

Partida de reator UASB em escala real no tratamento de esgoto doméstico em região de clima quente

Real scale UASB reactor start-up phase on domestic wastewater treatment in tropical climate region



• **Data de entrada:**
17/03/2019




• **Data de aprovação:**
16/04/2019

Yanka Wandréia Nogueira Moreira^{1*} | Mira Raya Paula de Lima¹ | José Lima de Oliveira Júnior¹ | Priscilla Barbosa de Araújo Silva¹ | Ana Beatriz Batista de Almeida¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.071>

ORCID ID

Moreira YWN  <https://orcid.org/0000-0003-0315-0461>
Lima MRP  <https://orcid.org/0000-0002-1736-7488>

Oliveira Júnior JL  <https://orcid.org/0000-0001-7438-8915>
Silva PBA  <https://orcid.org/0000-0003-3983-4398>
Almeida ABB  <https://orcid.org/0000-0002-3193-3001>

Resumo

A presente pesquisa avaliou a partida de um Reator UASB no tratamento de efluente doméstico por meio de parâmetros físico-químicos e operacionais. A partida empregou inoculação de 10 m³ de lodo anaeróbio como sementeira. Durante 12 semanas de avaliação observou-se estabilidade em relação aos parâmetros: pH, Temperatura, Alcalinidade Total (AT) e Ácidos Graxos Voláteis (AGV). Todavia, houve baixas eficiências de remoção para Sólidos Suspensos Totais (SST), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), de 36,8%, 56,13% e 42,04%, respectivamente, justificadas pelas variações de vazão afluente à ETE, e pelas características do lodo ocasionando perda de sólidos com o efluente. Assim, apesar da inoculação, a partida não foi concluída, constatada, contudo expressiva menor variabilidade nas eficiências para DQO e DBO nas últimas semanas, apontando tendência do reator ao alcance do estado estacionário.

Palavras-chave: Esgoto Sanitário. Tratamento Anaeróbio. Inoculação de Biomassa. Parâmetros Hidráulicos.

Abstract

The research evaluated an UASB reactor start-up for domestic sewage treatment in terms of physical-chemical and operational parameters. The start-up inoculation procedure applied 10 m³ of anaerobic sludge as sowing. During 12 evaluation weeks, it was observed that the following parameters remained stable: pH, Temperature, Total Alkalinity (TA) and Volatile Fatty Acids (VFA). Nevertheless, there were low removal efficiencies for Total Suspended Solids (TSS), Chemical Oxygen Demand (COD) and Biochemical Oxygen Demand (BOD), given the efficiency values of 36.8%, 56.13% and 42.04%, respectively, which may be justified by the affluent flow variations into the wastewater treatment plant, as well as, the characteristics of the sludge jointly responsible for the loss of solids with the effluent. Thus, despite of the biomass inoculation, the reactor start-up was not fully accomplished, however the lower variability in COD and BOD removal efficiency in recent weeks indicate that the reactor is prone to achieve the stationary state.

Keywords: Sanitary Sewage. Anaerobic Treatment. Biomass Inoculation. Hydraulic Parameters.

¹ Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Juazeiro do Norte - Ceará - Brasil.

* **Autora correspondente:** yanka.ifce8@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) são a principal tendência atual no tratamento de esgotos no Brasil, seja como unidades únicas ou seguidas de pós-tratamento. Suas características vantajosas reforçam essa tendência, destacando-se os baixos custos de implantação e operação, a simplicidade operacional, o reduzido volume útil devido à concentração de biomassa (200-600 mg.L⁻¹) e a idade do lodo (> 30 dias), a ausência de meio suporte, face ao crescimento disperso da biomassa, a baixa produção de lodo e nenhum processo de tratamento associado à demanda por energia elétrica (CHERNICHARO et al., 2018; SANTOS et al., 2017).

Esses reatores consistem em um sistema de tratamento de alta taxa, em que a biomassa é retida por um período muito maior que o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), devido à sedimentação proporcionada pela configuração do sistema, em especial causada pela existência de um decantador precedido por separador trifásico favorecedor da separação entre o biogás, a massa microbiana e o efluente líquido. O fluxo de alimentação é ascendente, proporcionando não só um melhor contato entre a biomassa e o substrato mas também uma atividade mais efetiva da biomassa. A estabilização da matéria orgânica ocorre por meio da passagem e mistura do esgoto no leito de lodo promovida pelo fluxo ascensional e pelas bolhas de gás formadas (JORDÃO e PESSÔA, 2005; RAMOS, 2008; NEVES et al., 2015).

Duas fases distintas e importantes caracterizam a operação desses reatores: a partida e o estado estacionário (METCALF & EDDY, 2016). O período de partida é definido por van Haandel e Lettinga (1994) como sendo o tempo necessário para a obtenção de uma qualidade essencialmente constante do efluente e massa de lodo invariável com o tempo, em termos quantitativo e qualitativo. Chernicharo (2016), sugere três modos procedi-

mentais para a partida de um reator anaeróbio de manta de lodo: (1) utilizando inóculo adaptado ao esgoto a ser tratado; (2) Empregando inóculo não adaptado e (3) sem utilização de inóculo.

Rizvi et al. (2015) salientam a complexidade da fase de partida em virtude de uma série de fatores capazes de afetar o crescimento do leito de lodo, entre eles: as características das águas residuárias, a aclimatização do lodo, as variações de pH, a concentração de nutrientes, a presença de compostos tóxicos, a carga orgânica aplicada, a velocidade ascensional, o TDH, a mistura do líquido, e o projeto do reator. Em complemento a essa lista, podem-se destacar os procedimentos de operação e manutenção do sistema como fatores limitantes tanto para a partida como para a manutenção de um estado estacionário com eficiências de remoção adequadas ao potencial da tecnologia de tratamento.

Atentando-se ao período de partida dos reatores de manta de lodo, fase delicada e muitas vezes limitante para a aceitação da Tecnologia, esse estudo teve como objetivo avaliar, durante fase de partida, o comportamento físico-químico e operacional de um reator UASB instalado na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) Filemon, na cidade de Crato, localizada na região sul do estado do Ceará.

2 METODOLOGIA

2.1 Descrição da Estação de Tratamento de Efluentes Filemon

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) Filemon, gerenciada pela Sociedade Anônima de Água e Esgoto do Crato - SAAEC, está localizada no bairro Nossa Senhora de Fátima (nas coordenadas 7°14'59,44"S e 39°22'56,00O) na cidade de Crato, situada na região sul do Estado do Ceará, implantada entre os anos de 2015 e 2017 para atender a um total de 982 unidades

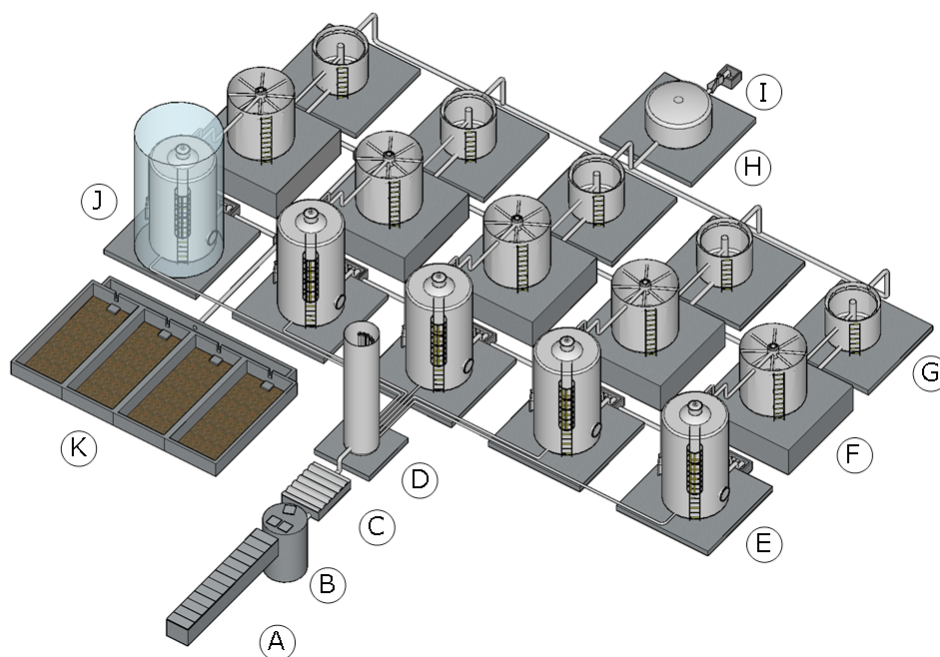
habitacionais, com uma população de projeto de 3.928 habitantes.

O sistema foi concebido empregando-se uma combinação anaeróbio-aeróbia de tratamento, seguida por desinfecção com hipoclorito de sódio e lançamento em corpo hídrico receptor contíguo, rio Saco Lobo. Os esgotos domésticos afluentes à ETE Filemon passam por: tratamento preliminar convencional composto por gradeamento, caixa de areia e estação elevatória com dois conjuntos elevatórios, sendo um para rodízio e reserva, os quais recalcam (com vazão máxima de fim de plano de 35 m³.h-1) o efluente bruto a uma torre de carga, instalada com a função de distribuir igualmente o efluente entre os 5 reatores UASB instalados em paralelo. Após

sair dos reatores UASB, o efluente segue para 5 Filtros Biológicos Percoladores (FBP) associados em série aos reatores UASB e a 5 decantadores secundários igualmente associados em série aos FBP. Em seguida, a Desinfecção do efluente é realizada por meio de Bomba Dosadora de diafragma e Tanque de Contato. A ETE Filemon conta ainda com 2 medidores de vazão do tipo *Parshall*, um localizado junto ao Tratamento Preliminar e outro após o Tanque de Contato, além de 4 Leitos de Secagem para tratamento do lodo de excesso.

Na Fig. 1 são ilustradas as unidades de tratamento da ETE supracitadas, destacando o reator objeto deste estudo.

Figura 1 - Unidades do Sistema de Tratamento da ETE Filemon



Legenda: (A) Tratamento Preliminar; (B) Poço de Sucção da Estação Elevatória; (C) Barrilete Hidráulico; (D) Torre de Carga; (E) Reatores UASB; (F) Filtros Biológicos Percoladores; (G) Decantadores Secundários; (H) Tanque de Contato da Desinfecção; (I) Medidor de Vazão tipo *Parshall*; (J) Reator Operado nesta Pesquisa (K) Leitos de Secagem.

Fonte: Autores, 2020.

O reator UASB operado foi construído em fibra de vidro com diâmetro de 3,00 m, altura útil de 5,00 m e altura total ou cilíndrica de 5,20 m com volume útil de 35,34 m³, dimensionado para atender a uma vazão média de projeto de 4,71 m³.h⁻¹ com um TDH de 7,50 h.

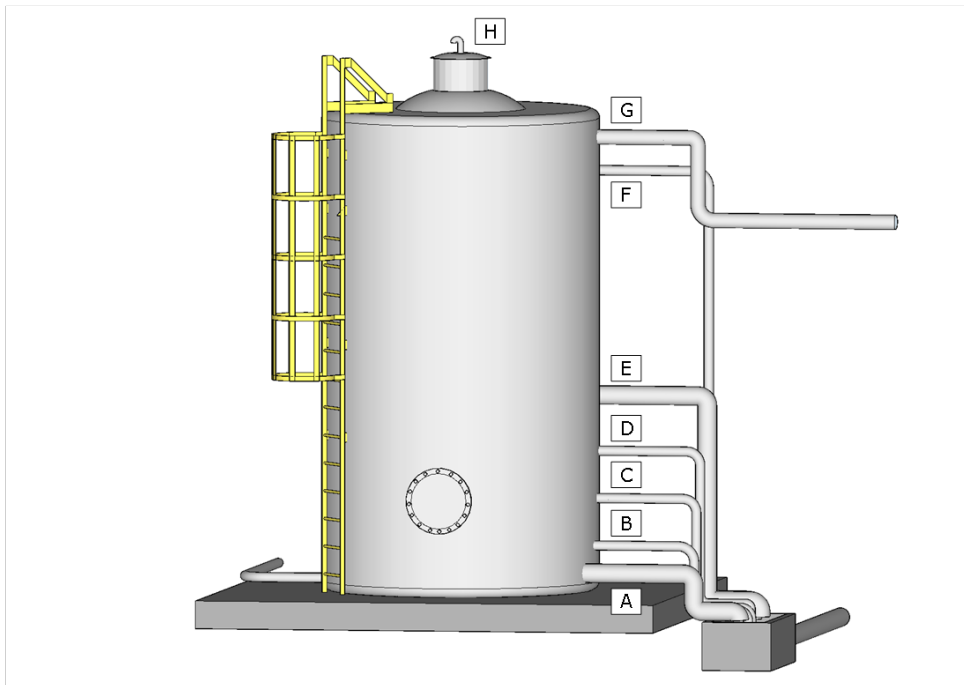
A alimentação do sistema se dá por meio de estrutura de distribuição do tipo “Tulipa”, constituído de 4 vertedores triangulares localizados no topo do reator e conectados a canalizações responsáveis por distribuir o esgoto bruto na parte inferior do mesmo por meio de bocais de distribuição ascendente.

Na saída, o efluente tratado é canalizado até uma caixa de distribuição acoplada ao FBP

conectada aos “braços hidráulicos” alimentadores responsáveis pelo espalhamento do efluente sobre o leito de brita.

O reator possui 3 pontos de descarga: 2 para descarga de lodo nas alturas de 0,25 m e 2,00 m, e 1 para descarga de espuma na altura de 4,70 m. Amostradores de lodo, no total de 3, estão localizados a 0,50 m, 1,00 m e 1,50 m do fundo do reator. O biogás gerado é direcionado para um lavador de gás e em seguida disperso na atmosfera. Na Fig. 2 é apresentada uma vista lateral do reator operado durante a fase de partida, com destaque para os pontos de amostragem e dispositivos de descarte de lodo e espuma.

Figura 2 - Localização dos pontos de amostragem e dispositivos de descarte de lodo e espuma no Reator UASB monitorado

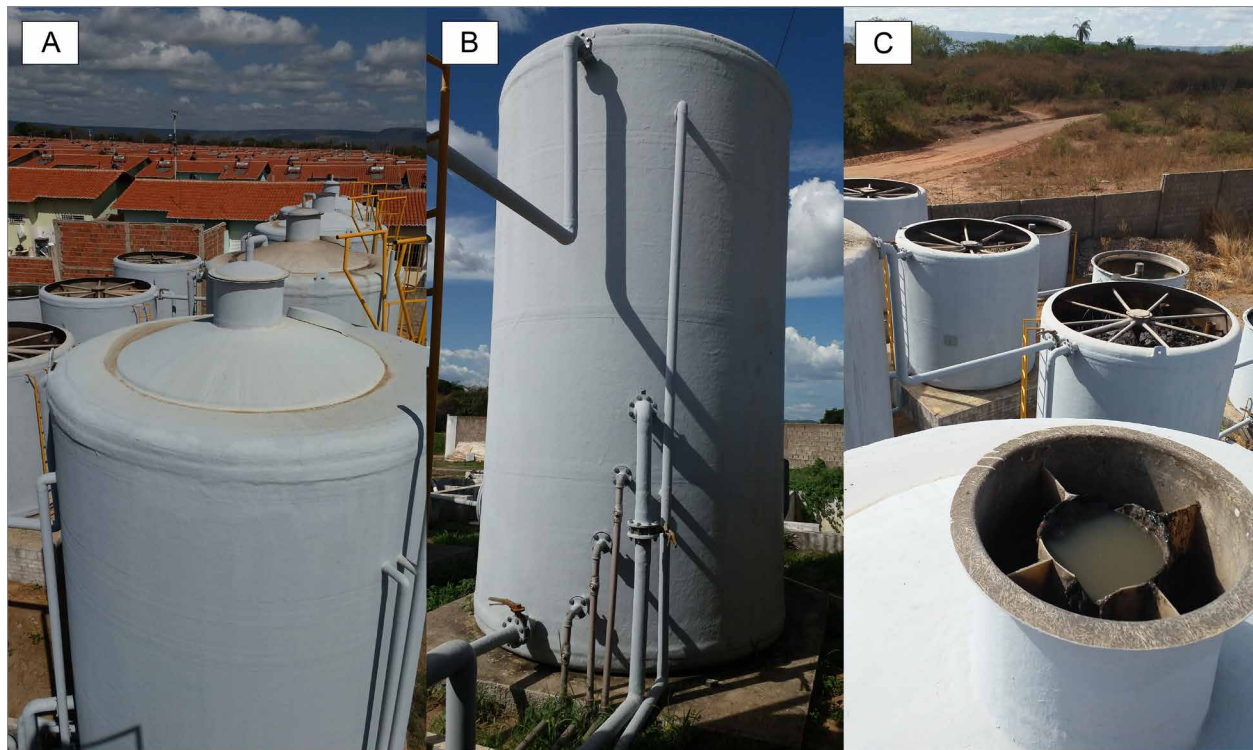


Legenda: (A) Dreno de Lodo Inferior; (B) Amostrador de Lodo Inferior; (C) Amostrador de Lodo Intermediário; (D) Amostrador de Lodo Superior; (E) Dreno de Lodo Superior; (F) Saída de Espuma; (G) Saída de Efluente; (H) Bocal de Inspeção superior do sistema de distribuição.

Fonte: Autores, 2020.

Para uma melhor visualização da área de estudo, na Fig. 3 são apresentadas imagens geradas *in loco* na ETE Filemon, bem como do reator monitorado.

Figura 3 - ETE Filemon Rodrigues e reator UASB monitorado



Legenda: (A) Reatores UASB seguidos dos Filtros Biológicos percoladores; (B) Reator UASB avaliado; (C) Detalhes do sistema de distribuição afluente no topo do reator.

Fonte: Autores 2020.

2.2 Partida do Reator UASB: Adição de Inóculo e Alimentação

A partida do reator foi efetuada com inoculação de biomassa não adaptada, utilizando aproximadamente 10 m^3 de lodo anaeróbio como semente, proveniente de um sistema anaeróbio das proximidades da região da ETE, com as seguintes características: Sólidos Totais (ST) de 20.266 mg.L^{-1} e Sólidos Totais Voláteis (STV) de 12.378 mg.L^{-1} com relação $\text{STV/ST}=0,61$.

A inoculação da biomassa foi realizada com o reator vazio com o intuito de minimizar as perdas de lodo durante sua transferência, e a máxima cautela possível para a transferência do lodo ao fundo do reator. Em seguida, o lodo permaneceu

em repouso por um período de 48 horas tanto para eliminação de traços de oxigênio presente no meio, por eventual turbulência causada por ocasião da transferência do lodo, como para proporcionar uma adaptação gradual do lodo inoculado à temperatura ambiente. Decorrido o período de repouso, o reator foi alimentado com esgoto até a metade de seu volume útil e deixado novamente em repouso, dessa vez por um período de 24 horas, a fim de permitir a adaptação do lodo às características do efluente bruto, prosseguindo-se *a posteriori* com a alimentação contínua do esgoto bruto, estabelecendo-se o primeiro dia de operação o início da primeira semana de operação na data de 31 de outubro de 2018.

2.3 Monitoramento do Reator UASB no período inicial de partida

O reator foi monitorado durante 12 semanas, tendo início no dia 31 de outubro de 2018, quando se estabeleceu o primeiro dia de operação após o procedimento de inoculação de biomassa. O monitoramento foi realizado empregando-se parâmetros operacionais e físico-químicos de forma a obter informações sobre a hidrodinâmica, a estabilidade operacional, a eficiência de tratamento e a acumulação de biomassa no reator. Tais parâmetros são descritos a seguir.

2.3.1 Parâmetros Operacionais

Os parâmetros operacionais avaliados foram: a Vazão, o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), a Velocidade Ascensional, as Cargas Hidráulica Volumétrica (CHV), Orgânica Volumétrica (COV) e Biológica (CB).

As medidas de vazão do sistema foram realizadas diariamente pelo operador da ETE em calha *Parshall* com garganta de 3" localizada junto ao Tratamento Preliminar. Para o cálculo dessas vazões foi empregada a Eq. 1, relacionando a altura da lâmina de água "h" na calha *Parshall*, no ponto de medição, com a vazão afluyente (JORDÃO; PESSOA, 2005).

$$Q = k \times h^n \quad (1)$$

Em que:

Q: Vazão ($m^3.s^{-1}$);

h: Altura da lâmina de água no ponto de medição (m);

k: Coeficiente variável com a largura da garganta da calha *Parshall* (0,176);

n: Expoente variável com a largura da garganta da calha *Parshall* (1,547).

A vazão estimada para o reator operado neste trabalho considerou $\frac{1}{4}$ do total da vazão afluyente à ETE Filemon, medida na Calha *Parshall*, haja

visto o número de reatores em funcionamento durante o período monitorado (4 reatores).

Considerando que o efluente bruto antes da chegada ao reator passou pelo sistema elevatório e pela torre de carga, mediu-se também a vazão afluyente nos vertedores triangulares do sistema de distribuição localizado no topo do reator. O cálculo dessas vazões foi realizado utilizando as equações citadas por Porto (2004) para vertedores triangulares de parede fina, conforme transcritas abaixo:

$$Q = \frac{8}{15} C_d \sqrt{2g} \operatorname{tg} \left(\frac{\alpha}{2} \right) h^{\frac{5}{2}} \quad (2)$$

Em que:

Q: Vazão do vertedor triangular ($m^3.s^{-1}$)

C_d : Coeficiente de vazão;

g: Aceleração da gravidade ($9,80 m.s^{-1}$);

α : Ângulo de abertura do vertedor ($^\circ$);

h: Altura da lâmina líquida (m).

O coeficiente de vazão (C_d) foi calculado pela fórmula de Kindsvater & Cater mencionadas por Porto, (2004):

$$C_d = \left(0,602 + 0,075 \frac{h}{P} \right) \quad (3)$$

Em que:

P: Altura da soleira (m);

h: Altura da lâmina líquida (m).

As determinações do TDH, Velocidade Ascensional, CHV e COV foram efetuadas por meio de relações entre vazão, volume, área e concentração de substrato afluyente, mencionadas por Chenicharo (2016), em que a CHV é a razão entre a vazão e o volume do reator, sendo o TDH o inverso da CHV. Por sua vez, a Velocidade Ascensional é a razão entre a vazão e a área da secção transversal do reator, e a COV a razão entre a

massa de substrato afluente em termos de DQO e o volume do reator.

Já a CB, também calculada conforme Chernicharo (2016), representa a razão entre a massa de substrato afluente em termos de DQO e a massa de microrganismos presentes no reator (KgSTV). A biomassa presente no reator foi calculada em função da concentração de STV em cada zona de amostragem da manta de lodo do reator e seus respectivos volumes.

2.3.2 Parâmetros Físico-Químicos

O monitoramento Físico-Químico do reator UASB foi realizado por análises na fase líquida (frequência semanal) dos parâmetros Temperatura, pH, Alcalinidade Total (AT), Ácidos Graxos Voláteis (AGVs), Sólidos Suspensos Totais (SST), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquí-

mica de Oxigênio (DBO), no afluente e efluente do reator avaliado. Para a fase sólida, o monitoramento foi realizado por meio da análise dos perfis de sólidos - Sólidos Totais (ST) e Sólidos Totais Voláteis (STV) – em três pontos de amostragem ao longo manta de lodo nas alturas de 0,50 m, 1,00 m e 1,50 m do fundo do reator (pontos B, C e D da Fig. 2), também com frequência semanal.

Todos os parâmetros foram analisados segundo o Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias de Silva e Oliveira (2001), com análise de Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis pelo método de Kapp (1984) citado por Ribas et al. (2007) e DBO de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012). Os parâmetros físico-químicos, pontos de amostragem, e respectivos métodos e referências estão descritos no Quadro 1.

Quadro 1 - Parâmetros Físico-químicos, frequência e pontos de amostragem do efluente bruto e tratado e do leito de lodo

Parâmetro	Método	Pontos de Amostragem	Referência Bibliográfica
T	Termômetro digital	Entrada/Saída	Silva e Oliveira (2001)
pH	Potenciométrico	Entrada/Saída	Silva e Oliveira (2001)
AT	Volumétrico com Potenciométrico	Entrada/Saída	Ribas et al. (2007)
AGV	Volumétrico com Potenciométrico	Entrada/Saída	Ribas et al. (2007)
SST	Gravimétrico	Entrada/Saída	Silva e Oliveira (2001)
DQO	Volumétrico	Entrada/Saída	Silva e Oliveira (2001)
DBO5	Respirométrico	Entrada/Saída	APHA et al. (2012)
ST	Gravimétrico	Leito de lodo	Silva e Oliveira (2001)
STV	Gravimétrico	Leito de lodo	Silva e Oliveira (2001)

Legenda: T-Temperatura (°C), pH-Potencial Hidrogeniônico, AT- Alcalinidade Total (mgCaCO₃.L⁻¹), AGV- Ácidos Graxos Voláteis (mgCH₃COOH.L⁻¹), SST-Sólidos Suspensos Totais (mg.L⁻¹) DQO - Demanda Química de Oxigênio (mgO₂.L⁻¹), DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio (mgO₂.L⁻¹), ST- Sólidos Totais (mg.L⁻¹), STV- Sólidos Totais Voláteis (mg.L⁻¹).

Fonte: Autores, 2020.

As análises foram realizadas nos Laboratórios de Análises Químicas e Ambientais - LAQAM e Labo-

ratório de Engenharia Ambiental – LEAS do Instituto Federal do Ceará - *Campus Juazeiro do Norte-CE*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

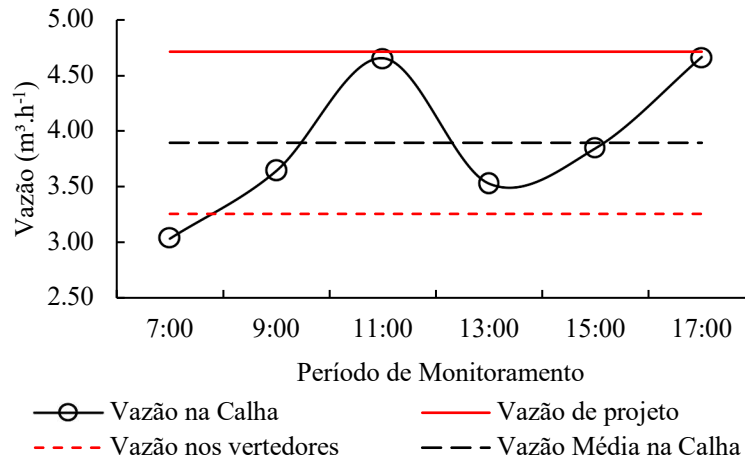
3.1 Comportamento dos Parâmetros Hidráulicos

3.1.1 Vazão e Velocidade ascensional

A variação temporal da vazão resultante das me-

das realizadas no sistema apresentou diferença relativamente baixa em comparação ao valor constante de projeto de $4,71 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, conforme é ilustrado na Fig. 4.

Figura 4 – Hidrograma de vazões horárias afluentes ao reator



Fonte: Autores, 2020.

As vazões médias horárias variaram ao longo do dia entre $3,04 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e $4,66 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ tomando como base as medições na Calha *Parshall* (Eq. 1), com vazão média de $3,89 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, permanecendo sempre abaixo da vazão de projeto.

Pode-se observar na Fig. 4 a ocorrência das vazões máximas entre os horários de 9 e 13 h, e a partir das 15 h, períodos caracterizados por intervalo ou finalização do expediente de trabalho dos moradores do conjunto habitacional a qual a ETE contempla.

Em relação à vazão afluente proveniente da torre de carga, medida nos vertedores triangulares do reator (Eq. 2), observou-se constância no valor de $3,26 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ de forma que ao acontecer os picos de vazões na ETE a bomba na estação elevatória dava partidas a períodos regulares reduzidos. Essa vazão resultou em velocidades ascensio-

nais de $0,50 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ no compartimento de digestão e $1,08 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ no compartimento de decantação, atendendo à recomendação da NBR 12.209 (ABNT, 2011), inferior a $0,7 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ e $2,5 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente.

Ribeiro et al. (2018) destacam a etapa de bombeamento das vazões afluentes à ETE para o reator UASB como um ponto crucial para o adequado desempenho dos reatores anaeróbios. Segundo esses autores, em ETEs cujas elevatórias são dotadas tipicamente de dois conjuntos elevatórios, sendo uma para rodízio e reserva como é o caso da ETE descrita nesse trabalho, os reatores são expostos a condições de sobrecarga hidráulica, devido ao bombeamento constante de uma vazão igual ou superior à vazão máxima para a qual foram projetados, culminando em eventos de queda na eficiência de retenção de sólidos e remoção de matéria orgânica.

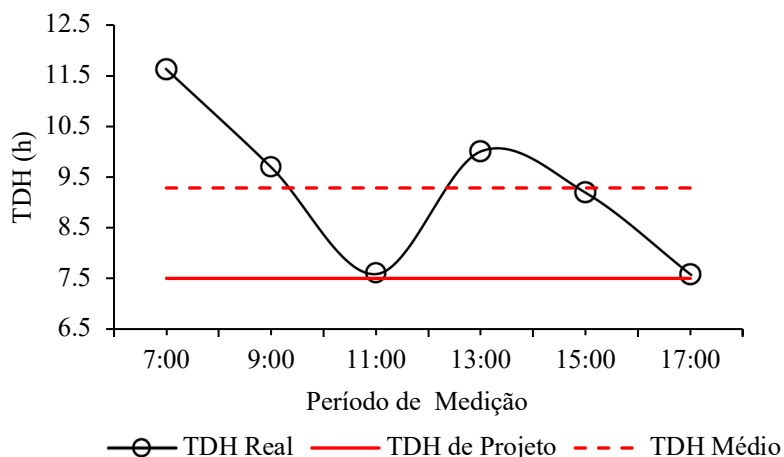
Neste trabalho, as vazões medidas tanto na Calha Parshall como nos vertedores triangulares do reator não ultrapassaram a vazão média de projeto, inferindo-se condições de normalidade quanto à ocorrência de sobrecargas hidráulicas (picos de vazão maior que a vazão máxima projetada para o sistema). Todavia, pode-se supor que a maior frequência de períodos com a bomba acionada, principalmente nos horários de pico de vazões na ETE, aliado às características observadas do lodo tenham contribuído para condições de excessiva expansão da manta de lodo, as quais podem ter interferido substancialmente no processo de sedimentação no

compartimento de decantação com o consequente arraste de sólidos junto com o efluente.

3.1.2 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

O TDH, em todo o período de monitoramento, permaneceu acima do valor para qual o sistema foi projetado (7,5 h) apresentando valor médio de 9,3 h (Fig. 5), dentro da faixa recomendada pela literatura para efluentes domésticos, entre 8 e 10 h (CHERNICHARO, 2016). Na Fig. 5 é apresentada a variação do TDH durante as 12 semanas de operação do sistema, cobrindo um período de medição de 10 h diárias.

Figura 5 - TDH médio durante o período de 12 semanas de monitoramento do reator



Fonte: Autores, 2020.

3.1.3 Carga Hidráulica Volumétrica (CHV)

A Carga Hidráulica Volumétrica (CHV), calculada com base nas vazões medidas na Calha Parshall, apresentou valores mínimos e máximos 2,30 e 3,60 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$, com média de 2,60 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$. A CHV Instantânea, calculada com base na vazão medida nos vertedores triangulares do reator, não divergiu muito da CHV mencionada anteriormente, apresentando valor de 2,21 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Chernicharo (2016) recomenda valores CHV até um máximo de 5 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ no intuito de minimizar o risco de prejuízo ao funcionamento pela ocorrência de perda de biomassa, com o efluente. A CHV observada se manteve abaixo do valor máximo recomendado, no entanto, supõe-se que as características peculiares do lodo formado no reator aliadas à constância do bombeamento nos picos de vazão na ETE tenham ocasionado momentos de agitação hidráulica dificultando a

ocorrência sedimentação na interface de transição entre a entrada do compartimento de sedimentação e a zona imediatamente abaixo do defletor de gás do reator culminando na saída do lodo juntamente com o efluente.

3.2 Estabilidade Operacional do Reator

3.2.1 Temperatura

Como esperado, não foram registradas expressivas oscilações de temperatura no período de monitoramento relativamente curto. As temperaturas do esgoto bruto oscilaram entre 27,9 e 34,5°C enquanto o efluente variou entre 28,1 e 34,1°C. Foresti et al. (2006) indicam a faixa de temperatura de 25°C a 35°C como ótima para a atividade bacteriana no processo de digestão anaeróbia. Neste trabalho, as temperaturas permaneceram dentro dessa faixa indicada, classificando-se, ainda, dentro do nível mesofílico (20 a 50°C), como relatado por Metcalf & Eddy (2016) para o desenvolvimento bacteriano, mantendo-se estável com média afluente de 31,49°C e efluente de 30,91°C sem variações bruscas.

De modo geral, esse comportamento da temperatura deverá contribuir positivamente para a eficiência de remoção do sistema quando estabelecido o estado estacionário, pois segundo Gerardi (2006), citado por Godinho et al. (2017), o processo de digestão anaeróbia começa a perder significativa eficiência em temperaturas inferiores a 20°C e sob influência de variações bruscas de temperatura. Além disso, Zhang et al. (2013) destacam a tendência dos reatores em apresentar melhor desempenho em locais onde a temperatura ambiente é maior, com manutenção apropriada da temperatura do esgoto em

níveis suficientes para o crescimento de microrganismos e o favorecimento da fase hidrolítica dos complexos orgânicos e sólidos suspensos finamente particulados.

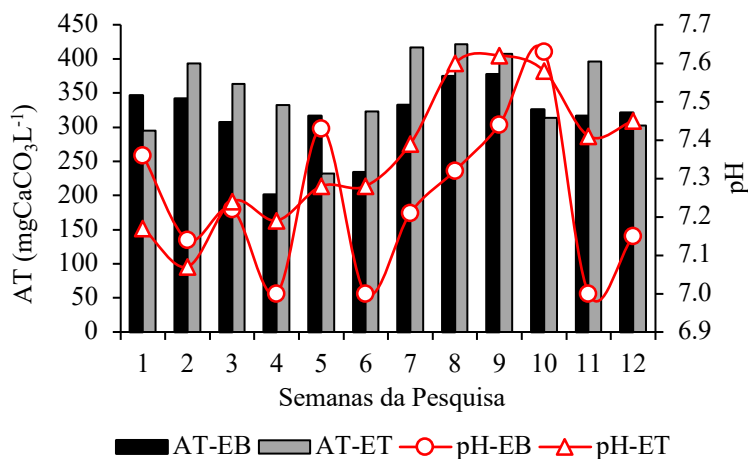
3.2.2 Potencial Hidrogeniônico(pH) e Alcalinidade Total (AT)

Ao longo das semanas de monitoramento, tanto o pH do efluente bruto (EB) como do efluente tratado (ET) se mantiveram próximos da neutralidade sem variações bruscas, revelando adequada capacidade de tamponamento do meio (LIMA, 2013), atribuída à produção de alcalinidade total no sistema.

O pH do afluente ao reator UASB apresentou valores entre 7,00 e 7,63, com valor médio de 7,24. O efluente manteve-se entre 7,07 e 7,62, com valor médio de 7,36, evidenciando, entre os valores médios, uma variação pouco significativa. Esses dados revelaram a capacidade de tamponamento do meio e a correspondente estabilidade do sistema, encontrando-se dentro das faixas relatadas na literatura.

Chernicharo (2016), por exemplo, indicou valores de pH entre 6,0 e 8,0, enquanto van Haandel e Lettinga (1994) relataram valores de pH entre 6,3 e 7,8 considerando-os adequados para o bom desempenho do processo de digestão anaeróbia. Valores semelhantes de pH foram observados por Pontes et al. (2006), avaliando o desempenho de um sistema reator UASB - Filtro Biológico Percolador. Foram encontrados valores de 6,2 a 7,2 para o afluente e 6,3 a 7,4 para o efluente do reator UASB. Na Fig. 6 é mostrada a variação do pH relacionada e o comportamento da alcalinidade total no reator no período monitorado.

Figura 6 - Comportamento do pH relacionado a Alcalinidade Total do sistema (AT)



Fonte: Autores, 2020.

Quanto à Alcalinidade Total, os resultados obtidos revelaram média de 316,17 mgCaCO₃.L⁻¹, com mínimos e máximos de 201,41 mgCaCO₃.L⁻¹ e 377,06 para o efluente bruto, enquanto o efluente tratado apresentou uma média de 349,74 mgCaCO₃.L⁻¹, com valores mínimos e máximos respectivos de 231,86 mgCaCO₃.L⁻¹ e 421,56 mgmgCaCO₃.L⁻¹. Os valores obtidos ficaram próximos daqueles relatados na literatura, como é o caso do trabalho realizado por Pontes et al. (2017), em que observaram-se variações entre 305 mgCaCO₃.L⁻¹ e 419 mgCaCO₃.L⁻¹ para o afluente e de 301 mgCaCO₃.L⁻¹ a 485 mgCaCO₃.L⁻¹ para o efluente de um reator UASB tratando efluente sanitário.

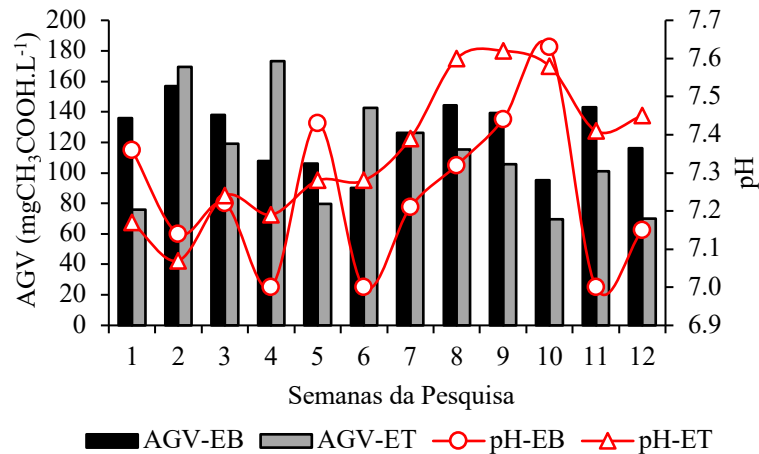
Observou-se, ao longo das semanas de avaliação, uma tendência no aumento da AT no efluente tratado em relação ao efluente bruto, demonstrando mais uma vez da estabilidade da digestão anaeróbia no reator monitorado. Assim, pode-se afirmar que não houve risco de produção excessiva de AGV nos reatores ao ponto de ocorrer a acidificação demasiada ou “azedamento” do sistema (SILVA, 2017).

3.2.3 Ácidos Graxos Voláteis e Relação AGV/AT

Outro parâmetro aliado à alcalinidade como importantes indicadores da estabilidade em reatores anaeróbios são os Ácidos Graxos Voláteis (AGV).

As concentrações de AGV no efluente bruto (EB) oscilaram entre 90,16 e 157,03 mgCH₃COOH.L⁻¹ com média de 124,92 mgCH₃COOH.L⁻¹. O efluente tratado (ET) apresentou valores que variaram entre 69,46 e 173,37 mgCH₃COOH.L⁻¹ com média de 112,33 mgCH₃COOH.L⁻¹.

As concentrações de AGV tanto no afluente como no efluente tratado situaram-se dentro da faixa ótima esperada para a digestão anaeróbia, de 50 a 500 mgCH₃COOH.L⁻¹ (AMANI et al., 2010). Além disso, os valores observados no efluente bruto ficaram próximos aos mencionados por Carvalho et al. (2008), com média de 118 mgCH₃COOH.L⁻¹, embora os valores apresentados para o efluente tratado tenham sido superiores ao encontrado por esse pesquisador, de 49 mgCH₃COOH.L⁻¹. Os valores encontrados para esse parâmetro estão apresentados na Fig. 7.

Figura 7 - Comportamento dos Ácidos Graxos Voláteis correlacionado ao pH

Fonte: Autores, 2020.

Pela análise da Fig. 7, no tocante à relação entre os AGVs e o pH, a esperada relação inversamente proporcional entre os dois parâmetros ocorreu com efeito mais pronunciado na segunda semana, havendo uma queda do pH em decorrência de um aumento dos AGVs; e na décima semana, quando ocorreu o efeito contrário. Esse mesmo caso foi observado por Kalogo, MBouche e Verstraete (2001), avaliando o desempenho de um reator UASB em escala piloto.

Igualmente foi possível constatar nas semanas 2, 4 e 6 um acréscimo na concentração de AGVs no efluente tratado, muito provavelmente em virtude da não assimilação dos ácidos na fase seguinte da digestão, possivelmente face à ocorrência da acidogênese sem a imediata conversão em biogás, com ácidos liberados no efluente. Todavia, essa acidificação pontual do sistema não se mostrou preocupante em função de o pH ter se mantido na faixa da neutralidade, mediante a capacidade de tamponamento do meio. Destaca-se, ainda, a capacidade do sistema em absorver qualquer tendência à acidificação, com ocorrência de consumo dos ácidos nas semanas posteriores. Para Castro (2010), esse fato é um indicativo da capacidade do sistema de se autoequilibrar.

O valor da relação entre os AGVs e a AT (AGV/AT) forneceu indicação clara sobre o estado do equilíbrio dinâmico no conteúdo do reator (SILVA, 2017). Essa relação variou entre 0,3 a 0,5 para o afluente e 0,2 a 0,5 para o efluente do reator UASB, os quais podem ser considerados apropriados a uma fase de partida estável, apesar das ocorrências, tal como proposto por Sánchez et al. (2005), os quais sugeriram valores entre 0,1 e 0,5 como indicativos de um equilíbrio nas reações de produção e de consumo dos ácidos gerados. Leifeld, Rivas e Barana (2009) citam valores acima de 0,8 como índice de colapso do sistema.

3.3 Eficiência de Tratamento do Reator

3.3.1 Sólidos Suspensos Totais (SST)

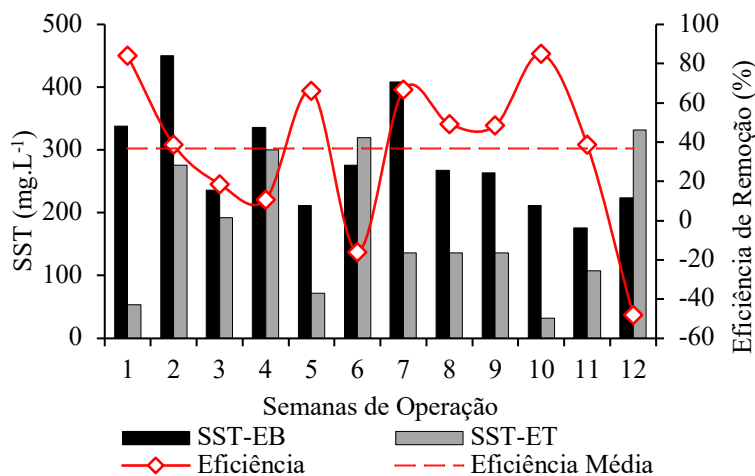
Em relação à análise de desempenho dos reatores quanto à eficiência de remoção de SST, na Fig. 8 são apresentadas as séries temporais de SST do esgoto bruto (EB) e tratado (ET), bem como a eficiência do reator durante o período avaliado em 12 semanas de operação.

As concentrações de SST variaram de 176 a 450 mg.L⁻¹ no afluente, com média de 283,33 mg.L⁻¹, e de 32 mg.L⁻¹ a 332 mg.L⁻¹ no

efluente do reator, com média de 174,5 mg.L⁻¹. Resultados semelhantes foram reportados por Godinho et al. (2017), os quais encontraram con-

centração média de 253 mg.L⁻¹ para o afluente e 131 mg.L⁻¹ para o efluente de um reator UASB tratando efluente sanitário.

Figura 8 - Série Temporal de SST do afluente e efluente ao reator avaliado e suas eficiências de Remoção



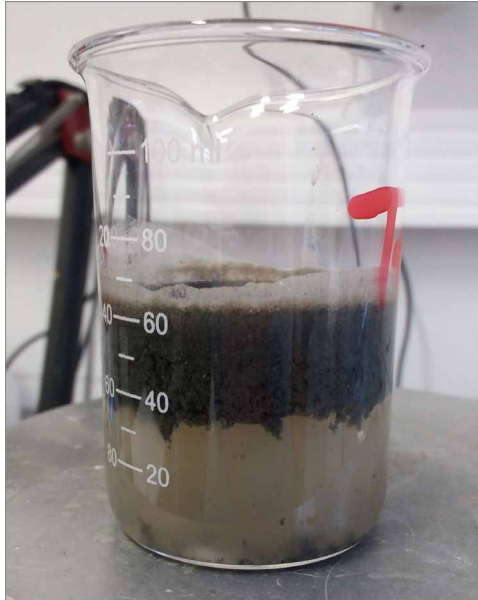
Fonte: Autores, 2020.

É possível notar, na Fig. 8, expressiva oscilação dos dados de eficiência de remoção de sólidos ao longo das 12 semanas de operação, obtendo uma eficiência elevada logo na primeira semana, de 84,02%, após 7 dias da partida, demonstrando uma razoável adaptação inicial do lodo inoculado ao efluente aliada a condições hidrodinâmicas favoráveis neste período. Porém essa alta remoção de SST só se repetiu na décima semana, apresentando no intervalo restante desempenhos mais baixos, inclusive com concentrações efluentes de sólidos superiores às de entrada, na 6^a e na 12^a semana, demonstrando claramente um momento crítico de lavagem de lodo do sistema em termos de SST, resultando numa eficiência média de remoção de apenas 36,8%.

As altas concentrações de sólidos no efluente nessas semanas podem ser explicadas em virtude da ocorrência de chuvas nos dias anteriores, das quais resultaram em significativo aporte de contribuições parasitárias afluentes à ETE, com valores muito provavelmente superiores aos previstos

em projeto. Essas ocorrências propiciaram o funcionamento dos conjuntos elevatórios por períodos mais longos, dificultando a sedimentação das partículas do lodo entre os períodos de recalque.

Considerando as velocidades ascensionais encontradas no reator na faixa apropriada, e supondo que a biomassa formada no reator possuísse características favoráveis ao processo, isto é, a formação de lodo granular de alta sedimentabilidade, intuitivamente pode-se inferir que a hidrodinâmica do reator não teria contribuído, ao menos significativamente e como causa primária, no arraste de partículas de lodo com o efluente. Dessa forma, é plausível a ocorrência de uma inadequada formação de lodo com baixo índice de sedimentabilidade, promovendo a flotação e a consequente facilitação de saída do sistema, especialmente em momentos favorecidos pelo aporte mais significativo de esgotos nos picos de vazão. Na Fig. 9 é ilustrada uma amostra de lodo proveniente do reator operado evidenciando suas características de baixa sedimentabilidade.

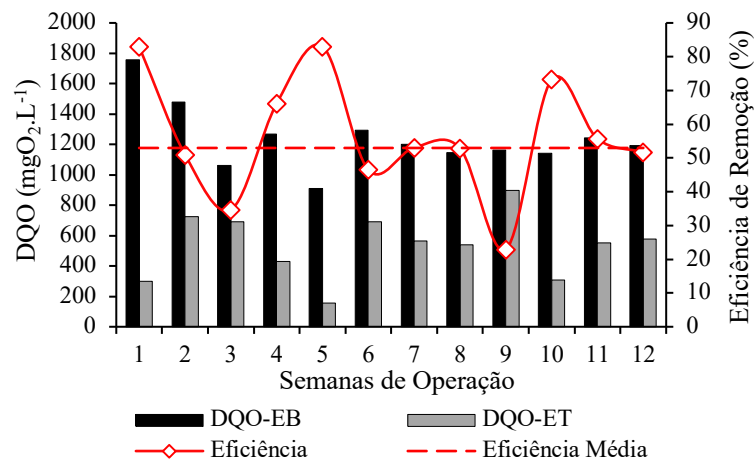
Figura 9 - Amostra de lodo floculento do reator operado

Fonte: Autores, 2020.

Lima (2013) discute a formação de lodo floculento em reatores, observando-se acumulação de sólidos em suspensão, devido a um aumento da altura da manta de lodo, causando um aumento da concentração de sólidos no efluente, especialmente quando não são realizadas as descargas periódicas de lodo de excesso.

3.3.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Fig. 10 estão apresentadas as concentrações de DQO no afluente e efluente ao reator e suas respectivas eficiências no período de monitoramento de 12 semanas.

Figura 10 - Série Temporal de DQO do afluente e efluente ao reator avaliado e suas eficiências de Remoção

Fonte: Autores, 2020.

A concentração média de matéria orgânica em termos de DQO do afluente (EB) e efluente (ET) foi de 1238,19 mgO₂.L⁻¹ e 535,77 mgO₂.L⁻¹ respectivamente, com mínimo e máximo de 909,40 mgO₂.L⁻¹ e 1755,77 mg.L⁻¹ para o afluente e 154,36 mgO₂.L⁻¹ e 898,08 mgO₂.L⁻¹ para o efluente, respectivamente. As concentrações apresentadas para o efluente bruto ficaram aci-

ma do valor típico (600 mgO₂.L⁻¹) para esgoto doméstico citada por von Sperling (2014). Porém os valores apresentados por Aisse et al. (2000) e Castro (2010), de 1059 mgO₂.L⁻¹ e 1168 mgO₂.L⁻¹, respectivamente, em análises eventuais de estudos utilizando esgoto sanitário, corroboram com os resultados. Ainda é possível classificar o efluente bruto como tipicamente doméstico de

concentração “forte” ($1016 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$) em termos de DQO de acordo com Metcalf & Eddy (2016).

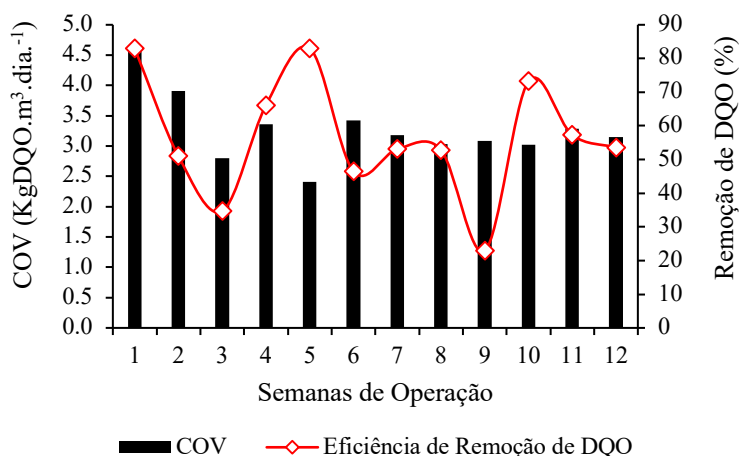
A eficiência de remoção de DQO do sistema variou entre 22,87% e 83,03%, obtendo-se valor médio de 56,13%. Esse valor foi semelhante ao reportado por Zutini, Rodrigues e Arantes (2015), os quais encontraram valores médios de 50,73% na partida de um reator UASB tratando efluente sanitário proveniente de um campus universitário, e por Lima et al. (2016), relatando um valor médio de cerca de 52%, avaliando o desempenho de reatores UASB no tratamento de águas residuárias de origem doméstica.

Deve-se destacar como importante a grande oscilação da eficiência de remoção ocorrida duran-

te o período avaliado, como é possível observar na Fig. 9. As maiores eficiências foram registradas na 1ª, 5ª e 10ª semana com 82,95%, 83,03% e 73,21%, respectivamente. Já a menor eficiência ocorreu na 9ª com 22,87%.

Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005), avaliando a partida de reatores UASB, também encontraram oscilações nos valores de eficiência de remoção de DQO e atribuíram isso à variação da Carga Orgânica Volumétrica (COV). Neste trabalho, a COV variou entre 2,40 a 4,60 $\text{KgDQO.m}^3\text{.dia}^{-1}$, com média de 3,28 $\text{KgDQO.m}^3\text{.dia}^{-1}$, podendo ter interferido na eficiência do sistema. Na Fig. 11 é ilustrada a variação da eficiência de remoção de DQO correlacionado a variação da COV.

Figura 11 - Eficiência de Remoção de DQO em relação a variação da COV



Fonte: Autores, 2020.

É possível notar, pela análise da Fig. 11, que a eficiência de remoção de DQO oscilou em função da variação da COV aplicada nas primeiras semanas de operação, inclusive com variações mais pronunciadas da COV. Zeeuw (1984), citado por Neves et al. (2015), estudando a partida e aclimatização de UASB, descreveu que quanto menor a oscilação da carga aplicada durante a

partida, mais estáveis serão os resultados de eficiência do processo estudado.

Além disso, o arraste de sólidos junto com o efluente do reator, evidenciado na 6ª semana, culminou na perda de lodo do sistema, o que pode ter sobrecarregado a biomassa restante devido ao aumento da Carga Orgânica (KgDQO.dia^{-1}) aplicada por unidade de biomassa do rea-

tor (KgSTV), resultando nas menores eficiências encontradas após a 6ª semana, as quais acredita-se que o fator limitante a partir desse momento foi a CB e não mais a COV que se manteve razoavelmente constante.

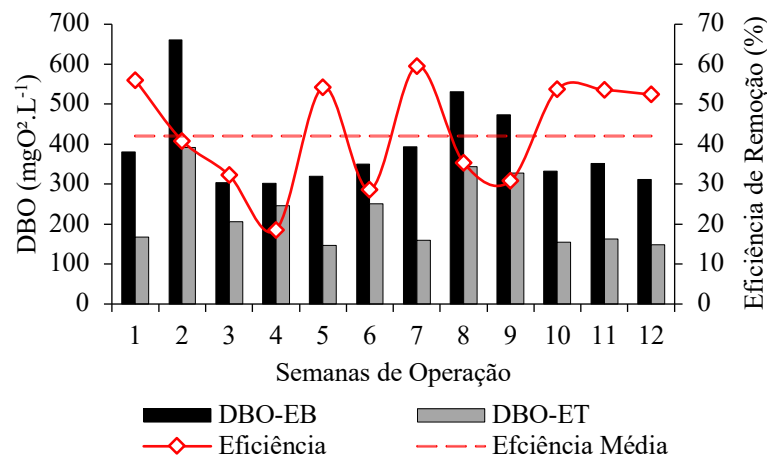
Excluindo a baixa eficiência encontrada na 9ª semana, operacionalmente normal em situações de escala real, da 6ª semana em diante o reator apresentou uma tendência mais constante nas eficiências com oscilações menores. Entre a 10ª a 12ª semana, a eficiência variou entre 51,68% e 73,21%,

com desempenho na faixa dos 50% nas duas últimas, indicando uma qualidade razoavelmente constante do efluente sinalizando uma tendência do reator para o alcance do estado estacionário.

3.3.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Quanto ao desempenho do reator na remoção de matéria orgânica em termos de DBO, a Fig. 12 apresenta as variações nas concentrações no efluente bruto (EB) e tratado (ET) e suas eficiências ao longo das 12 semanas avaliadas.

Figura 12 - Série Temporal de DBO do afluente e efluente ao reator avaliado e suas eficiências de Remoção



Fonte: Autores, 2020.

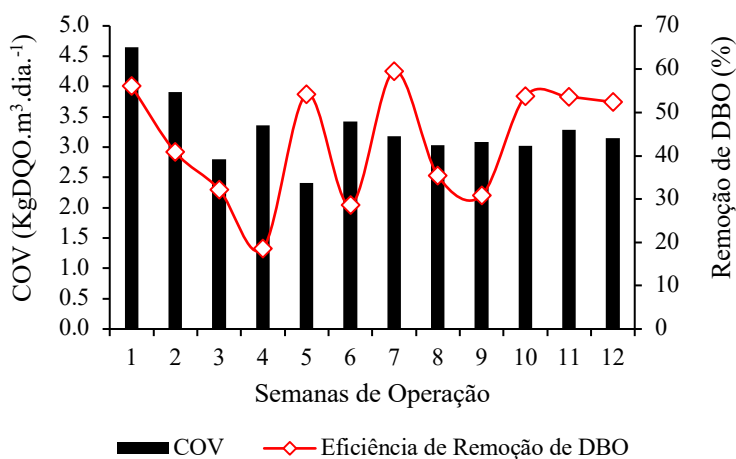
As concentrações médias de DBO no afluente e efluente ao reator UASB foram de 396,18 mg.O₂.L⁻¹ e 230,73 mg.O₂.L⁻¹, com mínimo e máximo de 302 e 661 mg.O₂.L⁻¹, 146 e 391 mg.mg.O₂.L⁻¹, respectivamente, com eficiência média de 42,04%. Esses valores foram próximos aos apresentados por Godinho et al. (2017), de 416 mg.O₂.L⁻¹ para o efluente bruto e 201 mg.O₂.L⁻¹ para o efluente tratado, com eficiência de remoção média de 52%, em reator UASB com volume útil de 21L, tratando esgoto sanitário com TDH de 8 horas.

A eficiência média de remoção de DBO observada neste trabalho foi pouco inferior à encontrada por Álvarez et al. (2006), de 54,1 % para um TDH de 10,2 h, no estudo da partida de reatores UASB com diferentes inóculos. Já Zutini, Rodrigues e Arantes (2015), verificando o desempenho de partida de um reator UASB em escala de bancada para o tratamento de esgoto sanitário de um campus universitário, obtiveram eficiência média de 25,20%, valor inferior ao observado nesse trabalho.

Ao longo das semanas de operação do reator, a eficiência de remoção variou entre 18,4% e 59,54%, em que os maiores valores observados foram registrados na 1ª e 7ª semanas, com 56,05%, e 59,54%, respectivamente. As menores eficiências foram registradas na 4ª semana com 18,54% e na 6ª semana com 28,57%, conforme Fig. 10.

Assim como no desempenho do reator relativamente à remoção de DQO, as baixas eficiências observadas para DBO nas semanas iniciais podem ser explicadas pela oscilação da COV aplicada. Na Fig. 13 é ilustrada a eficiência de remoção de DBO correlacionado a variação da COV aplicada.

Figura 13 - Eficiência de Remoção de DBO em relação a variação da COV



Fonte: Autores, 2020.

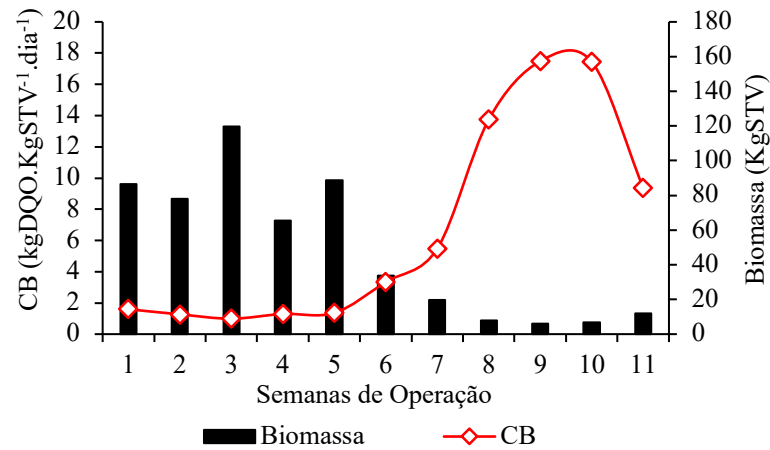
Nota-se (Fig. 13) que nas semanas iniciais de operação a COV aplicada teve uma maior variação e que a eficiência de remoção de DBO oscilou em função deste parâmetro. Após a 6ª semana, quando a variação da COV foi menor, supõe-se que a sobrecarga da biomassa devido ao aumento da Carga Orgânica (KgDQO.dia⁻¹) aplicada por unidade de biomassa do reator (KgSTV) em virtude da perda de lodo pode ter contribuído com as baixas eficiências ocorridas.

Apesar do baixo desempenho observado, o reator apresentou, após a 4ª semana, amplitudes

oscilatórias cada vez menores na eficiência com melhora consistente da qualidade do efluente nas 3 últimas semanas, nas quais foram registradas eficiências da ordem de 50%, corroborando, mais uma vez, a tendência do reator em atingir o estado estacionário.

3.4 Concentração e acumulação de lodo no reator

Na Fig. 14 estão apresentadas as quantidades de biomassa presente no reator UASB ao longo do tempo, em relação aos valores de carga biológica (CB).

Figura 14 - Carga Biológica aplicada ao reator UASB e Biomassa formada ao longo do período de partida

Fonte: Autores, 2020.

Como pode ser observado, os valores de CB aplicados no UASB (Fig. 14) iniciaram com valores baixos, da ordem de 1,60 KgDQO.KgSVT⁻¹.dia⁻¹, devido à quantidade de biomassa existente no 1º dia de avaliação do perfil de lodo, ocorrido aos 14 dias após o início do funcionamento. Ressalta-se a grande quantidade de massa microbiana presente no reator, logo na primeira semana de avaliação, justificada em virtude da inoculação de biomassa realizada no procedimento de partida.

Chernicharo (2016) recomenda que as CB iniciais, durante a partida, sejam da ordem de 0,10 a 0,50 KgDQO.KgSTV⁻¹.dia⁻¹, com aumento gradativo em função da eficiência do sistema, podendo chegar a 2,0 KgDQO.KgSVT⁻¹.dia⁻¹. Em todo o período avaliado, as CB aplicadas excederam esses valores, obtendo para as semanas iniciais entre a 1ª e a 5ª semana, variação pouco expressiva, de 1,27 a 1,60 KgDQO.KgSTV⁻¹.dia⁻¹, enquanto que da 6ª semana em diante houve acréscimos consideráveis, atingindo valores máximos de 17,40 KgDQO.KgSTV⁻¹.dia⁻¹ na 9ª e 10ª semanas.

Como descrito por Chernicharo (2016), o aumento da massa de lodo diminui em função do valor da CB aplicada, ou seja, menores quantidades de biomassa resultam em maiores CB. Isso justifica o comportamento observado no UASB (Fig. 14) a partir da 6ª semana de monitoramento, onde

ocorreram diminuições na massa de lodo e aumento dos valores de CB aplicados.

Considerando-se as baixas eficiências de remoção de sólidos suspensos no reator e o fato de parâmetros como a CHV e velocidade ascensional de fluxo terem permanecido abaixo dos valores considerados críticos, infere-se que o lodo presente no reator adquiriu característica de baixa sedimentabilidade. Essa condição, aliada aos eventos de recalque prolongado, principalmente nos horários de pico de vazões na ETE, contribuiu para uma expansão excessiva da manta de lodo com consequente perda de sólidos voláteis junto com o efluente tratado.

Ressalva-se, ainda, que as altas CB aplicadas corroboram a hipótese da sobrecarga da biomassa no reator, e, portanto, foram limitantes para o bom funcionamento do reator UASB e obtenção de uma partida mais pronunciada com incrementos de eficiência de remoção de DBO e DQO.

Além das oscilações nos valores de CB aplicados, foram observados os valores de concentração de STV e ST de cada amostrador, durante a primeira e última coleta, evidenciando a perda de biomassa do reator e a fração volátil do lodo. A Tabela 1 apresenta o perfil de concentração de biomassa ao longo da altura UASB.

Tabela 1 - Perfil de Sólidos Totais Voláteis (STV) da biomassa no reator UASB no primeiro e último dia de avaliação do sistema

H (cm)	Primeira Amostragem			Última Amostragem		
	mgSTV.L ⁻¹	mgST.L ⁻¹	STV/ST	mgSTV.L ⁻¹	mgST.L ⁻¹	STV/ST
50	9194	12686	0,72	1450	1960	0,74
100	7846	10638	0,74	654	1008	0,65
150	2850	4018	0,71	530	858	0,62

Fonte: Autores, 2020.

Verifica-se com a análise da Tabela 1 que, tanto na primeira como na última amostragem, há um decréscimo de massa de lodo ao longo da coluna líquida no reator, fato coerente com a tendência de as partículas de maior densidade se concentrarem no fundo do reator, possuindo até mesmo maiores velocidades de sedimentação. Observa-se também, com base nas relações STV/ST, que a concentração dos sólidos voláteis supera a de sólidos fixos nas três alturas de amostragem.

Segundo Andreoli, von Sperling e Fernandes (2014), a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais oferece uma indicação segura da fração orgânica dos sólidos do lodo, bem como do nível de digestão do lodo. Em lodos não digeridos, a relação SV/ST situa-se entre 0,75 e 0,80, ao passo que em lodos digeridos esses valores apresentam-se entre 0,60 e 0,65. Observa-se na primeira amostragem valores da relação SVT/ST situados em torno de 0,75, evoluindo na última amostragem a valores próximos a 0,65, corroborando a hipótese de que o lodo sofre um processo de estabilização dentro do reator ao longo do tempo.

Apesar da considerável perda de lodo ocorrida ao longo das semanas, as concentrações apresentadas na última amostragem se assemelham aos valores encontrados por Frutuoso (2017) no monitoramento de um reator UASB que tratava efluente doméstico, porém com a fração de STV superior. A autora mencionada observou concentrações médias de 1999 mgST.L⁻¹ e 672 mgSTV.L⁻¹ a 20 cm de altura, 1122 mgST.L⁻¹ e 402 mgSTV.L⁻¹ a 50 cm e 778 mgST.L⁻¹ e 352 mgSTV.L⁻¹ a 130 cm.

4 CONCLUSÃO

Após 12 semanas de operação, mesmo com a utilização do inóculo, a partida do reator não foi concluída, o que foi constatado pelas baixas eficiências médias obtidas no período monitorado, de 36,8% para Sólidos Suspensos Totais (SST), 56,13% para Demanda Química de Oxigênio (DQO) e 42,04% para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), além de expressiva variabilidade observada nos dados.

Foram verificadas menores oscilações na eficiência de remoção de DQO e DBO nas 3 últimas semanas, apontando tendência do reator ao alcance do estado estacionário.

Os parâmetros operacionais, principalmente o recálque constante da vazão afluyente à Torre de Carga nos momentos de picos na ETE, aliados às características de baixa sedimentabilidade da biomassa observadas, ocasionaram eventos de lavagem de lodo culminando em altas Cargas Biológicas (CB) aplicadas (17,40 KgDQO.KgSVT⁻¹.dia⁻¹), que conjuntamente prejudicaram a eficiência do sistema.

Relativamente à estabilidade operacional, o reator operou na faixa de temperatura mesófila com média de 30°C, produzindo Alcalinidade Total (AT) capaz de controlar a tendência de acidificação do reator com manutenção do pH na faixa próxima da neutralidade, entre 7,00 e 7,63.

Recomenda-se, conclusivamente, a instalação de inversores de frequência no quadro de comando dos conjuntos elevatórios da Estação Elevatória da ETE Filemon a fim de promover amortecimento nas perturbações hidráulicas constantes sofridas pelo reator, resultando em eventos de queda na efici-

ência de retenção de sólidos e remoção de matéria orgânica. Adicionalmente, sugere-se para operação de reatores UASB durante a partida, realização de Testes de Atividade Metanogênica como parâmetro base para controle da Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada, e portando, da CB.

5 AGRADECIMENTOS

Financiamento e Infraestrutura, Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Juazeiro do Norte; **Autorização e Amparo à Pesquisa**, Sociedade Anônima de Água e Esgoto do Crato – SAAEC.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulicos-sanitários de estações de tratamento de esgoto sanitário**. 2 ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2011. 53 p.

AISSE, M. M.; LOBATO, B. M.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; JURGENSEN, D.; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do Sistema Reator UASB e Filtro Biológico para o Tratamento de Esgoto Sanitário. In: Congresso interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental-AIDIS, XXVII, 2000, Porto Alegre, Brasil. Anais Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 2000. **Anais...**

ÁLVARES, J. A.; RUIZ, I.; GÓMEZ, M.; PRESAS, J.; SOTO, M. Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. **Bioresouce Technology**, v. 97, n. 14, p. 1640-1649, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.07.033>

AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review. **Environmental Reviews**, v. 18, n. NA, p. 255-278, 2010. <https://doi.org/10.1139/A10-011>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22.ed. Washington D C. 2012.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de Esgoto: Tratamento e disposição final**: Princípios do tratamen-

to biológico de águas residuárias. 2. Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 444p.

CARVALHO, K. Q.; SALGADO, M. T. S.; PASSIG, F. H.; PIRES, E. C. Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000200013>

CASTRO, F. M. S. **Estudo do Comportamento Hidrodinâmico de uma nova Proposta de Configuração Interna para Reator UASB**. 2010. 102f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. 379p.

CHERNICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; PEGORINI, E. S.; POSSETI, G. R. C.; MIKI, M. K.; SOUZA, S. N. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 1: Tópicos de Interesse. **Revista DAE** – edição especial, v. 66, n. 214, p. 5-16, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.041>

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**, v. 5, n. 1, p. 3-19, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-4630-9>

FRUTUOSO, F. K. A. **Avaliação da qualidade do lodo anaeróbio e da eficiência do tratamento do reator UASB – ETE Três Marias em Juazeiro do Norte – Ceará**. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Juazeiro do Norte, 2017.

GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S. R.; JOSHI, S. G. Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. **Water research**, v. 39, n. 6, p. 1123-1133, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.018>

GODINHO, J. P.; ARANTES, E. J.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; KREUTZ, C.; NAGALLI, A.; SILVA, M. S. A. Comportamento dinâmico e hidrodinâmico de reator tipo UASB submetido à variação de carga hidráulica. 2017. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p. 84-98, 2017. <https://doi.org/10.4322/dae.2017.017>

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4. Ed. Rio de Janeiro: **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005. 932 p.

KALOGO, Y.; MBOUCHE, J. H.; VERSTRAETE, W. Physical and biological performance of self-inoculated UASB reactor treating raw domestic sewage. **Journal of Environmental Engineering**, v. 127, n. 2, p. 179-183, 2001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2001\)127:2\(179\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2001)127:2(179))

LEIFELD, V.; RIVAS, L. M. C. G.; BARANA, A. C. Comparação entre filtros biológicos anaeróbios para o tratamento de efluentes de

abatedouro com diferentes sistemas de alimentação. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v.1, p. 102-107, 2009.

LIMA, E. M. G. **Avaliação da remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos em reatores UASB e híbrido**. 2013. 60f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

LIMA, J. F.; SOUSA, J. T.; LIMA, D. A.; HENRIQUE, I. N.; SANTOS, E. V. M. Controle e remoção de sulfetos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário. **Revista DAE**, v. 64, n. 202, p. 65-75, 2016. <https://doi.org/10.4322/dae.2015.013>

METCALF, L; EDDY, H. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**; tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980p.

NEVES, C. S.; CAMPOS, C. M. M.; PEREIRA, ERLON, L. P.; BOAS, R. B. V. Partida de reator anaeróbio compartimentado em série com um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 623-634, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020040119235>

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação de desempenho de um sistema reator UASB-filtro biológico percolador operando com e sem decantador secundário. In: Congresso interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental-AIDIS, XXX, 2006, Punta del Este, Uruguay. Anais... Punta del Este, Uruguay: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AIDIS, 2006. Anais...

PONTES, T. G.; SOUSA, J. T.; LEITE, V.D. Pós-Tratamento de Efluente Anaeróbio em Lagoas de Polimento com Alimentação em Fluxo Contínuo e Batelada. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 10, n. 1, p. 31-47, 2017.

PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**. 3ª ed. São Carlos: EESC-USP, 2004. 540 p.

RAMOS, R. A. **Avaliação da Influência da Operação de Descarte de Lodo no Desempenho de Reatores UASB em Estações de Tratamento de Esgotos no Distrito Federal**. 2008. 153 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Brasília, 2008.

RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. M.; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de Reatores anaeróbios. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, p.240-246, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000300002>

RIBEIRO, T. B.; LOBATO, L. C. S.; SOUZA, S. N.; PEGORINI, E. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 2: Tratamento preliminar, bombeamento e distribuição de vazão. **Revista DAE** – edição especial, v. 66, n. 214, p. 17-29, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.039>

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR, A.; ALI, S.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 8, n. 6, p. 780-786, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.12.016>

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 upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 3, p. 335-344, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.04.003>

SANTOS, E. M. A.; NASCIMENTO, A. T. P.; PAULINO, T. R. S.; BARROSO, B. C. S.; AGUIAR, C. R. Reator anaeróbio tipo UASB conjugado com processo Fenton para remoção de cor e demanda química de oxigênio de água residuária sintética de indústria têxtil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 285-292, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.04.003>

SILVA, S. A.; OLIVEIRA R. **Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias**. Campina Grande: O Autor, 2001. 266p.

SILVA, S. **Influência da recuperação e retorno de lodo efluente sobre a capacidade e eficiência de tratamento de reatores UASB**. 2017. 91f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2017.

van HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos - Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: EPGRAF, UFPB, 1994. 232 p.

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472p.

ZHANG, L.; HENDRICKX, T. L. G.; KAMPMAN, C.; TEMMINK, H.; ZEMAN, G. Codigestion to support low temperature anaerobic pretreatment of municipal sewage in a UASB-digester. **Bioresource Technology**, v. 148, p. 560-566, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.013>

ZUNTINI, A. S.; RODRIGUES, C. M.; ARANTES, E. J. Verificação da eficiência na partida de um reator UASB para o tratamento de esgoto sanitário em uma universidade. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 11, n. 8, p. 139-150, 2015. <http://dx.doi.org/10.17271/1980082711820151205>