim, acaba sendo uma variável de controle da eficiência da população metanogênica existente no reator e servindo para controle operacional de reatores anaeróbios (FORESTI et al., 1999).

Este biogás é composto basicamente por dióxido de carbono (CO₂), ácido sulfídrico (H₂S), hidrogênio (H₂), amônia (NH₃) e metano (CH₄), sendo este o principal responsável por sua capacidade energética. Nas estações de tratamento de esgoto, sua eficiência é influenciada por fatores como: pressão, temperatura de fermentação, carga orgânica, fazendo com que o biogás contenha entre 40% e 80% de metano (COELHO et al., 2006).

Segundo Lettinga (1995), ao invés dos reatores UASB consumirem energia, esses podem contribuir para a produção de energia por meio do biogás. Entretanto, se não aproveitada ou manejada corretamente, a poluição existente nas águas residuárias é transferida para a atmosfera, sendo 23 vezes mais prejudicial que o CO₂, apresentando riscos ambientais se liberada descontroladamente (GUISASOLA et al., 2008; NOYOLA; MORGAN-SAGASTUME; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, 2006).

Com o aumento da implantação de reatores e biodigestores anaeróbios no Brasil para tratamento de esgoto doméstico, pode-se pressupor que a recuperação e uso direto do biogás serão necessários no futuro, considerando como um dos fatores a viabilidade econômica (LOBATO, 2011).

2 OBJETIVO

Avaliar o potencial de produção de metano gerado no tratamento de esgoto da Universidade Federal de Lavras, em dois reatores UASB em escala piloto, a partir da DQO removida pelos reatores.

2.1 Objetivos específicos

- Determinar a eficiência de remoção de DQO
- Monitoramento de temperatura e pH
- Determinar a Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada no sistema

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Esgoto sanitário

Segundo a NBR 9648, que define a concepção de sistemas de esgoto sanitário, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1986), esgoto sanitário é o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”.

De acordo com o Manual de Saneamento da FUNASA (BRASIL, 2015), com a crescente urbanização e o aumento populacional houve um acréscimo significativo no aumento do consumo de água, conseqüentemente na formação de efluentes líquidos. No decurso do ciclo da água em diferentes atividades humanas, a mesma vai agregando diversas substâncias que modificam suas características originais, contendo minerais, material orgânico e inúmeras bactérias e organismos patogênicos, passando a ser chamada de esgoto ou águas residuárias. Esta, quando lançada nos cursos d'água sem receber o devido tratamento, acaba gerando a degradação do meio ambiente que acarreta, direta ou indiretamente, em danos à saúde, bem-estar e segurança social, prejudicando também o ecossistema.

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, as condições sanitárias primordiais para o lançamento apropriado de esgoto, não abrange toda a população, sendo o mesmo descartado descontroladamente em cursos d'água ou mesmo na superfície do solo, o que acarreta na contaminação e poluição de mananciais superficiais e subterrâneos (BRASIL, 2015)

Com base no Diagnóstico dos Serviços de Águas e Esgotos (SNIS, 2017) feito pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), 98% da população urbana do Brasil tem abastecimento de água. Em relação às redes de coleta de esgoto o índice médio de atendimento é de apenas 60,2% nas áreas urbanas. Quanto ao esgoto tratado, o índice médio do país é de 46% para a estimativa de dos esgotos gerados e 73,7% para os esgotos que são coletados.

Algumas cidades possuem redes coletoras que afastam o esgoto das proximidades de residências, mas sem tratamento, o que gera, do mesmo modo, a contaminação do meio ambiente e até mesmo mananciais que abastecem cidades vizinhas (BRASIL, 2015).

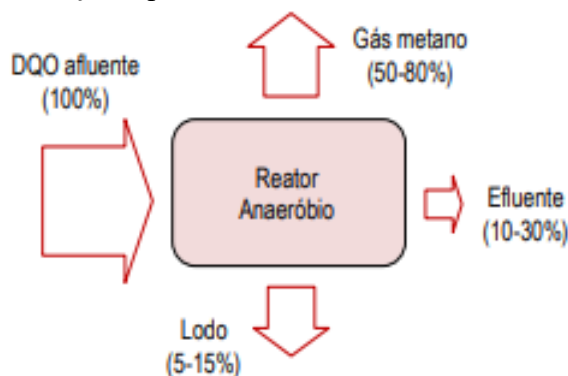
O tratamento e a disposição final apropriada de águas residuárias são processos fundamentais para evitar poluição e para manutenção adequada da qualidade da água no emprego de seus diversos usos (BRASIL, 2015). Também é essencial para a saúde e qualidade de vida da população, bem como a proteção ambiental. Apesar disso, cerca de 2,4 bilhões de

peças no mundo, representando 32% da população mundial, ainda não possuem acesso ao saneamento básico (WHO/UNICEF, 2015)

3.2 Processo anaeróbio de tratamento

Os processos biológicos de tratamento de efluentes consistem em transformar, através de microrganismos, compostos orgânicos biodegradáveis em subprodutos, podendo ser removidos do sistema de tratamento após a transformação. Tais subprodutos se apresentam em forma líquida, como a água, em forma sólida, como lodo, ou gasosa, como gás metano ou carbônico. No caso de sistemas anaeróbios cerca de 50 a 70% da matéria orgânica é convertida em gás metano, de 5 a 15% do material orgânico é transformado em lodo biológico e o restante (10 a 30%) sai do reator como efluente não degradado, conforme ilustrado na Figura 1 (CHERNICHARO, 2015).

Figura 1 - Balanço esquemático de DQO nos sistemas anaeróbios.



Fonte: Chernicharo (2015)

Para que ocorra o processo metabólico da digestão anaeróbia, que transforma a matéria orgânica em diversos subprodutos, são necessários três grupos de microrganismos: as bactérias acidogênicas, acetogênicas e as arqueias metanogênicas, o que resulta em quatro etapas conhecidas como Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese.

Na Hidrólise, a matéria orgânica particulada é transformada em compostos solúveis simplificados (açúcares, aminoácidos e ácidos graxos), utilizados posteriormente pelas bactérias que realizam fermentação (METCALF; EDDY, 2003).

Na Acidogênese, os compostos solúveis da etapa anterior são fermentados pelas bactérias acidogênicas, transformando-os em ácidos orgânicos, álcoois e compostos minerais (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Na terceira etapa, Acetogênese, são criados substratos adequados para os microrganismos metanogênicos, como hidrogênio, dióxido de carbono e acetato, através de compostos orgânicos intermediários modificados pelas bactérias acetogênicas (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Na metanogênese, última etapa, os microrganismos metanogênicos transformam o acetato e hidrogênio em biogás.

Todos esses processos dependem de vários fatores como pH, temperatura, entre outros. Tais parâmetros devem ser controlados para que haja um processo ideal de fermentação. Todavia, as bactérias fermentativas presentes no processo de hidrólise e acidificação do substrato dependem de fatores ambientais diferentes das bactérias metanogênicas (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

3.2.1 Fatores ambientais que afetam a digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico que requisita a interação de diferentes grupos de microrganismos, sendo influenciada por diversas condições ambientais, necessitando assim de um controle adequado para garantir uma boa eficiência do processo, sendo os microrganismos metanogênicos os mais vulneráveis à mudança de tais fatores ambientais (CHERNICHARO, 2015). Os principais fatores que afetam o processo de digestão anaeróbia são: pH, alcalinidade, ácidos voláteis, temperatura, nutrientes e compostos tóxicos.

3.2.1.1 pH, alcalinidade e ácidos voláteis

O pH afeta consideravelmente o desenvolvimento dos microrganismos em todas as etapas do processo. O pH ótimo do meio depende do tipo de microrganismo envolvido, assim como do tipo de substrato. Os dois principais fatores que afetam o pH são o ácido carbônico e os ácidos voláteis (CHERNICHARO, 2015; VERSIANI, 2005).

As bactérias metanogênicas têm uma faixa de pH ótimo que varia de 6,6 a 7,4, podendo permanecer estáveis entre pH de 6,0 a 8,0. As acidogênicas têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 5,0 e 6,0. Os valores de pH acima de 8,0 e abaixo de 6,0 devem ser evitados, para que não haja falha no processo, podendo inibir as arqueias metanogênicas, levando a uma diminuição significativa ou até mesmo cessando a produção de metano (CHERNICHARO, 2015; VERSIANI, 2005).

A estabilidade da fermentação é colocada em risco quando os ácidos apresentam concentrações acima da capacidade digestora da população microbiana específica para a sua

degradação. Isso ocorre quando há o desbalanceamento entre a produção de ácidos e de bicarbonatos na primeira etapa da digestão, onde os bicarbonatos não proporcionam alcalinidade suficiente para neutralizar os ácidos, levando a uma queda no pH (PAES, 2003).

A eficiência do sistema também decai se o meio estiver alcalino pois, com pH acima de 8, ocorre a amonificação, levando a uma menor concentração de NH_3 no meio que é tóxico para o processo anaeróbio em concentrações acima de 150 mgL^{-1} (CHERNICHARO, 2015).

A alcalinidade e os ácidos voláteis são importantes para indicar a estabilidade de reatores anaeróbios. A concentração de ácidos é indicada pela acidez volátil, quantificada em mg de ácido acético por L, que mede a capacidade do processo fermentativo anaeróbio de resistir a elevações de pH quando adicionada uma base. Já a alcalinidade total é medida em mg de carbonato de cálcio por L, medindo a capacidade do sistema em resistir ao decaimento do pH quando ácidos são adicionados (AMANI et al., 2010). Assim, é necessária a dosagem da quantidade de substrato a ser adicionada ao reator, tendo como referência a estimativa entre a relação de ácidos voláteis e alcalinidade (AV/AT) presentes na fermentação, devendo ser entre 0,1 a 0,5 para que o sistema permaneça em equilíbrio (SANCHEZ et al., 2005).

Na avaliação do desempenho de reatores UASB para tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolina, Martins (2016) obteve valores de pH médio no esgoto bruto de 7,4 e 7,3 e após o tratamento valores entre 7,1 e 7,4, com temperaturas variando de 25 a 27°C tanto para o afluente quanto para o efluente.

3.2.1.2 Temperatura

A temperatura pode influenciar nas taxas de reações enzimáticas dos processos anaeróbios e também nas taxas de difusão do substrato. Os microrganismos que fazem a digestão anaeróbia não possuem mecanismos para controle de sua temperatura interna, sendo a temperatura do interior da célula controlada pela temperatura externa no ambiente (CHERNICHARO, 2015).

As faixas consideradas associadas ao crescimento microbiano nos processos biológicos são três: faixa psicrófila, faixa mesófila e termófila. Na faixa psicrófila, os microrganismos produzem metano quando a temperatura é de até 20°C. Na faixa mesófila, o intervalo de temperatura para produção de metano pelos microrganismos é de 20°C a 45°C, atingindo uma máxima produção quando a temperatura é mantida em torno de 35°C. Já a faixa termófila, com intervalo de temperatura entre 45°C e 70°C, apresenta maior dificuldade no controle do processo, mas fornece benefícios de tempo de degradação curto, boa separação do lodo, alta

produção de biogás e boa redução dos patógenos (CHANDRA; TAKEUCHI; HASEGAWA, 2012). Mesmo apresentando uma faixa ampla de temperatura, a maioria das bactérias metanogênicas são ativas em duas faixas de temperatura, entre 30 e 35°C, faixa de temperatura mesófila, e entre 50 a 55°C, faixa de temperatura termófila (CHERNICHARO, 2015; CHANDRA; TAKEUCHI; HASEGAWA, 2012). Em seus estudos, Bouallagui et al. (2004) e Silva (2012) relatam que, em média, o crescimento microbiano ótimo se encontra por volta de 35 à 37°C, promovendo a taxa máxima de produção de biogás.

3.2.1.3 Nutrientes

Os nutrientes inorgânicos são necessários para um processo de degradação estável e eficiente, portanto, é importante que estejam disponíveis para os microrganismos em quantidades suficientes. Nitrogênio, fósforo, carbono são os mais importantes nutrientes para o desenvolvimento dos microrganismos, bem como uma série de elementos minerais como enxofre, ferro, potássio, sódio, cálcio e magnésio (PARK, 2012).

A principal fonte de alimentação dos microrganismos e principal componente do biogás é o carbono, derivado principalmente de hidratos de carbono presentes na biomassa, enquanto o nitrogênio é responsável pela síntese das proteínas dos organismos (SGORLON et al., 2011).

Quando a relação entre carbono e nitrogênio é baixa, havendo excesso de nitrogênio, geralmente na forma de NH₃, ocorre uma inibição no crescimento das bactérias metanogênicas. Já em elevada relação de carbono/nitrogênio, havendo pouca disponibilidade de nitrogênio, os microrganismos não metabolizam o carbono presente, acarretando a uma ineficiência do processo (SGORLON et al., 2011).

Em níveis balanceados, a presença de nutrientes influencia positivamente no desenvolvimento dos microrganismos, acarretando um melhor processo de digestão e produção de biogás. Os resíduos alimentares apresentam ótima biodegradabilidade, porém carecem de nutrientes e sais minerais essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos. Assim, diversos autores indicam o uso de dois ou mais substratos para o processo, para compensar as carências nutricionais e suportar o crescimento dos microrganismos, produzindo um biogás de melhor qualidade (ZHANG et al., 2013; RATANATAMSKUL et al., 2015; CHEN et al., 2016).

3.2.1.4 Compostos tóxicos

As arqueias metanogênicas, geralmente são consideradas mais sensíveis à toxicidade, principalmente em relação à amônia e aos sulfetos. Todavia, as bactérias possuem certa

capacidade de adaptação a concentrações inibidoras de muitos compostos, uma vez que o impacto da toxicidade seja minimizado, diminuindo o tempo de residência das toxinas no sistema, podendo adquirir certa resistência aos compostos tóxicos após um período de adaptação (ANGELIDAKI; ELLEGAARD; AHRING, 2003; CHERNICHARO, 2015). Conforme a concentração do composto aumenta, a inibição se acentua, podendo levar a taxa de atividade microbiana a zero (CHERNICHARO, 2015). Dentre os principais agentes tóxicos, têm-se os nitratos, cianetos, fenóis, sódio, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio amoniacal, oxigênio e metais pesados apenas quando solúveis. Contudo, a toxicidade destes componentes varia em função de sua concentração no meio (FORESTI, 1993).

3.3 Reatores UASB empregados no tratamento de efluentes

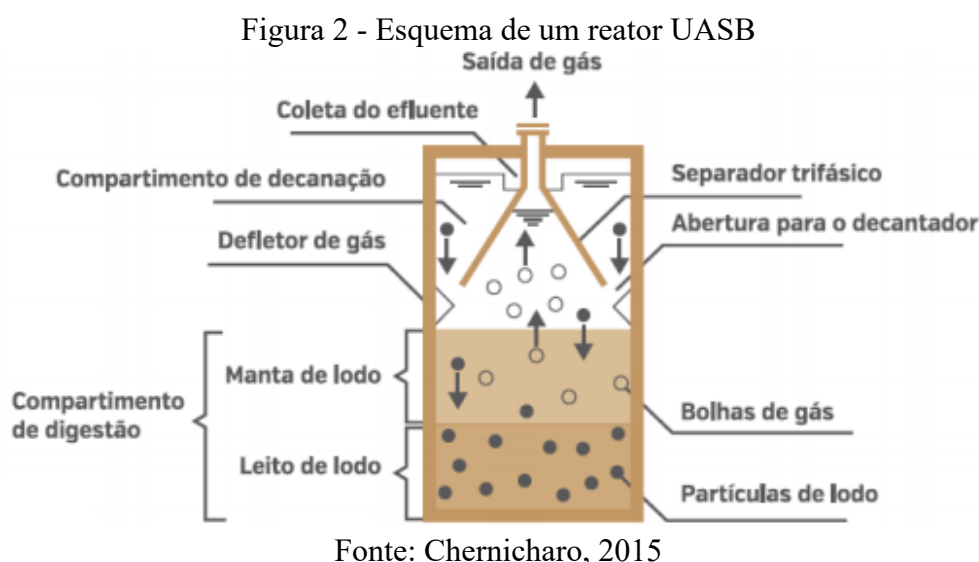
Uma das melhores tecnologias para tratar esgoto na América Latina, levando em conta os custos da planta de tratamento, tem sido os reatores UASB seguido por tratamento biológico aeróbio, que proporciona economias de investimento (CAPEX) de 20 a 50% e também operacionais (OPEX) acima de 50%, em comparação com uma planta de lodo ativado convencional (CHERNICHARO et al., 2015).

Os reatores UASB apresentam elevado tempo de residência celular em seu interior, devido a isso são conhecidos como reatores de alta taxa, necessitando de um menor tempo de detenção hidráulica (TDH) e menor área de implantação. Desse modo, o tempo de detenção hidráulica (TDH) mantido em operação é sempre menor que a idade do lodo. Esse processo é garantido pela presença do separador trifásico, que admite a decantação das partículas em sua face externa e o seu posterior retorno a zona de digestão (CHERNICHARO, 2007; Leitão et al., 2005). Dessa forma, sua capacidade de realizar digestão anaeróbia é muito mais alta do que outros sistemas (ABBASI e ABBASI, 2012).

O processo de tratamento em um reator UASB é basicamente um escoamento ascendente de efluente por dentro do reator através de um leito mais denso na parte inferior do reator com partículas granulares de alta habilidade de sedimentação, chamada leito de lodo, chegando a um lodo mais difundido na parte superior, chamado manta de lodo, com velocidade de sedimentação inferior (CHERNICHARO, 2015).

A estabilização do material orgânico acontece em todo o sistema, tanto no leito de lodo quanto na manta de lodo, sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascendente do esgoto e das bolhas de gás dentro do reator. A parte superior do reator deve conter um dispositivo de separação trifásico (gases, líquidos e sólidos), que garante a segregação das

bolhas de gás e do fluxo de lodo, retendo o lodo mais denso dentro do reator ao invés de carregado para fora do sistema juntamente com as partículas mais leves e o efluente final. O separador trifásico é de extrema importância, garantindo a retenção de grande quantidade de biomassa com elevada atividade e não necessitando de material suporte (CHERNICHARO, 2015).



Para dar início ao sistema de tratamento (start-up), é necessária a inoculação de quantidades significativas de lodo anaeróbio dentro do reator, alimentando-o inicialmente com efluente de baixa taxa. Ao decorrer do tempo, a taxa de alimentação do reator é aumentada gradualmente, podendo levar semanas a meses até seu funcionamento completo.

A etapa de partida em reatores anaeróbios é determinante para o bom funcionamento e operação do mesmo, devido a presença de microrganismos que, quando adaptados favorecerão a remoção da matéria orgânica com uma maior eficiência. Apesar da importância, a partida satisfatória do sistema é ainda uma dificuldade nas estações de tratamento de esgotos, devido ao longo período necessário para o crescimento e adaptação dos microrganismos, mostrado por alguns autores (CHERNICHARO, 2007; KALOGO; J. M. MBOUCHE; VERSTRAERTE, 2001; VISSER; GAO; LETTINGA, 1993).

A quantidade de matéria orgânica a ser aplicada no reator diariamente é de grande importância para o funcionamento do sistema. Esta carga orgânica é representada pela quantidade de sólidos voláteis que são inseridos no reator. Quanto maior a carga orgânica, maior a produção de biogás, respeitando o limite máximo de $6,4 \text{ kg.m}^{-3}\text{d}^{-1}$ evitando o desequilíbrio do processo de digestão, que pode afetar na inibição microbiana (MAO et al., 2015).

As cargas biológicas iniciais recomendadas para a partida do reator de lodo, segundo Chernicharo (2015), variam de 0,05 a 0,15 kgDQO/kgSTV.d, dependendo do efluente a ser tratado e o tempo de detenção hidráulica adotado para esgotos domésticos tratados em uma média de temperatura em torno de 20°C é entre 8 a 10 horas, para vazão média.

Os reatores UASB são conhecidos como um dos processos de sistema de tratamento mais favoráveis atualmente (AIYUK et al., 2006), tendo em vista que ocorre uma economia de custo de investimento na planta de tratamento que contém um reator UASB seguido por tratamento biológico aeróbio comparando com uma planta de sistema convencional (CHERNICHARO et al., 2015).

Os reatores UASB podem chegar a eficiências de remoção de DQO de até 80%, mesmo tendo menor concentrações de DQO, como é o caso de esgotos domésticos, contudo os reatores UASB ainda mostram algumas limitações não solucionadas ainda, como as altas concentrações de sólidos suspensos no afluente, o acúmulo de espuma no separador trifásico, à perda de gases para atmosfera e a geração de maus odores e a perda excessiva de sólidos no efluente, mas apresentam possíveis melhorias em questão de projeto e operação para o tratamento de esgoto doméstico (LOBATO, 2011; CHERNICHARO, 2015).

Em 1981, Lettinga obteve 75% de eficiência na remoção de DQO, em um reator de escala piloto de 6 m³, com lodo inoculado previamente, com temperatura controlada de 20° C e com TDH de 12 horas.

Durante os anos de 1983 e 1987, um reator UASB, com 64 m³, foi operado na cidade de Cali recebendo esgotos sanitários. Sua eficiência para remoção de DQO foi de 71% e de 71% para SST, com um TDH de 5 horas (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Um reator UASB, operado por Barbosa (1988) por 9 meses, com 120L, TDH de 4 horas e temperatura entre 19°C e 28°C, apresentou 57% de eficiência na remoção de DQO nos primeiros meses e 74% nos últimos 5 meses.

Em 1989, foi construído um reator UASB de 120m³ para tratamento de esgoto sanitário na cidade de Kampur, Índia. Foi operado durante 12 meses com tempo de detenção hidráulica de 6 horas, obtendo uma eficiência de remoção de DQO de 74% e de SST de 75% (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994)

3.4 Produção de Metano

Devido à sua energia térmica, o biogás pode ser usado como fonte de energia direta, como combustível individual ou complementando outro combustível, como o GLP ou o gás

natural, em caldeiras, aquecedores, motores geradores de energia elétrica e mecânica, fogões, turbinas a gás, geladeiras, iluminação de ambientes, entre muitos outros processos (CASSINI, 2003; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003).

O gás metano possui um elevado poder calorífico, o que faz com que o biogás tenha características de um gás combustível. Assim, quanto maior a concentração de metano presente no biogás, mais puro ele é, e também maior é o seu poder calorífico (MAGALHÃES, 1986).

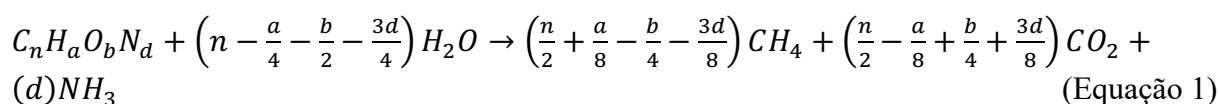
Para a produção de metano é necessária a digestão anaeróbia dentro do reator. Esta pode ser considerada um processo de duas fases. Começando com as bactérias fermentativas transformando os compostos orgânicos complexos em compostos solúveis e posteriormente em ácidos orgânicos de cadeia curta. Na segunda fase os subprodutos da fase anterior são convertidos em metano pelas bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 2015).

Vários álcoois e ácidos gerados na fase de fermentação são transformados em gás metano, que se desprende do meio, ocorrendo assim a reciclagem do carbono orgânico em condições anaeróbias. Praticamente toda energia retirada do sistema é recuperada em forma de metano, exceto as perdas ocorridas pela ineficiência microbiana (CHERNICHARO, 20015).

De acordo com Matsuura et al. (2015), a pressão parcial de metano no biogás, a temperatura e seu grau de supersaturação no meio líquido, também influenciam na quantidade de metano dissolvido no efluente.

A quantidade de metano gerado varia de país para país, de acordo com a tecnologia de tratamento utilizada e práticas de gestão adotadas. As características do efluente e os métodos de estimativa também são fatores que influenciam (LOBATO, 2011).

Chernicharo (2015) apresenta dois meios de estimar a produção de metano em um reator UASB. O primeiro é a partir da composição química do despejo, que além de estimar a quantidade de metano produzido, conseqüentemente estima a quantidade de matéria orgânica degradada. Para essa estimativa utiliza-se a equação estequiométrica de Buswell, mostrada na equação 1.



Segundo Lettinga et al. (1994), com a presença de oxigênio ou de doadores inorgânicos específicos (nitrito, sulfato ou sulfeto), a produção de metano decresce.

Outro processo para estimar a produção de metano é a partir da estimativa da DQO degradada no reator, a partir da equação 2.



Esta é uma metodologia simplificada, rápida e direta do grau de conversão do despejo e da eficiência do sistema de tratamento.

Assim, realiza-se a conversão da massa de metano produzida (em kgDQOCH⁴/dia) para produção volumétrica (em m³CH⁴/dia), a partir da equação 3.

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{f(T)} \quad (\text{Equação 3})$$

onde:

Q_{CH_4} = produção volumétrica de metano (m³/dia)

DQO_{CH_4} = carga de DQO removida no reator e convertida em metano (gDQO)

$f(T)$ = fator de correção para a temperatura operacional do reator (kgDQO/m³)

Para o cálculo do fator de correção é utilizada a Equação 4.

$$f(T) = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times (273 + T)} \quad (\text{Equação 4})$$

onde:

P = pressão atmosférica (atm)

K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de CH₄ (64 gDQO/mol)

R = constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.K)

T = temperatura operacional do reator

Considerando condições normais de temperatura e pressão ($P = 760$ mmHg e $T = 0^\circ\text{C}$), levaria a um volume de 0,35 L de CH⁴ para cada grama de DQO removida (CHERNICHARO, 2015).

Contudo, a metodologia para a estimativa da produção de gás metano proposta por Chernicaró (2015), indica uma produção de biogás superestimada, distinta da produção de metano de uma estação de tratamento de esgoto, não levando em consideração as parcelas de DQO utilizadas para a redução do sulfato e também para produção do metano que permanece dissolvido no efluente.

A atividade enzimática dos microrganismos produtores de metano é muito influenciada pela temperatura, ocorrendo a formação do gás em uma faixa bem ampla de temperatura, 0° a 97°C. Contudo a formação do gás é maior quando o processo de fermentação ocorre entre as faixas de 30° a 35°C para mesófilas e 50° a 55°C para termófilas. Mesmo que temperaturas mais elevadas sejam mais desejadas, a flora microbiana tem um melhor desenvolvimento quando há uma manutenção para que a temperatura dentro dos reatores se mantenha uniforme, pois variações bruscas de temperatura podem acarretar o desequilíbrio entre as populações microbianas e, conseqüentemente, falha no sistema (CHERNICHARO, 2015)

Outro parâmetro de grande importância para o crescimento ótimo dos microrganismos e processos de conversão, é o pH. O crescimento ótimo para as bactérias metanogênicas e acidogênicas está na faixa de pH de 6,8 a 7,4 e 5,0 a 6,0, respectivamente. Assim, o pH nos reatores deve ser mantido próximo ao neutro para a favorável produção de metano (METCALF & EDDY, 2003).

Silva (2003), em seu experimento, obteve uma produção de 3,7 L/min de biogás no monitoramento de um reator UASB, o que equivale a 5328 L/dia. Também com um experimento similar, Veronez (2001), monitorou um reator UASB e obteve 3,23 L/min de biogás produzido, equivalente a 4651 L/dia.

4 METODOLOGIA

O sistema de tratamento com os reatores UASB foram montados na Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA) e conduzidos no período de agosto de 2018 a março de 2019, contabilizando 225 dias de experimento. As análises foram realizadas no Laboratório de Águas Residuárias e Reuso de Água, localizado no prédio da Engenharia Ambiental da mesma universidade, em Lavras, Minas Gerais.

Figura 3: Ilustração dos reatores UASB utilizados no experimento

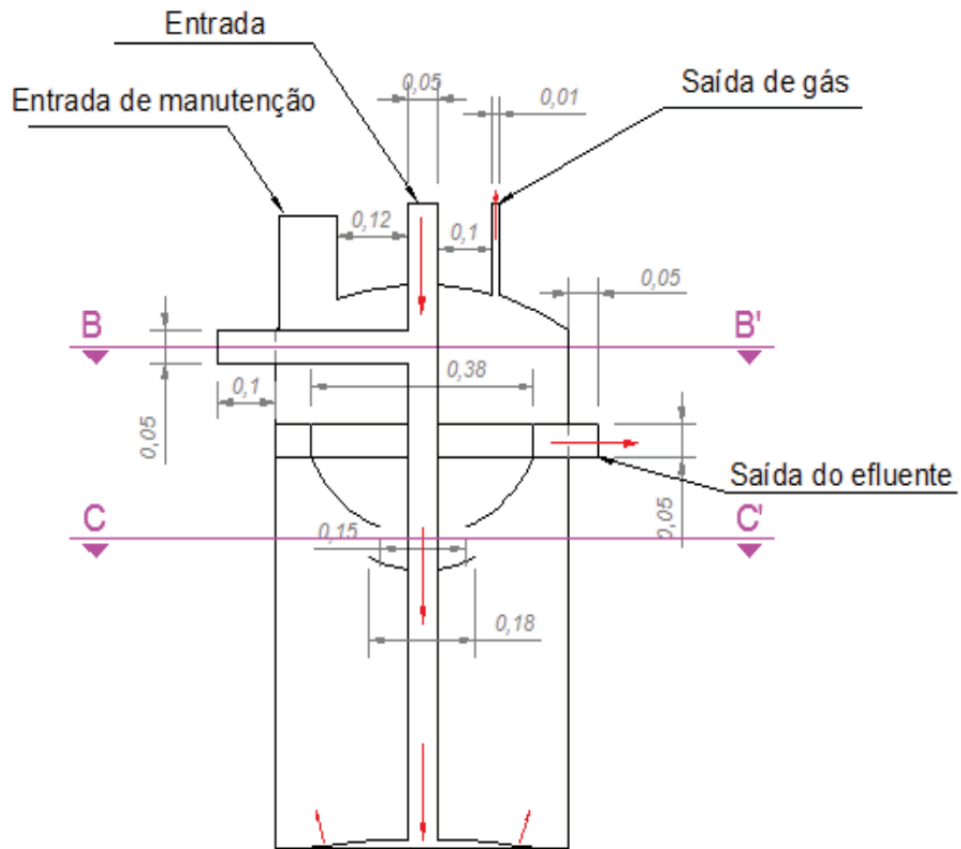


Fonte: Autor

4.1 Partida do Sistema

Os dois reatores UASB utilizados possuíam dimensões exatamente iguais. Foram construídos com fibra de vidro, possuindo formato cilíndrico com diâmetro de base de 0,50 m e altura útil (líquido) de 0,60 m, com um volume útil de 96L (Figura 4). A alimentação do sistema foi realizada por meio de bombas dosadoras, direcionando o efluente da Estação de Tratamento da UFLA para um reservatório de 300 L, garantindo a alimentação dos dois reatores anaeróbios. Tal efluente foi proveniente do sistema sanitário da Universidade passando pelo tratamento preliminar (grades grossa e fina, medidor Parshall e caixa de gordura) da ETE-UFLA, recebendo efluentes do restaurante universitário, laboratórios e hospitais veterinários.

Figura 4: Diagrama esquemático dos reatores UASB 1 e UASB 2



Devido aos dois reatores UASB serem idênticos, foram considerados como repetições, sendo a média dos resultados obtidos pelas análises nos dos reatores considerada como resultado final para discussão.

Considerando que o efluente gerado pela Universidade Federal de Lavras possui variação em sua característica ao longo do ano, os resultados do experimento foram separados em dois períodos, período de aulas (agosto a meio de dezembro de 2018) e período de férias (final de dezembro de 2018 a março de 2019).

Seguindo a metodologia de Chernicharo (2015), foi possível calcular a vazão média diária do reator pela Equação 5, adotando um tempo de detenção hidráulica de 9 horas, que, segundo o mesmo autor o tempo de detenção hidráulica aconselhável varia entre 8 a 10 horas.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{(Equação 5)}$$

onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (h)

V = volume do reator (m^3)

Q = vazão de líquido (m^3/h)

Com isso foi obtida uma vazão média de aproximadamente 256 L/dia. Um mês após o início do tratamento a vazão adotada foi aumentada para 379 L/dia devido a necessidade de suprir o volume a ser aplicado no sistema de tratamento posterior, passando a ter um TDH de 6 horas.

Para o cálculo da quantidade de lodo a ser aplicada nos reatores foi utilizada a Equação 6, (Chernicharo, 2015).

$$COB = \frac{Q \times S_0}{M} \quad (\text{Equação 6})$$

onde:

COB = carga orgânica biológica ($kgDQO/kgSTV.d$)

Q = vazão (m^3/d)

S_0 = concentração de substrato afluente ($kgDQO/m^3$)

M = massa de microrganismos presentes no reator ($kgSTV$)

Seguindo a recomendação de Chernicharo (2015), foi adotada uma COB de 0,15 $kgDQO/kg-1STV.d-1$. Para o cálculo foi considerada uma média de DQO do efluente da Universidade Federal de Lavras de 500 $mgL-1$ de DQO e uma vazão de 256 $Ld-1$.

Assim, a massa de microrganismos obtida foi de 0,84 $kgSTV$. Essa massa foi utilizada para o cálculo final do volume de lodo necessário para a partida do sistema, indicada na Equação 7.

$$STV = \frac{M}{V} \quad (\text{Equação 7})$$

onde:

STV = concentração de STV (kg/m^3)

M = massa de microrganismos presentes no reator ($kgSTV$)

V = volume de lodo (m^3)

A concentração de STV no lodo utilizado como inóculo, proveniente da ETE-UFLA, foi de 64,065 mgL⁻¹. Desse modo, o volume de lodo encontrado para realizar a partida, conforme equação 6, foi de 0,013 m³.

4.2 Carga Orgânica Volumétrica (COV)

Segundo Chernicharo (2015), a carga orgânica volumétrica é definida como a quantidade de matéria orgânica a ser aplicada no reator diariamente por unidade de volume, como visto na Equação 8.

$$COV = \frac{Q \times S}{V} \quad (\text{Equação 8})$$

onde:

COV: carga orgânica volumétrica (kgDQO/m³.d)

Q: vazão (m³/d)

S: concentração do substrato afluente (kgDQO/m³)

V: volume total do reator (m³)

A carga orgânica volumétrica de projeto foi de 1,43 kgDQOm⁻³dia⁻¹ de DQO, inferior a citada na literatura, que situa-se na faixa de 2,5 a 3,5 kgDQOm⁻³dia⁻¹ para efluentes domésticos (PASSIG et al., 2000; FLORENCIO et al., 2001; TORRES; FORESTI, 2001; LEITÃO, 2004, LEITÃO et al., 2005).

4.3 Carga Hidráulica Volumétrica

A carga hidráulica volumétrica é definida pelo volume de esgoto aplicado diariamente no reator (vazão), por unidade de volume do mesmo (CHERNICHARO, 2015), sendo calculado pela equação 9.

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (\text{Equação 9})$$

onde:

CHV: carga hidráulica volumétrica (m³/ m³.dia)

Q: vazão (m³/dia)

V: volume (m³)

4.4 Análises laboratoriais

Durante o monitoramento do sistema, foram realizadas análises, do afluente e efluente, das variáveis DQO, sólidos totais (ST) e totais voláteis (STV), temperatura e pH, duas vezes por semana, e vazão afluente medida diariamente.

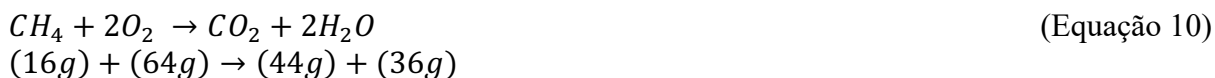
As amostras foram coletadas sempre no período da manhã, entre 7h e 7h30, sendo encaminhadas imediatamente ao laboratório para realizações das análises.

A leitura da vazão na entrada de cada reator era realizada diariamente por medição direta, sendo regulada quando necessário.

As análises físico-químicas foram realizadas conforme o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

4.5 Estimativa da produção de metano

A estimativa da produção de metano foi feita a partir da DQO degradada, segundo Chernicharo (2015), que é avaliada a partir da equação 10.



A partir desta equação, infere-se que um mol de metano necessita de dois moles de oxigênio para completar sua oxidação, transformando-se em gás carbônico e água. Logo, para cada 16g de metano produzido, são consumidos 64g de DQO do despejo. Para a estimativa da produção de CH_4 dentro do reator é utilizada a Equação 3, mostrada anteriormente.

Para o cálculo da carga de DQO convertida em metano foram subtraídas da carga de DQO a parte utilizada para a fase acidogênica e para a fase metanogênica. Seguindo a metodologia de Chernicharo (2015), a carga calculada de DQO foi multiplicada pelos fatores 0,15, na fase acidogênica e 0,03, na fase metanogênica, subtraindo o valor obtido do valor total da carga de DQO calculada, obtendo-se assim o valor de DQO convertido em metano.

Para o cálculo do fator de correção foi considerada uma pressão atmosférica de valor 1 atm.

Esta é uma metodologia rápida e direta para se estimar a produção de metano, utilizando o grau de conversão do despejo e a eficiência do sistema de tratamento.

Para o cálculo do fator de correção da temperatura operacional (considerando a temperatura do efluente como a temperatura do biogás) foi utilizada a média das temperaturas obtidas na saída do reator.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

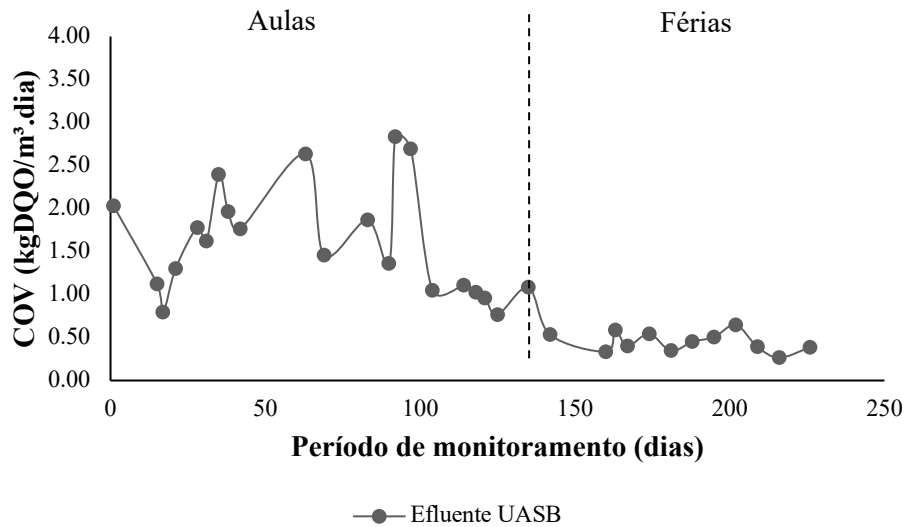
Os parâmetros operacionais do sistema, como tempo de detenção hidráulica (TDH), Vazão, carga orgânica volumétrica (COV) e carga hidráulica volumétrica (CHV), calculados ao longo do experimento, são apresentados na Tabela 1, mostrando que o TDH dos reatores estavam abaixo do que o indicado por Chernicharo (2015), 8 a 10 horas, apresentando uma média de 6,36 horas no período letivo e 6,18 no período de férias.

Tabela 1: Parâmetros operacionais dos reatores UASB 1 e UASB 2.

Variáveis estatísticas	TDH (horas)		Vazão (Ldia ⁻¹)		COV (kgDQOm ⁻³ dia ⁻¹)		CHV (m ³ m ⁻³ dia ⁻¹)	
	Aulas	Férias	Aulas	Férias	Aulas	Férias	Aulas	Férias
Máximo	7,84	7,41	313,25	301,75	2,84	0,65	0,19	0,20
Mínimo	5,24	4,92	195,25	253,5	0,53	0,27	0,12	0,13
Média	6,36	6,18	248,7014	267,75	1,55	0,44	0,15	0,16
Desvio Padrão	0,80	0,83	26,11066	12,952711	0,66	0,11	0,019	0,02

O CHV e a vazão não apresentaram grandes variações nos dois períodos analisados. A variação da COV, observada na Figura 5, no período com ministração de aulas foi maior que no período de férias, apresentando uma média de 1,55 kgDQOm⁻³dia⁻¹, devido ao maior número de estudantes na universidade, contribuindo com a maior geração de esgoto, diminuindo drasticamente no período de férias devido a redução do número de estudantes na universidade, apresentando uma média de 0,44 kgDQOm⁻³dia⁻¹.

Figura 5: Variação da COV nos períodos com aula e férias.



Na literatura foram reportados resultados satisfatórios para reatores no tratamento de esgotos sanitários em regiões com temperaturas superiores a 20°C e eficiências de remoção entre 68% a 82%, apresentando taxas de COV entre 2,2 a 3kgDQO/m³.dia e TDH de 6 a 10h (PASSIG et al., 2000; FLORENCIO et al., 2001; TORRES; FORESTI, 2001; LEITÃO, 2004, LEITÃO et al., 2005).

Comparando com a literatura, os valores médios de COV obtidos nos sistemas, tanto no período letivo quanto no período sem ministração de aulas, foram relativamente baixos, podendo ser um dos fatores que levaram a baixa eficiência dos reatores com consequente redução na produção de metano.

5.1 Temperatura e pH

O pH médio encontrado nos reatores foi igual a 7,2 com variação de 0,2 na entrada do reator (afluente), e 7,2 com variação de 0,1 na saída dos reatores (efluente). As temperaturas nos reatores concentraram-se na faixa mesófila, apresentando valores médios de 21,8°C com variação de 2,4 no afluente e 21,4°C com variação de 2,6 no efluente. Os valores de pH e temperatura verificados nos reatores podem ser observados na Tabela 2.

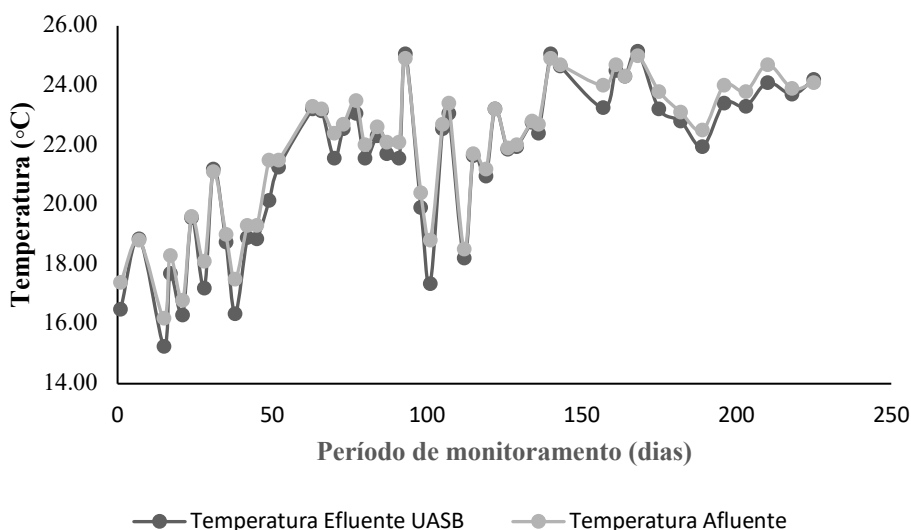
Tabela 2: Valores de pH e temperatura para o UASB 1 e UASB 2.

Variáveis estatísticas	Temperatura Afluente (°C)	Temperatura Efluente (°C)	pH Afluente	pH Efluente
Máximo	25,0	25,2	8,0	7,6
Mínimo	16,2	15,3	6,8	7,0
Média	21,8	21,4	7,2	7,2
Desvio Padrão	2,6	2,6	0,2	0,1

A temperatura é um fator fortemente relevante na digestão anaeróbia, pois influencia na seleção das espécies que não conseguem controlar sua temperatura interna. Três faixas de temperatura podem estar associadas à digestão anaeróbia, uma na faixa psicrófila (0 a 20°C) faixa mesófila (20 a 45°C) e a outra na faixa termófila (45 a 70°C).

Na Figura 6 é mostrado o monitoramento dos dados de temperatura afluente e efluente dos reatores. Observou-se que o afluente teve uma variação de 16,2°C a 25°C e o efluente apresentou uma variação de 15,3°C a 25,2°C.

Figura 6 – Dados de temperatura afluente e efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2

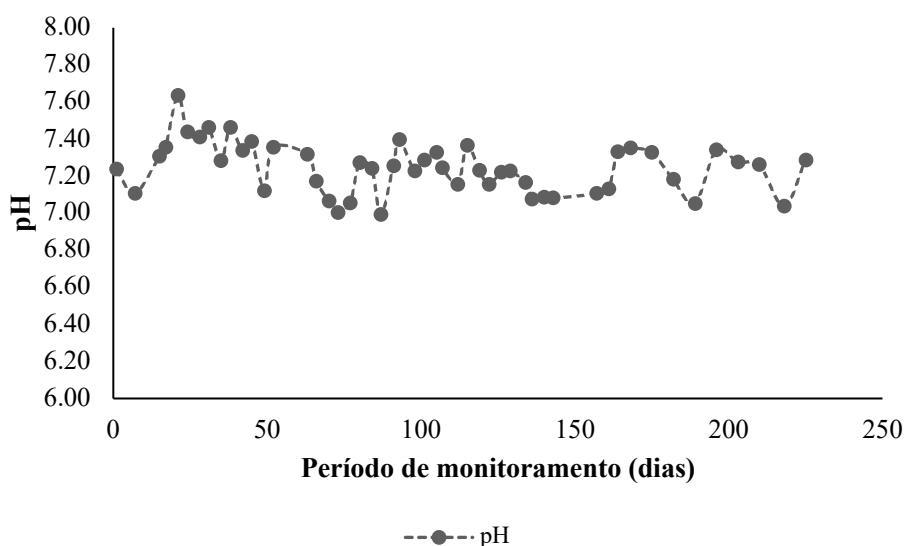


Pode-se dizer que os reatores analisados obtiveram mudanças nos valores de temperatura, variando em aproximadamente 10°C, o que pode ter ocorrido devido a variação climática conforme os meses do ano, com temperaturas mais baixas em agosto aumentando gradativamente conforme o decorrer dos meses. Verificou-se, então, que a temperatura variou da faixa psicrófila (0 a 20°C) à faixa mesófila (20 a 45°C) e, como essa variável é fortemente relevante na digestão anaeróbia, pois influencia na seleção das espécies que não conseguem

controlar sua temperatura interna, as baixas eficiências de remoção de DQO observadas podem estar vinculadas a essa variação de temperatura.

O monitoramento dos dados de pH (afluente e efluente dos UASB 1 e UASB 2) estão ilustrados na Figura 7. Observa-se que houve uma variação de 6,81 a 8,04 no afluente e uma variação de 6,93 a 7,65 no efluente do UASB 1 e uma variação de 7,01 a 7,62 no efluente do UASB 2. Observa-se que não houve uma variação significativa quanto aos valores verificados de pH e que o mesmo manteve-se na faixa neutra proporcionando um bom tamponamento do sistema, o que contribui positivamente para o desenvolvimento de bactérias (CHERNICHARO, 2015).

Figura 7 – Dados de pH afluente e efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2



5.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os valores de DQO e eficiência dos reatores podem ser observados na Tabela 3. Para o afluente, o valor máximo e mínimo de DQO obtido no período com aulas foi de 952,1 e 106,4 mgL^{-1} , respectivamente, com uma média de 438,4 mgL^{-1} com variação de 171,0. Já para o período de férias o afluente obteve uma média de DQO de 162,1 mgL^{-1} com variação de 64,1, obtendo valor máximo de 290,6 mgL^{-1} e valor mínimo de 86,1. Para o efluente, a média de DQO obtida foi de 247,8 mgL^{-1} no período letivo e 89,6 mgL^{-1} no período de férias, com uma eficiência média de 40,3%. O período de férias não apresentou valores muito distintos do período letivo em relação a eficiência de remoção, com uma média de 42,2%

Tabela 3 – Valores de DQO e eficiência de remoção no período com aulas e de férias.

Variáveis estatísticas	Afluente (mgL ⁻¹)		Efluente (mgL ⁻¹)		Eficiência (%)	
	Aulas	Férias	Aulas	Férias	Aulas	Férias
Máximo	952,1	290,6	565,2	201,2	73,4	79,4
Mínimo	106,4	86,1	86,4	35,8	0,0	0,0
Média	438,4	162,1	247,8	89,6	40,3	42,2
Desvio Padrão	171,0	64,1	97,0	49,2	17,3	33,8

A Figura 8 mostra a variação de DQO afluente e efluente dos reatores no período de férias e com aulas. Nota-se que os valores de DQO decaíram no decorrer do período de experimento, isso pode ter ocorrido devido a maior concentração do afluente nos meses letivos da universidade.

Figura 8 – Variação de DQO afluente e efluente dos reatores UASB 1 e UASB 2 nos períodos de aula e férias.

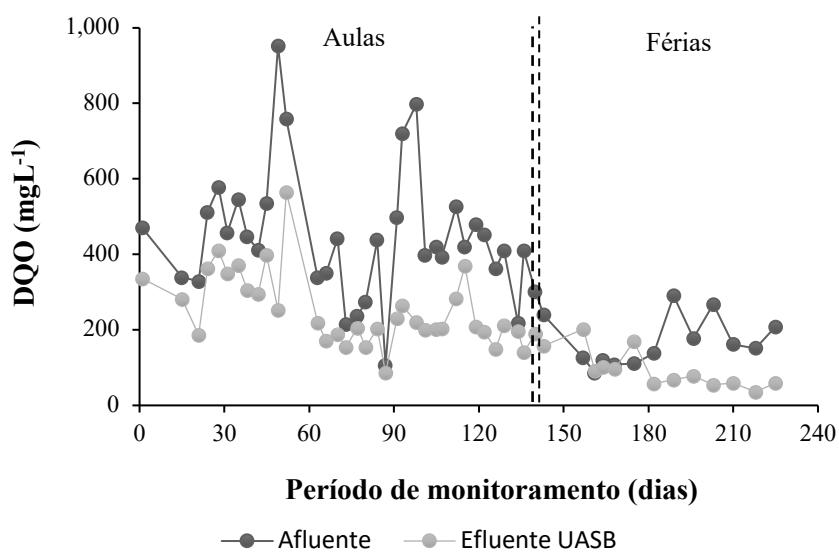
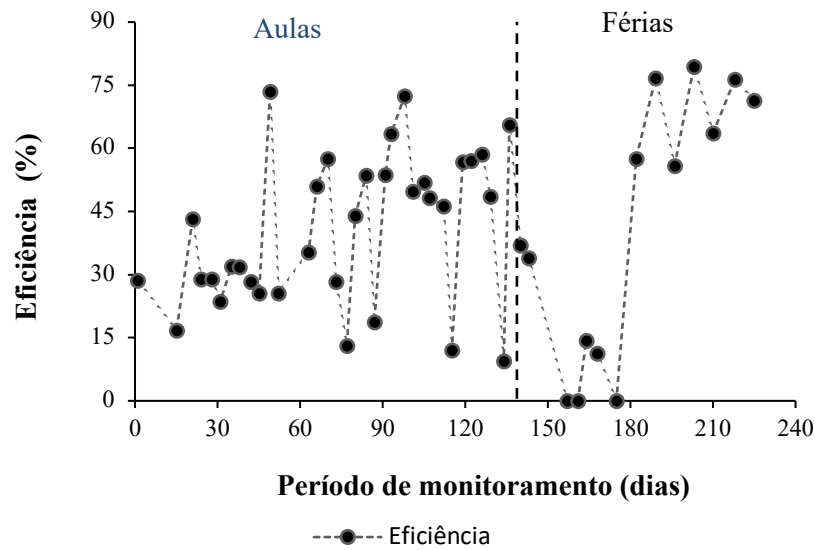


Figura 9 – Variação a eficiência dos reatores UASB 1 e UASB 2.



A Figura 9 apresenta a variação da eficiência de remoção de DQO dos reatores nos períodos letivo e com aulas. Observou-se uma grande variação em relação a sua eficiência, chegando a ter até eficiências negativas. Isso pode ser devido a dificuldades relacionadas ao sistema de bombeamento, devido a entupimento das bombas pelos sólidos presentes na água residuária. Com esse entupimento a vazão caía drasticamente, fazendo com que o reator não fosse alimentado. Assim, a falta de alimento para as bactérias dentro do reator causava sua morte, fazendo com que fossem carregadas junto com o efluente para fora do reator, aumentando assim a quantidade de sólidos no efluente. Outro motivo que pode ter levado a uma baixa eficiência do sistema é a falta de alimento para as bactérias no interior dos reatores devido a baixa COV aplicada no sistema. Isso acarreta a falta de alimento para as bactérias no interior do reator, levando a uma alta taxa de mortalidade dos organismos. O fato do efluente da UFLA apresentar características diferenciadas, também pode ter sido outro fator que influenciou na eficiência de remoção de DQO. O efluente poderia ser constituído de compostos que requerem enzimas adicionais, ou que em certas concentrações podem ser tóxicas à biomassa, estimulando assim o decaimento da eficiência.

Comparando os resultados obtidos no experimento com resultados de desempenho de reatores UASB para tratamento de esgoto doméstico ao redor do mundo, observa-se, pela Tabela 4, que os resultados de eficiência de remoção de DQO do presente trabalho foram inferiores aos encontrados na literatura, não obtendo um desempenho satisfatório.

Tabela 4: Desempenho de reatores UASB para tratamento de esgoto doméstico instalados no mundo e desempenho do experimento do presente trabalho.

Local	Concentração de efluente	Eficiência de remoção	Referências
	DQO (mg/L)	DQO (%)	
Brasil	247,8	40,3	Autora (2019)
Brasil	89,6	42,2	Autora (2019)
Índia	202	63	Pandey e Dubey (2014)
Índia	139 -567	29 -75	Khan et al. (2014)
Brasil	283	58	Silva et al. (2013)
Brasil	114	79	Rosa et al. (2012)
Brasil	251	65	Oliveira e Von Sperling (2011)
Índia	515	41	Mungray e Patel (2011)
Índia	145 – 250	45	Walia et al. (2011)
Brasil	170	58	Franco (2010)
Brasil	247	62	Van Lier et al. (2010)
Brasil	190	60	Chernicharo et al. (2009)
Colômbia	144	58	Peña et al. (2006)
México	-	70 - 80	Monroy et al. (2000)

Fonte: Adaptado de Chernicharo et al. (2015); Autora

5.3 Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis

Como pode ser observado na Fabela 10 e 11, a concentração de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) nos reatores não teve grande remoção ao passar pelo sistema, ocorrendo apenas alguns momentos em que a remoção se acentuava mais, como pode ser observado próximo aos dias 50 e 100 do início do experimento. Essa ineficiência na remoção de sólidos totais pode ter acarretado à baixa eficiência de remoção de DQO pela saída não intencional de sólidos do sistema (wash out).

Figura 10: Variação de sólidos totais nos reatores nos períodos de aulas e férias.

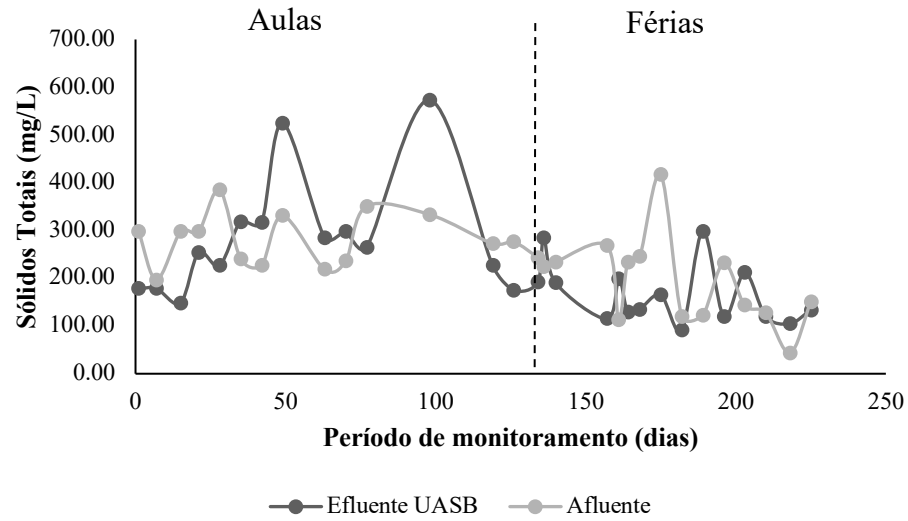
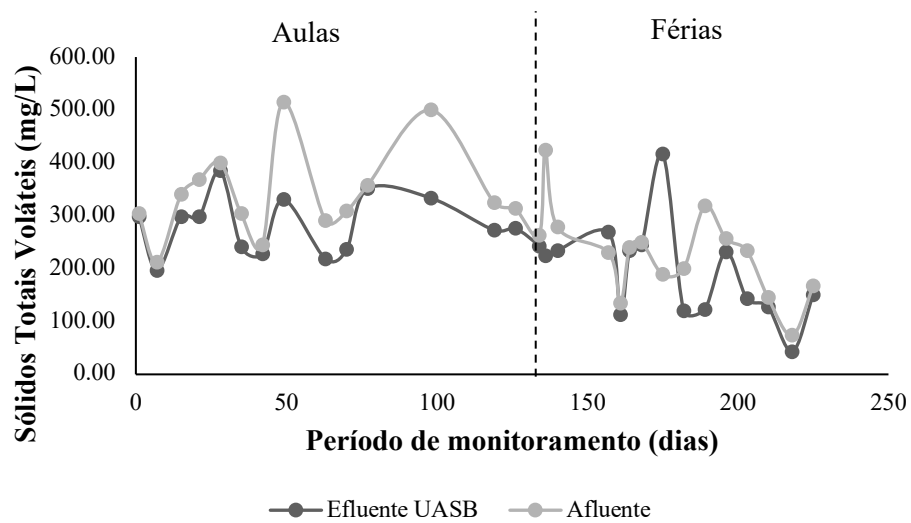


Figura 11: Variação de sólidos totais nos reatores nos períodos de aulas e férias.



5.4 Produção de metano

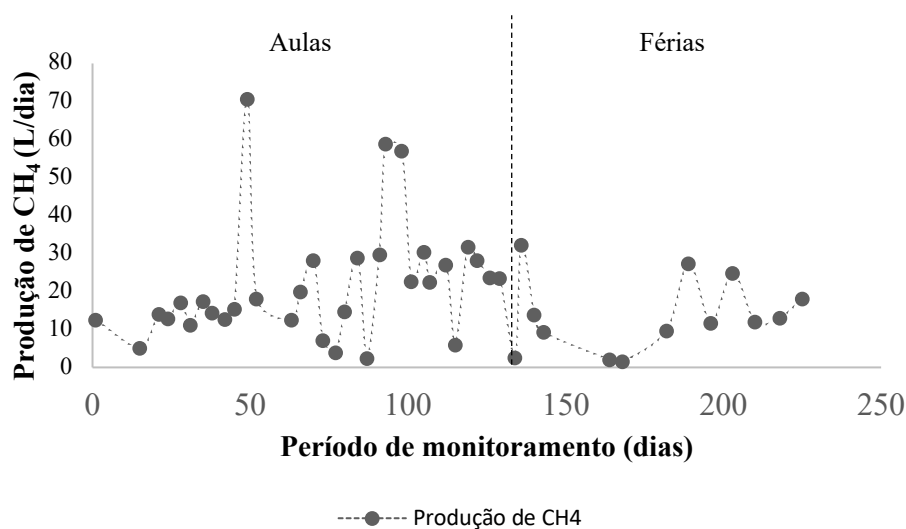
Com relação à produção de metano nos reatores, como pode ser observado na Tabela 5, a carga média de DQO convertida em metano foi de $0,05 \text{ kg DQOdia}^{-1}$ no período com aulas e $0,03 \text{ kg DQOdia}^{-1}$ no período de férias, produzindo em média $0,02 \text{ m}^3$ de metano por dia no período letivo e $0,01 \text{ m}^3$ de metano por dia no período sem ministração de aulas, não considerando os outros gases gerados.

Tabela 5: Valores de DQO convertida em CH₄ e produção de CH₄ para os períodos de aulas e férias.

Variáveis estatísticas	Carga de DQO removida (Kg DQOdia ⁻¹)		Carga de DQO convertida em CH ₄ (Kg de DQO CH ₄ dia ⁻¹)		Produção de CH ₄ (m ³ dia ⁻¹)	
	Aulas	Férias	Aulas	Férias	Aulas	Férias
Máximo	0,22	0,08	0,18	0,07	0,07	0,03
Mínimo	0,007	0,004	0,006	0,003	0,002	0,001
Média	0,06	0,04	0,05	0,03	0,02	0,01
Desvio padrão	0,05	0,03	0,04	0,02	0,02	0,008

Observando a Figura 12, observa-se que houve uma queda na produção de metano do período de aulas para o período de férias, podendo ter sido ocasionado pelo decaimento da COV aplicada neste mesmo período, acarretando a falta de alimento para as bactérias no interior dos reatores.

Figura 12: Ilustração da produção de metano nos períodos de férias e de aulas.



De acordo com Silva (2003) e Veronez (2001) que obtiveram produção de biogás equivalente a 5,3 m³dia⁻¹ e 4,6 m³dia⁻¹, respectivamente, os valores de metano produzido foram muito inferiores do que o esperado, tanto no período letivo quanto no período sem aulas.

Em um estudo similar, Borges (2016) calculou a estimativa de metano produzido em reatores UASB na ETE Paranoá, com vazão média de $1821,5 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$, DQO afluente de $1240,37 \text{ mgL}^{-1}$, DQO efluente de $421,71 \text{ mgL}^{-1}$ e eficiência média de remoção de DQO de 65%, obtendo uma produção de biogás de $333 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$. Assim, pode-se constatar que, mesmo o experimento sendo em escala real, proporcionalmente os valores da produção de metano foram muito maiores do que os obtidos neste presente trabalho.

Para comparação dos resultados foi utilizado o software Probio 1.0, obtendo uma estimativa da produção de metano tendo como base para cálculo a população da Universidade Federal de Lavras, contando com estudantes, professores e técnicos, sendo de 14.296. A avaliação de estimativa foi feita considerando o pior cenário, obtendo-se o valor estimado de produção de CH_4 de $97 \text{ Nm}^3/\text{dia}$. O resultado obtido no experimento foi inferior ao obtido pelo software, tanto no período letivo, contando com a população total da universidade, quanto no período de férias.

6 CONCLUSÃO

Os valores médios de metano obtidos pela estimativa de DQO removida, para o período de aulas e de férias foram de $0,02 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ e $0,01 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$, respectivamente, sendo que nenhum dos dois reatores apresentaram produção satisfatória do gás.

Os períodos com e sem ministração de aulas na universidade interferiram na concentração do afluente recebido pelos reatores UASB, ocasionando uma queda brusca na COV aplicada no sistema no período das férias, no entanto nos dois períodos a produção de gás não foi satisfatória.

A baixa produção de gás nos reatores pode ter ocorrido devido a baixa COV aplicada aos reatores, que resultou em uma baixa disponibilidade de alimento no meio levando a uma baixa atividade microbiana. Assim, uma maior carga orgânica poderia ser mais satisfatória para o desempenho dos reatores, aumentando sua eficiência e conseqüentemente a produção de biogás.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Formation and impact of granules in fostering clean energy production and wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, n. 3, p. 1696–1708, 2012.

ABNT: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1986a). NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology*, v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009.

AGRAWAL, L. K.; HARADA, H.; OKUI, H. Treatment of dilute wastewater in a UASB reactor at a moderate temperature: Performance aspects. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, v. 83, n. 2, p. 179–184, 1997.

AIYUK, Sunny et al. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review. *Bioresource Technology*, [s.l.], v. 97, n. 17, p.2225-2241, nov. 2006.

AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review. *Environmental Reviews*, n. 18, p. 255-278, 2010.

APHA/AWWA/WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th. Washington, D.C., 2005.

AQUINO, S. F. et al. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 192–201, 2007.

BORGES, H. S. Avaliação da produção de biogás gerado no reator uasb da estação de tratamento de esgotos sanitários Paranoá. 2016. 54f. Trabalho de Conclusão de curso (Engenharia Ambiental) – Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

BOUALLAGUI, H.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y.; CHEICKH, R. B.; MAROUANI, L.; HAMDÍ, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*, v. 39, p. 2143-2148, 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento. 4. ed. Brasília, 2015.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2015. Brasília, 2017.

CABRAL, C. B. G. et al. Caracterização do biogás gerado no tratamento de efluentes

domésticos em reatores UASB no Brasil. 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.

CASSINI, S. T. (Coord.). Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do Biogás. Rio de Janeiro: ABES/Rima, 2003. 210 p. (Projeto PROSAB).

CHANDRA, R.; TAKEUCHI, H.; HASEGAWA, T. Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context in second generation of biofuel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, n. 3, p. 1462-1476, 2012.

CHEN, G.; LIU, G.; YAN, B.; SHAN, R.; WANG, J.; LI, T.; WU, W. Experimental study of co-digestion of food waste and tall fescue for biogas production. *Renewable Energy*, v. 88, p. 273-279, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/technology*, [s.l.], v. 14, n. 4, p.649-679, 21 set. 2015. Springer Science + Business Media. Disponível em: Acesso em: 25 mar. 2015.

CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2015. v.5, 379p.

COELHO, S. T.; VELÁZQUEZ, S. M. S. G.; SILVA, O. C da.; ABREU, F C de. (2006). Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto utilizando um grupo gerador de 18 kW. *Anais... V CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANEJAMENTO ENERGÉTICO*. Brasília, DF. 12f.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. *Biogas from waste and renewable resources*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2008.

FORESTI, E., et al. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. Cap. 2. In: CAMPOS, J.R. (coordenador). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. PROSAB, Rio de Janeiro, 436 p. (1999).

FORESTI, E. Notas da aula de Processos e Operações em Tratamento de Resíduos SHS-705. São Carlos: Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, 1993.

GUISASOLA, A.; HAAS, D.; KELLER, J.; YUAN, Z. Methane formation in sewer systems. *Water Research*, v. 42, n. 6-7, p. 1421–1430, 2008.

IMHOFF, K. *Manual de tratamentos de águas residuárias*. Tradução de Max Lothar Hess. São Paulo: E. Blucher, 1966. 235 p.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda. *Tratamento de esgotos domésticos*, 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KALOGO, Y.; J. M. MBOUCHE; VERSTRAERTE, W. Physical and biological performance of self-inoculated treating raw domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering*, v. 127, n. February, p. 179–183, 2001.

KIDA, K.; TANEMURA, K.; SONODA, Y. Evaluation of the anaerobic treatment of sewage below 20°C by novel processes. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, v. 76, n. 6, p. 510–514, 1993.

LEITÃO, R. C.; LOPES, A. C.; van HAADEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. Sedimentabilidade do lodo de reatores UASB. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, Campo Grande, Anais, 7 p. 2005.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 67, n. 1, p. 3–28, 1995.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends in Biotechnology*, v. 19, n. 9, p. 363–370, 2001.

LOBATO, Livia C. S. Aproveitamento Energético de Biogás Gerado em Reatores UASB Tratando Esgoto Doméstico. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais UFMG, Minas Gerais, 2011.

MARTINS, A. P. O. de. et al. Avaliação do desempenho de reatores UASB no tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolina-PE. In: CONGRESSO BAIANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 4., 2016, Cruz das Almas. **Anais...** Cruz das Almas: 4 ed, 2016. p. 1-6.

MATSSURA, N.; HATAMOTO, M.; SUMINO, H.; SYUTSUBO, K.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A. Recovery and biological oxidation of dissolved methane in effluent from UASB treatment of municipal sewage using a two-stage closed downflow hanging sponge system. *Journal of Environmental Management*, v. 151, p. 200–209, 2015.

METCALF; EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 4. ed. rev. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J. E. Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: Odor control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 5, n. 1, p. 93–114, 2006.

OLIVA, L.C.H.V.; FORESTI, E.; VALLEJOS, M.E.H.; RABELLO, M.R.P. Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas Resumo Introdução. 1997, Foz do Iguaçu: [s.n.], 1997. p. 116–129.

PAES, R. F. C. Caracterização do chorume produzido no aterro da Muribeca - PE. 2003. 150 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

PARK, S.; LI, Y. Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste. *Bioresource technology*, v. 111, p. 42-48, 2012.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Evaluation of physical-chemical performance of an UASB reactor in removing pollutants of pig wastewater. *Revista Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 5, n. 1, 79-88, 2010a.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F.; GOMIDE, C. S. S. Remoção de sólidos de efluentes de suinocultura por meio de processos físicos e biológicos. In: FURLANI, C. E. A.; SILVA, R. P.; ROSALEN, D. L.; SILVA, J. G. F.; REIS, E. F.; VENTURIN, J. B. (Ed.). Congresso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola. Vitória: Incaper, 2010c. p. 1-10.

ProBio 1.0: Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB. Disponível em: site.sanepar.com.br/probio/probio.zip.

RATANATAMSKUL, C.; WATTANAYOMMANAPORN, O.; YAMAMOTO, K. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digester of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 102, p. 143-148, 2015.

SÁNCHEZ, E.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MARTÍN, A.; COLMENAREJO, M.F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary up flow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 3, p. 335-344, 2005.

SILVA, A. L. B. Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

SILVA, G. A. Estimativa da geração de biogás no aterro sanitário metropolitano de João Pessoa através do teste BMP. 2012. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, 2012.

SILVA, N. A. Construção e operação de biodigestor modelo chinês. Brasília, DF: Emater/MA/MME, 1981. 66 p.

SGORLON, J. G.; RIZK, M. C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G. Avaliação da DQO e da relação C/N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortícolas. *Acta Scientiarum Technology*, v. 33, n. 4, p. 421-421, 2011.

SOUZA, C. L. *Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio*. 2010. 147 p f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.

STAFFORD, D. A.; HAWKES, D. L.; HORTON, R. Methane production from waste organic matter. Boca Raton: CRC, 1980. 285 p.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos - Um manual para regiões de climas quentes*. Campina Grande, Brasil.: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

VERONEZ, F. A. Desempenho de um reator UASB tratando esgoto sanitário e realizando concomitantemente o adensamento e a digestão do lodo de descarte de biofiltros aerados

submersos. 2001.151f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – UFES, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

VERSIANI, Betina M. Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do Campus da UFRJ. 2005. 7

VISSER, A.; GAO, Y.; LETTINGA, G. Effects of pH on methanogenesis and sulphate reduction in thermophilic (55°C) UASB reactors. *Bioresource Technology*, v. 44, n. 2, p. 113–121, 1993.

VON SPERLING, Marcos. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, v.01. Minas Gerais: ABES, 1995.

ZHANG, L.; HENDRICKX, T.L.G; KAMPMAN, C.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.. Co-digestion to support low temperature anaerobic pretreatment of municipal sewage in a UASB-digester. *Bioresource Technology*, v. 148, p. 560–566, 2013.