



GUSTAVO BRUNO NOVAIS GONZALEZ

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA
ORGÂNICA NA ETE-UFLA**

**LAVRAS – MG
2023**

GUSTAVO BRUNO NOVAIS GONZALEZ

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA
ORGÂNICA NA ETE-UFLA**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

Dr^a. Talita Amorim Santos
Coorientadora

**LAVRAS – MG
2023**

GUSTAVO BRUNO NOVAIS GONZALEZ

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA
ORGÂNICA NA ETE-UFLA**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

APROVADO em: 06 de março de 2023.

Dr. Ronaldo Fia

DAM/UFLA

Dr^a. Fátima Resende Luiz Fia

DAM/UFLA

Dr^a. Laize Aparecida Ferreira Andrade

DQMA/UFLA

Prof. Dr. Ronaldo Fia

Orientador

Dra. Talita Amorim Santos

Coorientadora

**LAVRAS – MG
2023**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida que me é concedida, ao privilégio de estar cursando Engenharia Ambiental e Sanitária na Universidade Federal de Lavras, pelo apoio e por todas as condições que a instituição me possibilita em minha formação profissional e crescimento pessoal.

Aos meus pais Plínio Gonzalez e Maria José Novais, aos meus avós José Novais e Maria Célia dos Santos, à minha namorada Yasmin Faria e ao meu grande amigo Renan Barreto por todo suporte e incentivo durante a longa caminhada de minha graduação.

Agradeço ao Professor Dr. Ronaldo Fia pela disposição em aceitar me auxiliar no desenvolvimento deste trabalho como meu orientador, pela paciência e companheirismo durante o processo de escrita do TCC, pelos conhecimentos dispostos em sala de aula durante minha graduação e pelo amor que exerce à profissão de professor.

À Dr^a. Talita Amorim Santos por me coorientar neste trabalho se dispondo, mesmo com muitos outros compromissos, a me auxiliar da melhor maneira possível nos experimentos, coleta de dados e escrita.

À Professora Dr^a. Fátima Resende Luiz Fia e Dr^a Laize Aparecida Ferreira Andrade por aceitarem a participação à minha banca avaliadora, dispondo das experiências e conhecimentos para contribuição na conclusão deste trabalho.

RESUMO

A Universidade Federal de Lavras possui uma Estação de Tratamento de Efluentes, a ETE-UFLA, que é responsável por todo o efluente sanitário gerado nas dependências do campus universitário. O tratamento secundário é formado por reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) seguidos por filtros biológicos aerados submersos (FBAS). É habitual, haver variação da vazão de esgotos na ETE-UFLA em função da flutuação da população universitária. Neste contexto, é necessária a realização do monitoramento da eficiência dos reatores para esses diferentes cenários. O objetivo do trabalho foi monitorar as características do esgoto sanitário da UFLA (sólidos totais - ST, demanda química - DQO e bioquímica de oxigênio – DBO), afluente e efluente do tratamento secundário, e da ETE-UFLA, abrangendo dois períodos de férias escolares, decorridos entre 4 de maio a 5 de junho de 2022 e 25 de setembro a 23 de outubro de 2022, respectivamente, e dois períodos de aula, decorridos entre 6 de junho a 24 de setembro de 2022 e 24 de outubro a 22 de dezembro de 2022, respectivamente. Entre maio e dezembro de 2022 o efluente sanitário apresentou regularidade nas variáveis nos dois períodos de aula e no recesso escolar. Após o primeiro recesso, em junho de 2022, o efluente dos reatores UASB teve elevação da concentração orgânica na forma de DQO e dos ST, caracterizados em maior parte por sólidos totais fixos (60%), evidenciando o arraste de lodo do sistema, tendo em vista que a concentração de DBO se manteve relativamente constante ao longo do período avaliado. A eficiência média de remoção de DBO na ETE-UFLA foi de 98%, e a concentração média efluente de 26 mg L⁻¹ de DBO. Em média, os reatores UASB e os FBAS removeram 54% e 49% de DQO, enquanto os reatores UASB removeram 8% dos ST, ao longo do período de monitoramento. O que resultou, durante o monitoramento, em uma eficiência global média da ETE de remoção de DQO e ST de 79% e 19%, e concentrações médias efluentes para as respectivas variáveis de 406 mg L⁻¹ e 986 mg L⁻¹, não atendendo a legislação vigente para disposição de efluentes tratados em cursos d'água. O sistema biológico de tratamento da ETE-UFLA composto pelos reatores UASB e FBAS apresentou excelente eficiência de remoção de DBO, porém o descarte incorreto de reagentes devido à falta de conscientização dos usuários dos laboratórios da UFLA, evidente principalmente nos períodos de férias, desencadeou um aumento repentino na DQO devido à maior concentração de substâncias de baixa biodegradabilidade.

Palavras-Chave: Tratamento de esgoto; reator UASB; filtro biológico aerado submerso, Universidade Federal de Lavras.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	9
2.	OBJETIVOS	10
3.	REVISÃO DE LITERATURA.....	10
3.1.	Processos de tratamento de efluentes.....	10
3.2.	Digestão anaeróbia.....	11
3.3.	Principais fatores que interferem no processo de tratamento de efluentes	13
3.4.	Reatores utilizados no tratamento de efluentes	16
4.	MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1.	Caracterização da área estudada	17
4.2.	Levantamento de dados e análises	18
4.3.	Avaliação dos dados	19
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	19
5.1.	Características do efluente tratado na ETE-UFLA	19
5.2.	Monitoramento da eficiência de remoção de DQO, DBO e Sólidos	21
6.	CONCLUSÃO	30
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgotos é um importante pilar do saneamento básico tanto na minimização e controle da poluição ambiental, quanto na prevenção de inúmeras doenças, sobretudo, aquelas cujos contágios se dão por meio da veiculação hídrica, designando-se em um problema de saúde pública ainda muito comum em países em desenvolvimento, como o Brasil, onde este tipo de serviço não é igualitário.

A geração de esgoto é uma consequência do uso da água. E nas universidades, cujos campi não estão inseridos no meio urbano, os efluentes podem ser estabelecidos como o despejo oriundo principalmente das atividades de ensino, pesquisa e, às vezes de extensão, ocorridas no campus da instituição. Águas utilizadas em banheiros, cozinhas, laboratórios, atividades de assistência à saúde humana e animal, alojamentos estudantis, restaurante universitário e lanchonetes, entre outras atividades, formam o esgoto sanitário. É composto basicamente por água, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem, tal como os esgotos domésticos descritos por Jordão e Pessoa (2011).

Apesar da similaridade com os esgotos domésticos quanto à geração, os esgotos produzidos na Universidade Federal de Lavras (UFLA) apresentam maior concentração de matéria orgânica não biodegradável, provavelmente pela contribuição das atividades de pesquisas em laboratórios (FIALHO, 2019). Tal fato demanda por maior controle operacional das unidades de tratamento.

Neste contexto, as estações de tratamentos de efluentes (ETEs), por meio de processos físicos, químicos e biológicos têm como finalidade a redução das cargas poluidoras do esgoto sanitário, e destinação adequada da matéria residual resultante do tratamento.

Dentre as diversas alternativas para se tratar o esgoto sanitário, normalmente, os processos biológicos anaeróbios e aeróbios são os mais utilizados. Preferencialmente, a combinação destes dois processos, como uma opção eficiente de tratamento, assume algumas vantagens. Almeida et al. (2011) observaram que na primeira parte do tratamento biológico anaeróbio, diminui-se a carga orgânica de entrada no reator aeróbio, ampliando os benefícios de se reduzir o consumo de energia e a produção de lodo no sistema, além de promover maior faixa de remoção de matéria orgânica (acima de 90%).

Como processo biológico anaeróbio, destacam-se os reatores UASB, unidades de tratamento de efluentes mais utilizadas no Brasil, que apresentam características operacionais compatíveis com o clima, custos de implantação relativamente menores, simplicidade

operacional, baixo consumo energético e uma menor produção de lodo (CHERNICHARO et al., 2015).

A eficiência de tratamento de um reator UASB é influenciada por diferentes fatores ambientais, como temperatura, e operacionais, como as características da água residuária, a carga orgânica aplicada, bem como o manejo e descarte do lodo. As características da água residuária e a carga orgânica aplicada nos reatores afetam a formação do lodo favorecendo ou não a formação do lodo granular que proporciona um maior contato e favorece o desempenho do sistema (VÍTĚZOVÁ et al., 2020).

Diante do exposto torna-se importante avaliar as características operacionais e de eficiência das unidades de tratamento de esgotos gerados nas instituições de ensino para aprimorar os parâmetros operacionais, principalmente pela variabilidade dos esgotos gerados diariamente bem como pela variação de vazão em função da flutuação da população universitária diariamente e ao longo do ano nos períodos letivos e de férias escolares.

2. OBJETIVOS

O presente trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência do tratamento dos reatores UASB e FBAS instalados na estação de tratamento de esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), bem como avaliar a eficiência global da ETE e o atendimento à legislação vigente para disposição dos esgotos tratados em cursos d'água.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Processos de tratamento de efluentes

Desde que os seres humanos começaram a se organizar em comunidade, o gerenciamento dos efluentes domésticos passou a ser um grande desafio enfrentado pela sociedade. Sendo assim, a destinação destes efluentes, que é constituído majoritariamente por matéria orgânica e nutrientes, geralmente é feita nos chamados corpos receptores, como corpos hídricos (rios, lagos, mares) ou diretamente no solo (fossas rudimentares e sumidouros) (COSTA; GUILHOTO, 2014). Os corpos receptores de efluentes tem função de suprir a comunidade com a água de abastecimento e de depurar os poluentes neles introduzidos a partículas inertes. Desse modo, os mecanismos de tratamento de efluentes domiciliares baseiam-se nos mesmos princípios de degradação dos processos que já ocorrem na natureza,

utilizando de microrganismos que consomem o material orgânico metabolicamente (VON SPERLING, 2014).

É sempre importante ressaltar que a água é uma riqueza de quantidade e qualidade limitada, sendo necessário que se faça um uso racional desse bem. A necessidade do tratamento de águas residuárias com o objetivo de controle de poluição promove uma melhoria na qualidade dos corpos aquáticos e de águas destinadas ao abastecimento público, além da redução da poluição ambiental (MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019).

No tratamento de efluentes, as substâncias e partículas indesejadas precisam ser removidas ou transformadas para que haja uma destinação adequada do esgoto no corpo receptor. Para alcançar a remoção ou transformação de materiais orgânicos biodegradáveis, é aplicado o método biológico por meio da oxidação dos materiais que pode ocorrer de forma aeróbia ou anaeróbia (BREMER, 2022). Dentre estas modalidades existem diferentes unidades de tratamento, como exemplo: tanques sépticos, filtros anaeróbios, reatores UASB, lagoas de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos e digestores de lodo (VON SPERLING, 2014).

No tratamento anaeróbio ocorre uma menor demanda energética, já que não há necessidade de aeração no sistema, a demanda por área de implantação das unidades é reduzida, a geração de lodo residual é menor e o sistema apresenta melhor eficiência quando o efluente possui altas taxas de concentração de matéria orgânica, além da geração de metano como fonte potencial de geração de energia. Por outro lado, o sistema demanda mais tempo para reduzir a matéria orgânica, pois a taxa de crescimento microbiano é mais lenta, e como limitação do sistema, unidades anaeróbias sozinhas não alcançam os padrões de lançamento de efluentes em cursos d'água em termos de matéria orgânica, além de serem limitados quanto à remoção de nutrientes (CHERNICHARO, 2007).

Assim, após a unidade anaeróbia, normalmente é instalada uma unidade anóxica, ou aeróbia, na qual são alcançados maiores percentuais de remoção de matéria orgânica, e nutrientes, além da maior capacidade de degradar substâncias mais complexas, como os detergentes, por exemplo. Porém, o sistema demanda uma maior quantidade de energia (SIKOSANA et al., 2019; BREMER, 2022).

3.2. Digestão anaeróbia

Na degradação anaeróbia os microrganismos responsáveis pela digestão, ao consumirem esta matéria orgânica transformam produtos orgânicos de alta complexibilidade em dióxido de carbono (CO₂) e gás metano (CH₄) (SOARES et al., 2018).

Segundo Chernicharo (2007), o processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na primeira etapa desse processo as bactérias fermentativas hidrolíticas excretam enzimas extracelulares que reduzem polímeros orgânicos complexos em compostos mais simples, em que as proteínas, os carboidratos e os lipídios são quebrados em aminoácidos, açúcares e ácidos graxos, sendo a etapa mais ativa e responsável pela velocidade global da degradação (GUERI et al., 2018). Alguns autores relatam que a temperatura, tempo de detenção hidráulica, pH e composição do substrato (teores de lignina, carboidratos, proteína e gordura) podem influenciar o processo de hidrólise (STAZI; TOMAEI, 2018).

Na segunda etapa do processo, os compostos orgânicos intermediários resultantes da hidrólise, são assimilados pelas bactérias acidogênicas e transformados em ácidos orgânicos voláteis (fórmico, acético, propiônico, butírico e valérico) (AQUINO; CHERNICHARO, 2005). A grande maioria dos microrganismos envolvidos nos processos fermentativos na fase acidogênica é anaeróbia, contudo, algumas espécies são anaeróbias facultativas e podem realizar o processo tendo como aceptor de elétrons compostos oxidados, como o sulfato, para metabolizar o material orgânico presente (EL HOUARI et al., 2020).

Para Aquino e Chernicharo (2005) os microrganismos responsáveis pela acidogênese são os primeiros a atuar na degradação efetiva do substrato, sendo os que mais se beneficiam energeticamente, uma vez que na fase anterior ao processo, ocorre a quebra das partículas maiores. Devido à grande disponibilidade de substrato, estes microrganismos possuem as maiores taxas de crescimento entre os envolvidos no processo, fazendo com que a etapa acidogênica seja limitante do processo somente em casos em que o substrato não é facilmente hidrolisado.

Após promover a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, e ocorrer a degradação do substrato pelas bactérias acidogênicas, inicia-se o terceiro processo na digestão anaeróbica dentro do reator, que é caracterizada pela fase de fermentação acetogênica ou acetogênese. As bactérias sintróficas acetogênicas são responsáveis pela oxidação de compostos orgânicos intermediários, tais com o propionato e butirato, em substratos apropriados para os microrganismos metanogênicos (acetato, hidrogênio, e dióxido de carbono) (ZIELINSKI; KAZIMIEROWICZ; DEBOWSKI, 2023).

A formação de acetato a partir de propionato e butirato é inibida por concentrações relativamente baixas de hidrogênio dissolvido e acetato, assim a presença de microrganismos consumidores de hidrogênio e de acetato, neste caso representado pelas arqueias metanogênicas e bactérias redutoras de sulfato, permite que as reações acetogênicas ocorram (ADEKUNLE;

OKOLIE, 2015). A fermentação acetogênica tem um papel importante na conversão da matéria orgânica em energia, pela formação do metano, uma vez, que o acetato é o principal precursor do metano (NAVARRO et al., 2016).

A última etapa no processo de digestão anaeróbia dentro do reator é a metanogênese, em que ocorre a conversão de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, pela ação das arqueias metanogênicas. Esses microrganismos possuem uma baixa taxa de crescimento e são mais sensíveis às alterações ambientais. As arqueias metanogênicas são microrganismos anaeróbios obrigatórios que requerem condições anaeróbias de crescimento, além de altamente reductoras (NKAMGA; HENRISSAT; DRANCOURT, 2017).

Neste contexto, a digestão anaeróbia é um processo relativamente frágil, quando comparada à degradação aeróbia, e que demanda por cuidados, principalmente quando se dá o processo de partida dos reatores anaeróbios, ou ocorre aumento repentino da carga orgânica afluyente, com excesso de degradação nas primeiras etapas, e acúmulo de ácidos no sistema (METCALF; EDDY, 2003). Assim, se não houver alcalinidade suficiente no meio, pode ocorrer a redução do pH ($\text{pH} < 6,6$), fator limitante às arqueias metanogênicas, responsáveis pela geração de metano o principal gás formado e responsável pela remoção de carbono do efluente em tratamento (CHERNICHARO, 2007).

3.3. Principais fatores que interferem no processo de tratamento de efluentes

O processo de tratamento de um efluente é diretamente influenciado por diversos fatores físico-químicos e microbiológicos que envolvem o meio que o efluente é submetido. Fatores como: temperatura ambiente e do efluente, pH, carga orgânica afluyente ao reator, biodegradabilidade da matéria orgânica presente no efluente, equilíbrio de nutrientes, principalmente N e P, presença de composto bacteriostáticos ou bactericidas, presença ou ausência de oxigênio, entre outros, determinam o rendimento do tratamento (NYIKA; DINKA, 2022).

A temperatura determina a produtividade biológica, uma vez que temperaturas fora da faixa dos 12°C a 35°C implica uma menor reprodução microbiológica, seja ela aeróbia ou anaeróbia, e, conseqüentemente, uma menor eficiência de decomposição da carga orgânica do tratamento (CHERNICHARO, 2007). Os microrganismos podem ser divididos em três grupos de acordo com a faixa de temperatura ideal para o desenvolvimento: psicrófilos (abaixo de 25°C), mesófilos (30–40°C) e termófilos (50–60°C). Estudos examinaram a relação entre o desempenho da degradação e a temperatura do processo. De acordo com Dhaked, Singh e Singh (2010), degradação da matéria orgânica foi observada na natureza dentro de uma ampla faixa

de temperatura de 0 a 98°C. E apesar de maiores temperaturas promoverem maior eficiência de degradação, os benefícios não compensam o gasto energético para o aquecimento dos efluentes (RUFFINO et al., 2020).

A verificação de uma temperatura fora dos índices ideais ocasiona vários efeitos indesejáveis na degradação anaeróbia, como piora da qualidade do efluente, diminuição da produção de biogás, aumento da produção de lodo e aumento da concentração de metano dissolvido no efluente pós-tratamento (SANTOS; HAANDEL, 2019).

O pH do meio desempenha um papel importante na degradação biológica dos efluentes. À medida que o pH muda, também muda a solubilidade e a forma dos compostos químicos (ZAMRI et al., 2021). As bactérias responsáveis pelas diferentes etapas da degradação anaeróbia têm diferentes preferências de pH para um crescimento ideal. Para bactérias hidrolíticas e acidogênicas, o pH ótimo varia de 4,5 a 6,3, enquanto arqueias produtoras de metano preferem condições neutras entre 6,8 e 7,5 (HE et al., 2022). O pH é o resultado líquido do pH da matéria-prima e da atividade de formação de ácido/base dos micróbios. O pH reduzido é um indicador de interrupção da metanogênese e acúmulo de metabólitos ácidos (GRESES; TOMÁS-PEJÓ; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, 2021).

O pH determina a síntese e a toxicidade dos metabólitos intermediários e finais durante a degradação anaeróbia (ácidos orgânicos voláteis - AVT, amônia, sulfeto de hidrogênio). Os AVT ionizados são tóxicos para as arqueias metanogênicas em concentrações acima de 2.000 mg L⁻¹, enquanto as formas não ionizadas são prejudiciais em níveis tão baixos quanto 10 mg L⁻¹, ou mesmo menores. Para um equilíbrio ácido/base ideal, é geralmente aceito que o total de AVT não deve exceder 500 mg L⁻¹, e a razão AVT-alcalinidade deve ser em torno de 0,3 (ZIELINSKI; KAZIMIEROWICZ; DEBOWSKI, 2023).

Em meio aeróbio, Rezasoltani, Shayegan e Jalali (2015) demonstraram que o meio neutro (pH entre 7 e 7,5) do biorreator resultou em maior desenvolvimento bacteriano nos grânulos e com uma estrutura mais compacta, o que é benéfico para o tratamento, no qual a rápida formação de grânulos e a inicialização mais rápida do reator são considerações importantes no tratamento de efluentes. Valores de pH entre 7 e 8 também foram considerados adequados por Mulyani et al. (2018) no tratamento de águas residuária da produção de tapioca em reator aeróbio em batelada.

O controle operacional de uma estação de tratamento de efluentes também tem grande relevância quanto à eficiência do tratamento, uma vez que o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a carga orgânica volumétrica (COV) influenciam diretamente no tempo que os microrganismos têm para promover a degradação da matéria orgânica, bem como a quantidade

de matéria orgânica que precisa ser degradada. Tais fatores interferem diretamente na eficiência dos reatores (ZIELINSKI; KAZIMIEROWICZ; DEBOWSKI, 2023).

Mudanças na vazão e na composição das águas residuárias demonstraram ser críticas para afetar o desempenho do tratamento destas águas, tanto de forma aeróbia, mas, principalmente, no tratamento anaeróbio (HE et al., 2022). Essas variáveis têm influência direta na COV e no TDH dos reatores. E como visto anteriormente, pelo fato de a degradação anaeróbia ter um frágil equilíbrio entre as comunidades microbianas, alterações de COV e TDH, podem desestabilizar mais facilmente os reatores anaeróbios, comparados aos aeróbios.

Foi observado em vários estudos que o acúmulo de AVT é um resultado comum de sobrecarga e de mudanças repentinas e descontroladas nas cargas hidráulicas e orgânicas em reatores anaeróbios (JO et al., 2021). O estresse causado pela flutuação da COV e do TDH pode causar uma mudança no metabolismo para um perfil menos favorável, perturbando o equilíbrio populacional entre produtores de AVT (acidogênicas e acetogênicas) e consumidores (metanogênicas). Isso pode levar à geração excessiva de dióxido de carbono e hidrogênio. Altas pressões parciais de hidrogênio podem interromper a metanogênese e alterar permanentemente as vias metabólicas (BRAGA et al., 2020).

Outro resultado típico do estresse causado por TDH reduzido e COV excessiva ou instável é um aumento repentino nos AVT que afeta diretamente a composição do biogás e a taxa de produção. Os pesquisadores concordam que a COV excessiva tende a causar acúmulo de VFA (ácidos graxos voláteis) no meio e tem um efeito inibitório ou mesmo tóxico nas arqueias metanogênicas (MAURUS et al., 2021), e sem produção de metano, a eficiência de remoção de matéria orgânica em reatores anaeróbios é mínima.

Nos reatores aeróbios o TDH e a COV podem influenciar na formação do lodo granular, essencial para estes sistemas. Os grânulos aeróbicos têm uma estrutura microbiana forte e compacta, boa capacidade de sedimentação, alta retenção de biomassa e podem sustentar altas taxas de carga orgânica (PAN et al., 2004). Liu et al. (2016) verificaram que embora o TDH não tenha afetado diretamente a formação de grânulos no reator aeróbio, ele desempenhou um papel importante no tempo de retenção de lodo e na produção de lodo em excesso. Os autores concluíram que o TDH deve ser cuidadosamente otimizado para equilibrar os benefícios e as deficiências que ele traz para o sistema de lodo granular aeróbio.

Iorhemen e Liu (2021) concluíram que elevadas COV resultam em rápida formação de lodo granular aeróbio, mas os grânulos desenvolvidos são instáveis devido ao grande tamanho resultante do crescimento microbiano excessivo. A estratégia recomendada para formação estável dos grânulos com melhor desempenho de tratamento é carga orgânica elevada para

formação rápida de grânulos, seguido por carga orgânica reduzida para garantir a estabilidade dos mesmos.

3.4. Reatores utilizados no tratamento de efluentes

Diferentes reatores podem ser utilizados no tratamento de efluentes. Entretanto, reatores têm sido desenvolvidos e projetos para minimizar as ineficiências resultantes do crescimento lento da biomassa, principalmente na degradação anaeróbia. Assim, o principal desafio é manter elevado tempo de residência celular em pequenos tempos de detenção hidráulica (JIANG et al., 2020). Os chamados reatores de alta taxa (CHERNICHARO, 2007).

Como estratégia adotada nestes reatores, pode haver estruturas construtivas que retêm o lodo por mais tempo no sistema, estratégias de manejo com a manutenção da biomassa suspensa e posterior recirculação do lodo sedimentado em estrutura anexa, ou ainda a utilização de materiais suporte para a aderência da biomassa (ZIELINSKI; KAZIMIEROWICZ; DEBOWSKI, 2023).

Neste contexto, dois reatores que podem ser submetidos a maiores cargas orgânicas e em reduzidos TDH são o reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente UASB e o filtro biológico aerado submerso. O primeiro anaeróbio e o segundo aeróbio.

O reator UASB é um sistema desenvolvido, em meados dos anos 1970, para tratamento do esgoto doméstico, em que o fluxo do efluente, em um tanque fechado (reator), é ascendente e a biomassa que alimenta o sistema é do tipo granular, e não flocular, pois os microrganismos formam grânulos de maior massa, maior dimensão e maior resistência a choques mecânicos, aumentando a capacidade de sedimentação e manutenção dentro do reator (COLLIVIGNARELLI et al., 2021).

No reator UASB ocorre a separação trifásica do efluente, onde a parte gasosa pode ser aproveitada energeticamente ou simplesmente queimada, o volume líquido é conduzido até o sistema aeróbio de tratamento ou, se atender as condições impostas pela legislação, pode ser lançado em um corpo hídrico. Destaca-se aqui a importância das características construtivas do reator bem como do separador trifásico, que faz com que o UASB seja um dos poucos reatores anaeróbios com design para a coleta do biogás produzido (BRITO et al., 2020).

Apesar de o UASB promover uma elevada remoção de matéria orgânica em reduzido TDH, normalmente não atinge as legislações para disposição em cursos d'água (OLIVEIRA et al., 2020), e o efluente necessita de pós-tratamento. Existem inúmeros sistemas de pós-tratamento, como processo de lodo ativado, reatores de leito fluidizado, lagoas facultativas e

aeradas, sistemas alagados construídos e filtros biológicos (ABOU-ELELA; FAWZY; EL-GENDY, 2015).

Dentre estes, o filtro biológico aerado submerso (FBAS) tem se mostrado atrativo como pós-tratamento. Hansen, Thogersen e Rogalla (2007) relatam que o FBAS representa uma das tecnologias de atualização mais econômica, flexível e pode ser usada em vários estágios de tratamento. Nele há um meio suporte submerso que é usado para apoiar o crescimento da biomassa como um biofilme fino em sua superfície. Há difusores de ar para criar aeração e turbulência. A turbulência impede o crescimento excessivo de biofilme (SHAKERKHATIBI et al., 2010).

Farabegoli, Chiavola e Rolle (2009) alegam que o FBAS, assim como os outros processos de biofilme aderido, é vantajoso em comparação com os sistemas de lodos ativados, por exemplo, devido às maiores cargas volumétricas, maior estabilidade do processo e compactidade dos reatores, causada por maior concentração de biomassa e maiores taxas de remoção específica. Além disso, a remoção de matéria orgânica e a nitrificação podem ser realizadas em uma única unidade.

Abou-Elela, Fawzy e El-Gendy (2015) avaliaram um FBAS como pós-tratamento de reator UASB e verificaram um efluente de alta qualidade em termos de variáveis físico-químicas e biológicas. A eficiência geral do sistema de tratamento integrado foi de 89% de remoção de DQO, 92% de DBO e 95% de sólidos suspenso totais, quando submetidos a uma COV média de $1,54 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$ de DQO proveniente de esgoto doméstico.

4. MATERIAL E MÉTODOS

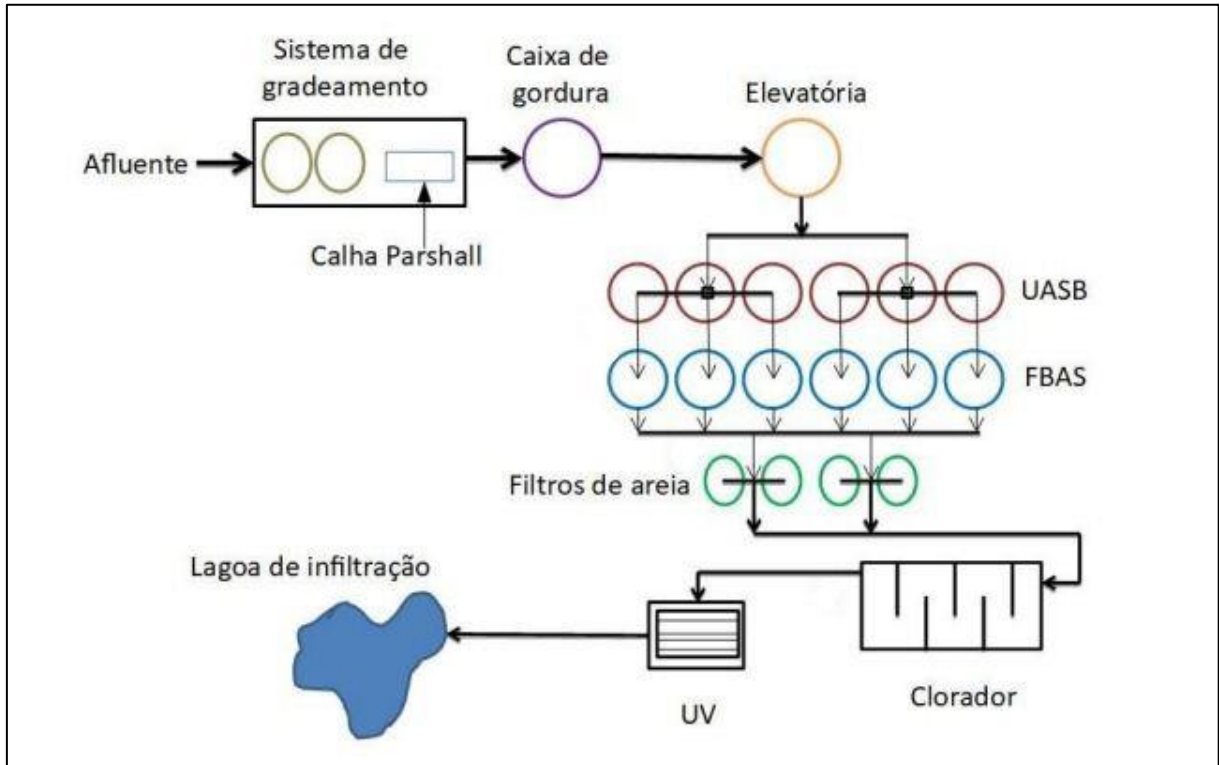
4.1. Caracterização da área estudada

A coleta de dados e análises do presente trabalho foi realizada na Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal de Lavras – ETE-UFLA – e no Laboratório de Análises da Qualidade de Água e Efluentes – LAQUAE-UFLA, na cidade de Lavras-MG.

A Estação de Tratamento é constituída por sistema de gradeamento grosso (orifícios de 2 cm) e fino (0,5 cm de abertura); dois medidores de vazão do tipo calha Parshall (entrada e saída da ETE); caixa retentora de gordura; estação elevatória do efluente; seis reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) construídos em fibra de vidro, com capacidade individual de 62 m^3 , seguidos de seis filtros biológicos aerados submersos (FBAS), com as

mesmas dimensões dos anteriores; quatro filtros de areia para filtração por gravidade; tanque de contato onde é feita a cloração e câmara de desinfecção por radiação ultravioleta.

Figura 1: Esquemática da Estação de Tratamento de Esgotos da UFLA.



Fonte: Fialho (2019).

A ETE-UFLA é dimensionada para atender uma vazão de $800 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, incluindo todos os esgotos gerados nos banheiros, pias, bebedouros e água de limpeza do chão do campus universitário. O efluente gerado no restaurante universitário passa por um flotador (separador de gordura) anexo ao RU, e é então encaminhado à ETE-UFLA (JUNQUEIRA et al., 2017). Os resíduos dos laboratórios da Universidade são previamente tratados pelo Laboratório de Gestão de Resíduos Químicos (LGRQ-UFLA), e então conduzidos à ETE-UFLA. Após tratado, o efluente é lançado no Ribeirão Vermelho, curso d'água que percorre o interior do campus universitário, afluente do Rio Grande, e parte é reaproveitado no viveiro de mudas da UFLA.

4.2. Levantamento de dados e análises

Foram semanalmente coletadas amostras do afluente e dos efluentes dos seis reatores UASB e dos seis FBAS, bem como do efluente da ETE-UFLA entre os meses de maio e dezembro de 2022 abrangendo dois períodos de férias escolares, decorridos entre 4 de maio a

5 de junho de 2022 e 25 de setembro a 23 de outubro de 2022, respectivamente, e dois períodos de aula, decorridos entre 6 de junho a 24 de setembro de 2022 e 24 de outubro a 22 de dezembro de 2022, respectivamente, para caracterização quanto à demanda química de oxigênio - DQO (27 amostragens), demanda bioquímica de oxigênio - DBO (25 amostragens), sólidos totais – ST (25 amostragens), sólidos totais fixos – STF (25 amostragens) e voláteis – STV (25 amostragens).

As amostragens foram simples, e as amostras foram condicionadas em recipientes plásticos com capacidade de 0,5 L, e encaminhadas para o LAQUAE-UFLA. As análises seguiram a metodologia proposta por APHA, AWWA e WEF (2012). A DQO foi determinada pelo método titulométrico, após digestão da amostra em refluxo fechado (5220 D); a DBO pela medição do oxigênio dissolvido pelo método de Winkler após 5 dias de incubação (5210 B), e ST, STF e STV pelo método gravimétrico (2540 D e 2540 E).

4.3. Avaliação dos dados

Os dados obtidos foram plotados em gráficos e comparados ao longo do tempo, entre os períodos letivos e de férias escolares. Os valores médios e as eficiências médias de remoção dos poluentes foram comparados com a literatura e com a legislação vigente para disposição de efluentes em cursos d'água no estado de Minas Gerais.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Características do efluente tratado na ETE-UFLA

Os valores de DQO e ST observados para o efluente da UFLA durante o período de monitoramento estão apresentados na Tabela 1. Os valores de DBO observados durante o período total de monitoramento e o período de férias foram de $1.338 \pm 868 \text{ mg L}^{-1}$ e $1.569 \pm 897 \text{ mg L}^{-1}$.

Nota-se que durante o período de férias houve aumento da concentração de matéria orgânica e sólidos comparada à média total do período experimental, diferentemente do observado por Fialho (2019).

Acredita-se que, no presente trabalho, possa ter ocorrido concentração de material orgânico, em que o menor número de pessoas utilizando as instalações da instituição proporcionou em menos consumo de água em relação à produção orgânica. No período de férias escolares, normalmente há redução da população universitária, entretanto, as pesquisas e usos

dos laboratórios continuam e mantêm a geração de efluentes não perigosos e que são recebidos pela ETE-UFLA. Neste contexto, Pereira (2014) ao avaliar efluentes em dois pontos distintos dentro da UFPel, encontrou valores médios para o ponto A de 298 mg L⁻¹ e de 936 mg L⁻¹ de DQO para o ponto B, salientando que de acordo com o autor, o ponto A representa os efluentes dos prédios da Prefeitura do Campus, Restaurante Universitário, Faculdade de Ciências Domésticas; e o ponto B os efluentes do Departamento de Zootecnia, Piscicultura, Departamento de Ciências dos Alimentos e Faculdade de Agronomia, locais com maior concentração de laboratórios.

Os valores observados durante o monitoramento do presente trabalho são superiores aos demais valores observados por outros autores que monitoraram o esgoto sanitário da UFLA (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios das características do esgoto sanitário da UFLA monitorado ao longo do tempo por diferentes autores e os valores médios observados na realização do presente trabalho.

Referências	Q (m ³ d ⁻¹)	pH	DQO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	Período
Fialho (2019) ¹	57,1	7,6	384 (196)	481	jul./2018 a ago./2018
Fialho (2019) ²	105,5	7,6	675 (333)	748	mar./2018 a nov./2018
Melo (2019)	-	7,5	275 (53)	470	mar.2019 a mai./2019
Soares (2021)	-	7,3	234 (205)	-	out./2019 a abr./2020
Lima (2021)	27,8	7,6	597 (796)	588	jul./2021 a out./2021
Do Autor ³	-	7,9	2.136 (2.508)	896 (495)	mai./2022 a dez./2022
Do Autor ⁴	-	7,8	2.983 (2.462)	1.128 (62)	mai./2022 e set-out./2022

¹Caracterização do esgoto proveniente da elevatória da Goiaba juntamente com a elevatória da Veterinária no período de férias; ²Caracterização do esgoto proveniente da elevatória da Goiaba juntamente com a elevatória da Veterinária no período de aulas; ³Caracterização do afluente à ETE considerando período total da análise; ⁴Caracterização do afluente à ETE no período de férias. Entre parênteses o desvio padrão.

Fonte: Do Autor (2023).

Os valores médios de DQO e DBO obtidos ao longo do experimento foram superiores à faixa de caracterização de esgoto doméstico sugerido por Von Sperling (2014) e Jordão e Pessoa (2014) entre 200 e 800 mg L⁻¹ de DQO e 100 a 400 mg L⁻¹ de DBO. Os valores verificados no presente trabalho confirmam que o efluente tratado na ETE-UFLA não pode ser considerado simplesmente como doméstico, pois, teoricamente, tem maior concentração

orgânica quando comparado ao efluente doméstico, entre outros fatores, devido à maior diluição devido à presença de águas de banho e máquina de lavar que diluem o esgoto, diminuindo a concentração orgânica, o que não ocorre na universidade. Para os sólidos, os valores observados são similares à faixa estabelecida pelos referidos autores entre 370 e 1.350 mg L⁻¹.

Outros trabalhos que avaliaram os efluentes gerados em instituições de ensino observaram valores inferiores aos observados no presente trabalho. Bertolino, Carvalho e Aquino (2008), na Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), verificaram DBO entre 171 e 300 mg L⁻¹; e Minegatti, Volschan, Jordão (2011) que ao analisarem o tratamento de esgoto da Universidade Federal do Rio de Janeiro, obtiveram DBO média de 227 mg L⁻¹.

Semelhante ao ocorrido com a DBO, o aumento do valor de DQO nos esgotos pode ser observado em outras instituições de ensino e pesquisa, onde a concentração tem um acréscimo substancial quando comparado a esgoto doméstico provenientes de centros urbanos. Peixoto et al. (2012) verificaram que a DQO do esgoto sanitário IFCE alcançou valores de 465 mg L⁻¹, e o esgoto provindo dos laboratórios se mostram bem mais concentrados, tendo dias que a concentração passou de 6.000 mg L⁻¹. Menezes (2017) encontrou valores de pico no período de aulas de 1.262 mg L⁻¹ de DQO, contrastando ao período de férias, onde verificou-se concentrações de 151 mg L⁻¹ na UNIFAL, embasando ainda mais a justificativa da presença de substâncias não biodegradáveis, ou inibidoras de biodegradação, provenientes de laboratórios.

Sustentando a maior contribuição dos laboratórios no afluente à ETE-UFLA, Peixoto et al. (2012) obtiveram concentrações de 246 e 2.064 mg L⁻¹ de ST, respectivamente para esgoto doméstico, proveniente de banheiros e cantina, e efluentes de laboratório, composição de todos os efluentes com características especiais lançados pelos laboratórios. Bertolino, Carvalho e Aquino (2008), caracterizando o efluente da UFOP, encontraram valores semelhantes a Peixoto et al. (2012) quando comparado ao de origem doméstica, obtendo valores na faixa entre 140 a 296 mg L⁻¹ de ST.

Apesar da DQO elevada, a elevação dos valores médios de DBO faz com que a relação DQO/DBO para o período de estudos seja de 1,60, propicia à degradação biológica dos efluentes e aplicável o tratamento por reator UASB e FBAS (VON SPERLING, 2014).

5.2. Monitoramento da eficiência de remoção de DQO, DBO e Sólidos

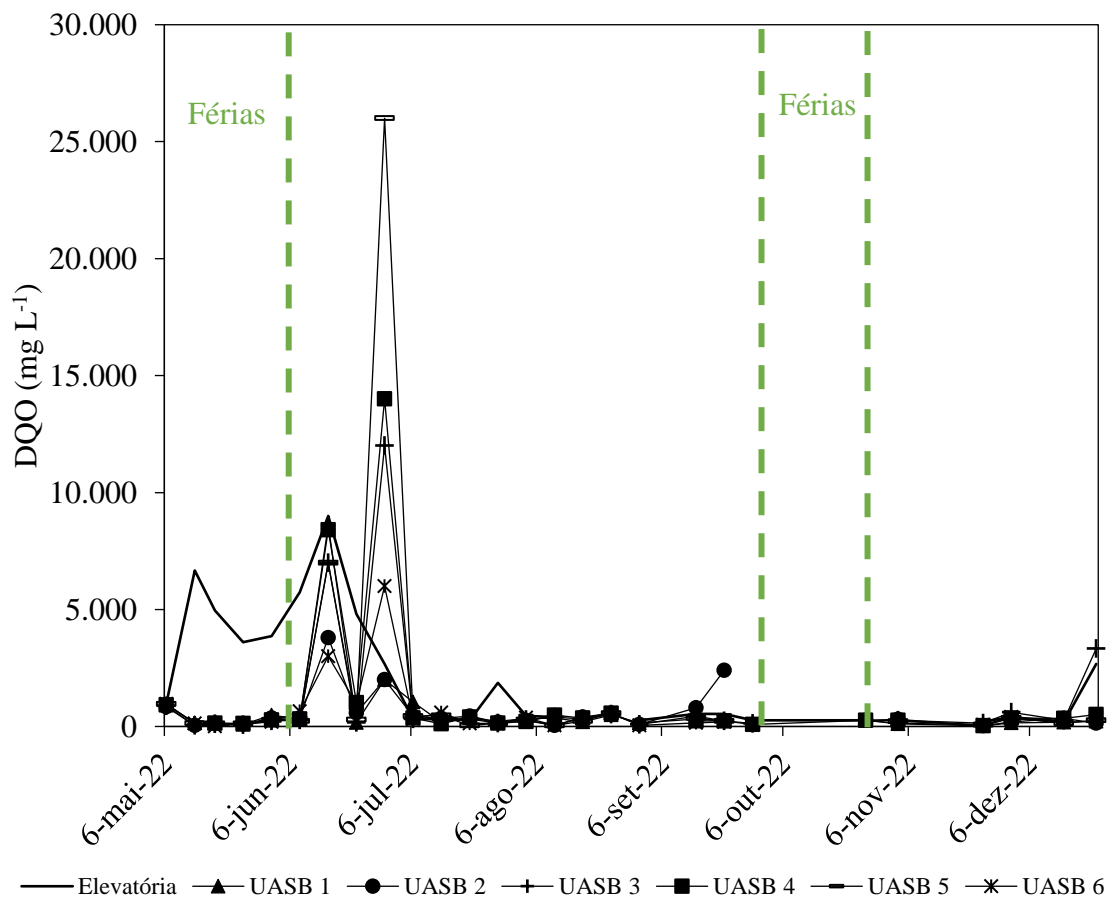
A variação dos valores de DQO afluente e efluente dos reatores UASB e dos FBAS estão apresentados nas Figuras 2 e 3. Nota-se que houve significativa variação nos valores afluente à ETE na estação elevatória, principalmente no período entre maio e junho, onde ocorreram férias escolares (09 de maio a 05 de junho). O período de férias escolares também é

um fator com grande relevância na análise de eficiência da estação de tratamento de efluentes da UFLA, havendo significativa redução na vazão afluente à ETE.

Fialho (2019) observou vazão média afluente à ETE-UFLA cerca de duas vezes maior durante o período de aulas ($105,5 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$), comparada às férias escolares ($57,1 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$). Melo (2019) observou a diminuição da eficiência no tratamento juntamente com redução na vazão da ETE-UFLA devido ao período de recesso e associou à presença de resíduos com baixa degradabilidade, possivelmente provenientes das atividades laboratoriais da universidade, em que há falta de conscientização dos usuários dos laboratórios.

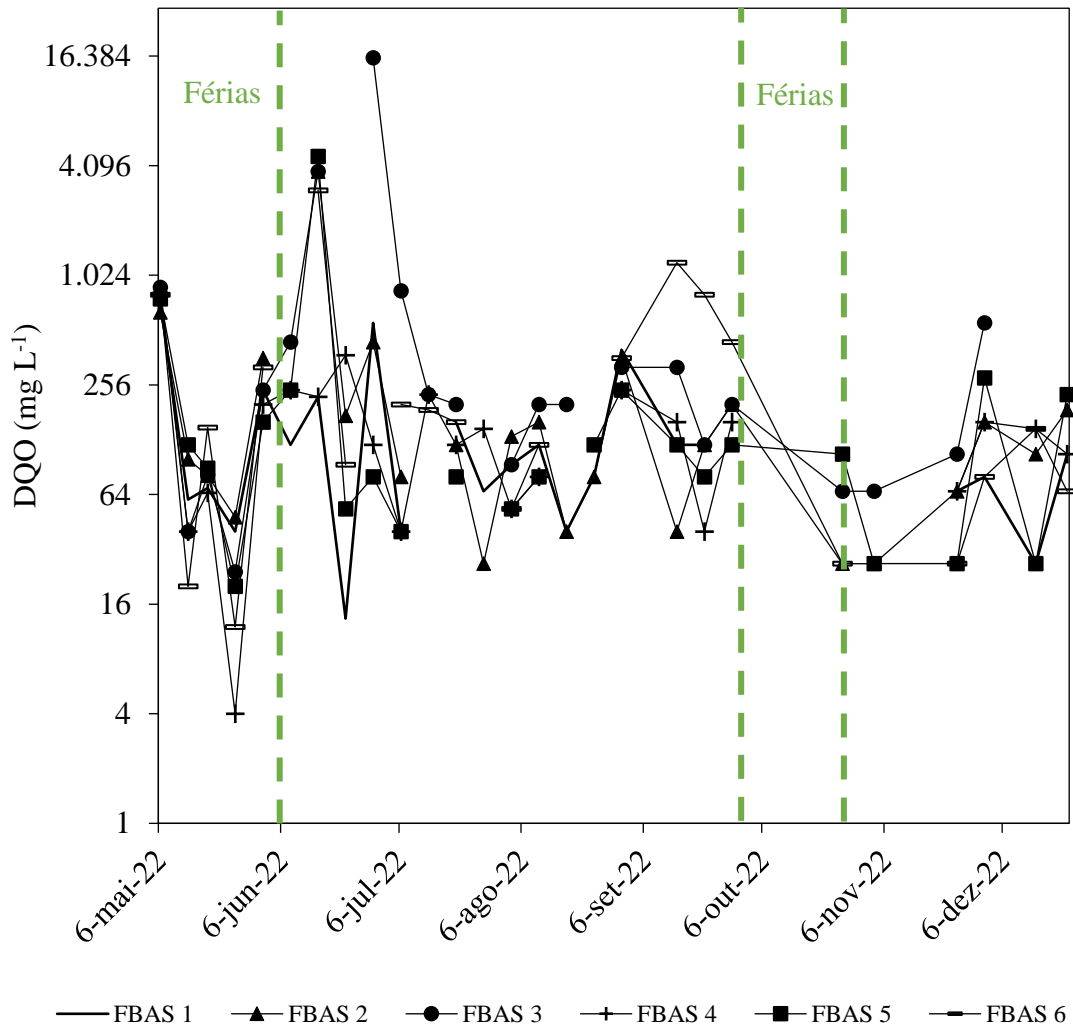
Os valores médios da DQO afluentes à ETE obtidos durante o período de amostragem apresentaram valores mais elevados no período de férias escolares e os valores efluentes aos seis reatores foram inferiores, evidenciando que os reatores UASB foram capazes de absorver o aumento da concentração orgânica afluente, o que se refletiu também no efluente dos FBAS (Figura 3).

Figura 2. Variação dos valores de DQO afluente e efluente dos reatores UASB ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2023).

Figura 3. Variação dos valores de DQO efluente dos FBA ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2023).

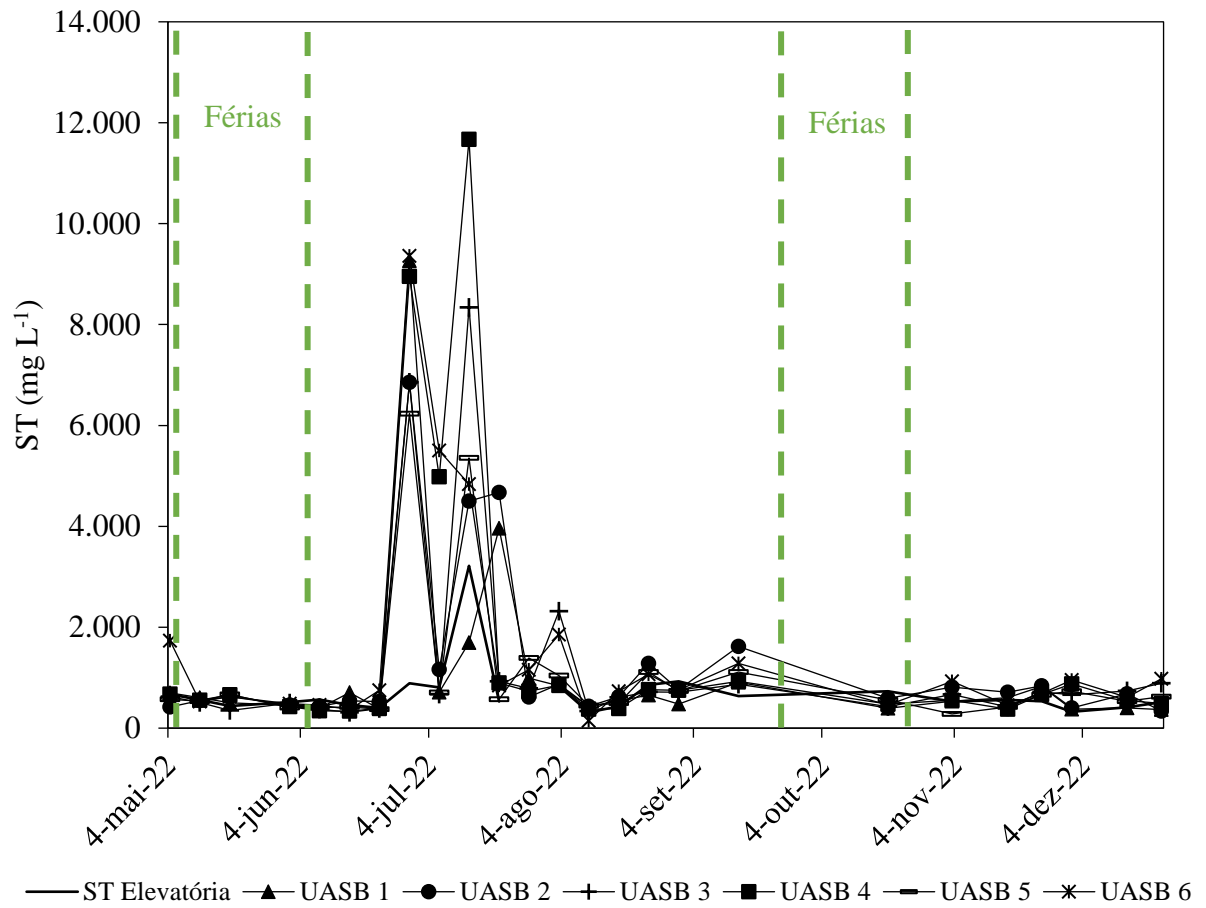
Entretanto, após o término das férias escolares e aumento da população circulante no campus da UFLA, houve um aumento significativo da DQO afluente e os reatores UASB não conseguiram suportar a carga orgânica aplicada (Figura 2), o que refletiu, em menor grau, nos FBAS (Figura 3). Tal fato não foi observado após as férias escolares de outubro (26 de setembro a 23 de outubro). Após o período de pandemia da COVID-19, no qual a vazão dos esgotos foi reduzida drasticamente pela restrição de acesso das pessoas ao campus da UFLA, houve perda de qualidade do lodo dos reatores. Lima (2021), ao avaliar as características do lodo presente nos reatores UASB da UFLA em novembro de 2021, verificou que a massa total de lodo aumentou em todos os reatores UASB. Entretanto, a redução na aplicação da COV durante o

período de pandemia, fez com que o lodo perdesse qualidade (redução de STV em relação aos STF), comparado ao levantamento realizado em fevereiro de 2018, aumentando o processo de flotação e arraste do mesmo. Se a COV fosse mantida como aplicada antes da paralização das atividades devido à COVID -19, haveria, provavelmente, o aumento dos SVT de forma mais proporcional ao aumento de massa de lodo total. A autora concluiu que durante a pandemia os reatores UASB da ETE-UFLA foram submetidos a uma reduzida carga orgânica volumétrica afluyente durante o período avaliado ($0,068 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO) e a um elevado tempo de detenção hidráulica (19,3 dias), o que refletiu em uma reduzida carga orgânica biológica ($0,004$ a $0,010 \text{ kg kg d}^{-1}$, na forma de $[\text{DQO}] [\text{SVT}]^{-1} [\text{dia}]^{-1}$), e resultou em perda de biomassa com arraste de lodo, caracterizado como sólidos totais efluente do sistema, e redução na eficiência de remoção de matéria orgânica, com média de 6% de redução de DQO durante o período analisado.

Assim, com o retorno da população universitária ao campus em 14/02/2022 houve o restabelecimento das condições de alimentação dos microrganismos. Entretanto, acredita-se que não tenha sido suficiente para a recuperação total dos microrganismos, e com as férias escolares de maio/2022 houve ainda mais perda da qualidade do lodo, e o aumento da vazão, com o retorno das atividades escolares em junho/2022, proporcionou o arraste do lodo de pior qualidade dos reatores.

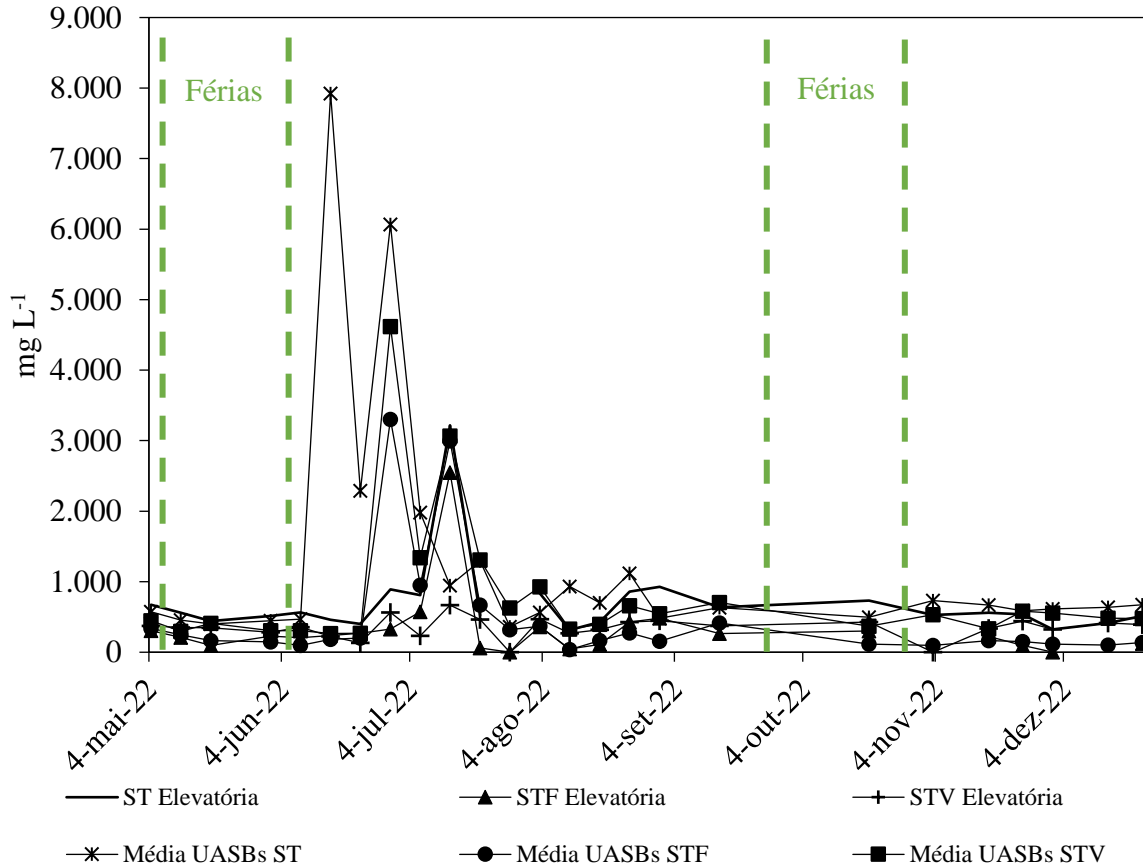
Este fato pode ser comprovado, pois houve grande quantidade de sólidos totais no efluente dos reatores UASB no mesmo período de aumento da DQO efluente dos UASB (Figura 4). E este lodo apresentou elevada quantidade de sólidos fixos (média de 462 mg L^{-1}), comparado aos sólidos voláteis (média de 775 mg L^{-1}) (Figura 5), ou seja, um lodo caracterizado por grande quantidade de material recalcitrante, que com o aumento da vazão com o retorno das atividades escolares pode ter promovido o arraste do material depositado na estação elevatória que antecede os reatores UASB bem como do lodo de dentro dos reatores. Assim, com o retorno das atividades e aumento da vazão na ETE-UFLA após as férias escolares de outubro/2022, acredita-se que o lodo de pior qualidade já estava presente em menor quantidade, o que não refletiu em arraste do lodo.

Figura 4. Variação dos valores de sólidos totais afluente e efluente dos reatores UASB ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2023).

Figura 5. Variação dos valores médios de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) afluente e efluente dos reatores UASB ao longo do período de monitoramento.



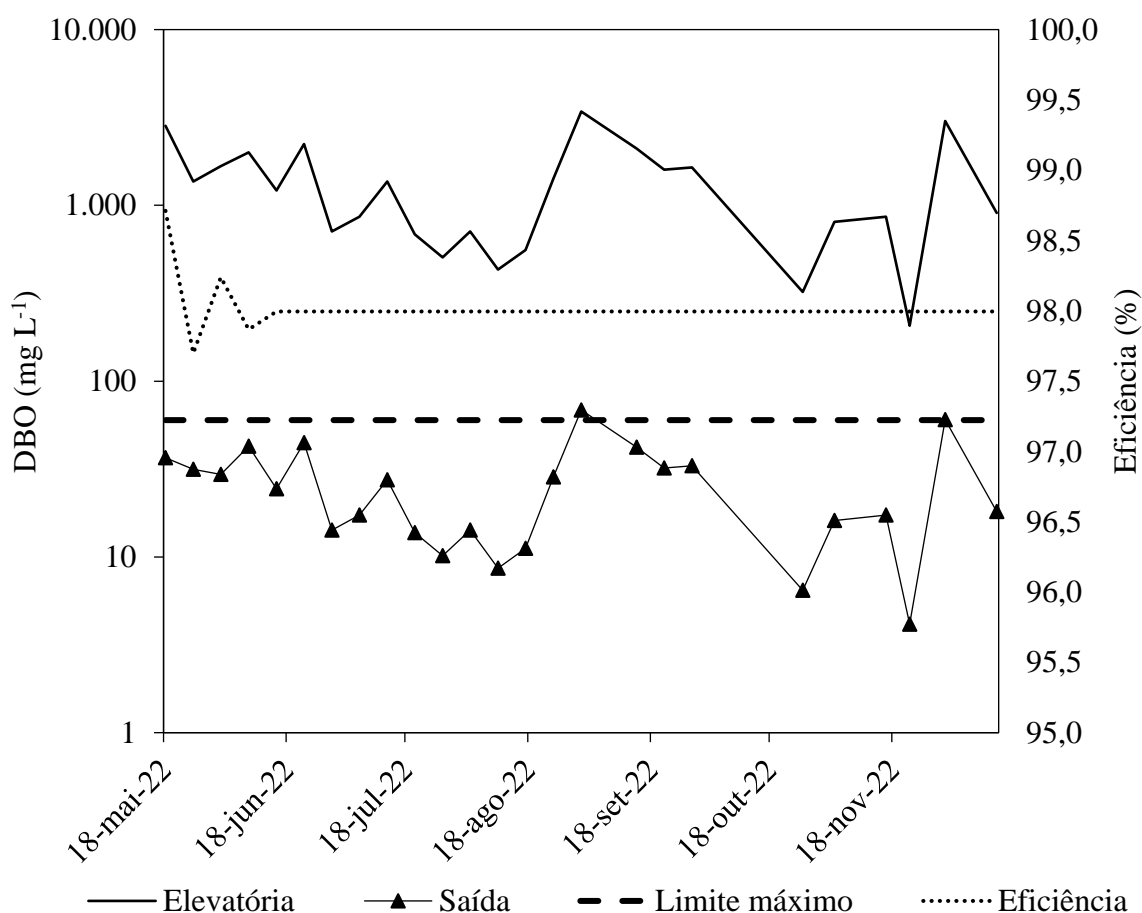
Fonte: Do Autor (2023).

Para reforçar a hipótese de arraste de lodo de menor qualidade dos reatores UASB, está apresentado na Figura 6, a variação dos valores afluente e efluentes de DBO dos reatores UASB. Apesar de terem sido observados picos nos valores de DQO e ST, após o retorno das atividades escolares em junho/2022, os mesmos não foram observados para a DBO, confirmando que o material expelido pelos reatores na forma de sólidos, apesar de orgânico (média de 775 mg L⁻¹ de SVT), era de baixa biodegradabilidade (relação média DQO/DBO = 37,5).

Desta forma, observa-se ainda na Figura 6, que os reatores UASB seguidos dos FBAs foram capazes de remover a DBO a valores que atendem a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n°8/2022, que estabelece valor máximo para disposição em cursos d'água de 60 mg L⁻¹ de DBO. Ou ainda, que o sistema de tratamento tenha eficiência média anual de maior ou igual a 70% e eficiência mínima pontual de 60% (MINAS GERAIS, 2022). No

presente trabalho, a eficiência média foi de 98%, e a concentração média efluente de 26 mg L⁻¹ de DBO.

Figura 6. Variação dos valores de DBO afluente e efluente da ETE/UFLA e eficiência de remoção de DBO ao longo do período de monitoramento, e limite máximo permitido para lançamento em cursos d'água pela DN Conjunta COPAM/CERH n°8/2022.

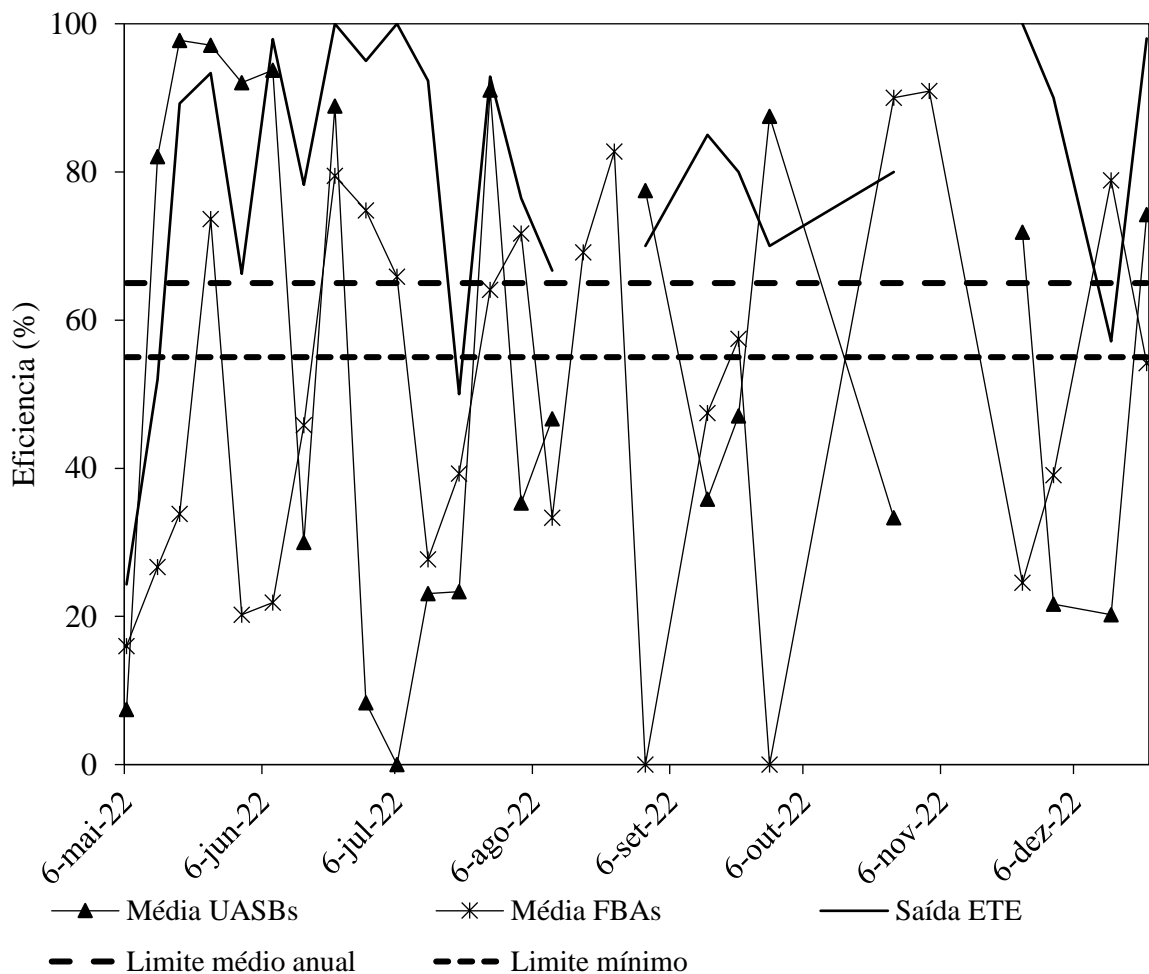


Fonte: Do Autor (2023).

Em relação à remoção de DQO (Figura 7) nota-se forte oscilação nos valores, e muitos valores abaixo do que a normativa ambiental estabelece. A variação dos valores de remoção de DQO está relacionada à baixa eficiência de remoção de sólidos (Figura 8). O arraste do lodo dos reatores UASB e, posteriormente dos FBAS, proporcionaram elevados valores de DQO efluente do sistema e consequentemente redução da eficiência de remoção de DQO. Em média, os reatores UASB e os FBAS removeram 54% e 49% de DQO ao longo do período de monitoramento. Valores médios ainda menores foram observados para remoção de ST nos UASB, de 8%. O que resultou, durante o monitoramento, em uma eficiência global média da

ETE de remoção de DQO e ST de 79% e 19%, e concentrações médias efluentes para as respectivas variáveis de 406 mg L^{-1} e 986 mg L^{-1} .

Figura 7. Variação dos valores de eficiência de remoção de DQO média pelos seis reatores UASB, pelos seis FBAS e pela ETE/UFLA ao longo do período de monitoramento, e limite mínimo médio anual e mínimo pontual permitido para lançamento em cursos d'água pela DN Conjunta COPAM/CERH n°8/2022.

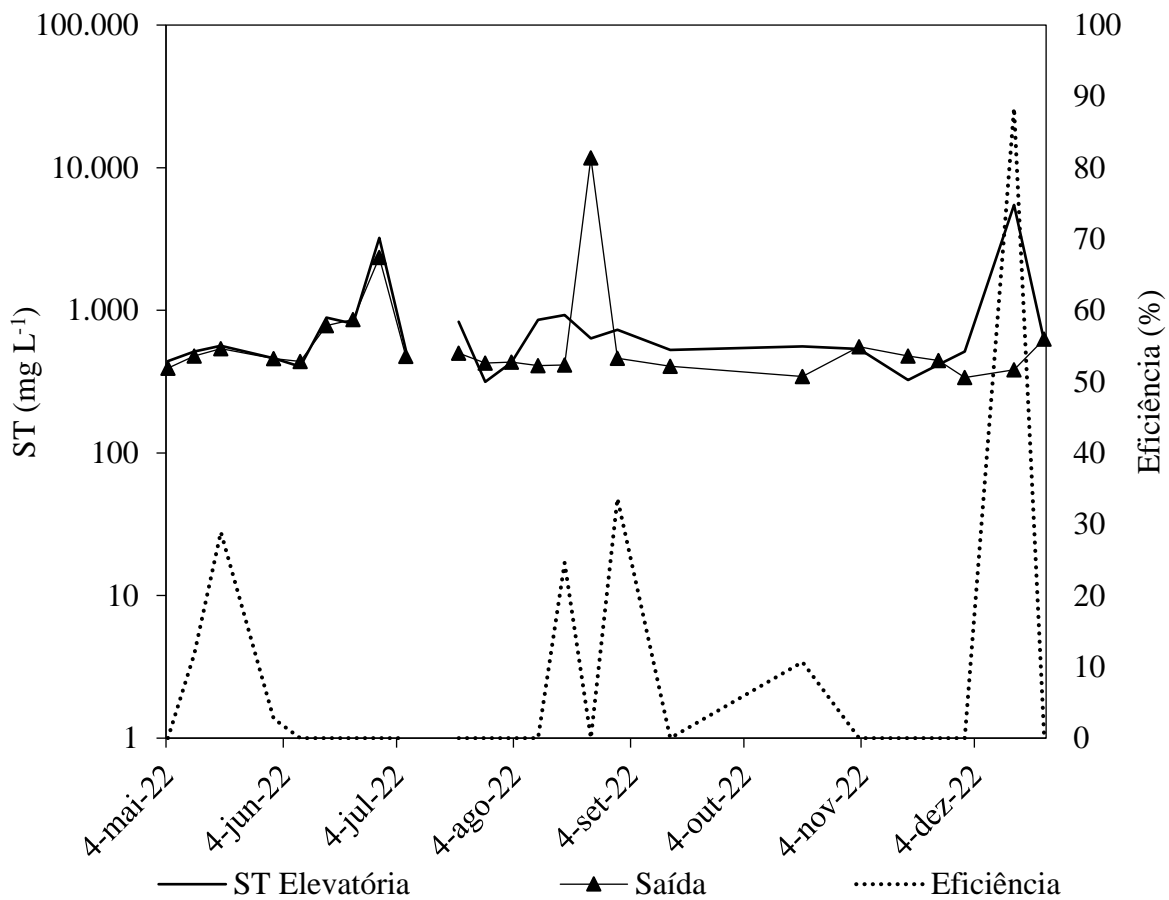


Fonte: Do Autor (2023).

No caso da DQO, o valor foi bem superior ao descrito pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n°8/2022, que estabelece valor máximo para disposição em cursos d'água de 180 mg L^{-1} de DQO. Ou ainda, que o sistema de tratamento tenha eficiência média anual de maior ou igual a 65% e eficiência mínima pontual de 55% (MINAS GERAIS, 2022). Neste caso, como eficiência média a ETE atende à legislação, mas ocorreram eficiências mínimas iguais a zero, o que desrespeita a legislação vigente. Destaca-se ainda que as

deficiências podem ser consideradas desde que não seja alterada a qualidade da água do corpo hídrico receptor, que no caso do presente trabalho é o Ribeirão Vermelho, sabidamente de vazão reduzida e de qualidade deteriorada pela contribuição pontual de esgotos não tratados da cidade de Lavras (MENEZES et al., 2016).

Figura 8. Variação dos valores de sólidos totais (ST) afluente e efluente da ETE/UFLA e eficiência de remoção de ST ao longo do período de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2023).

Para os ST não há critério normatizado para o lançamento. Entretanto, há padrão de 100 mg L⁻¹ de sólidos suspensos (SST). Partindo do princípio que tenha ocorrido arraste do lodo do sistema, acredita-se que o padrão de SST tenha sido superado.

Corroborando com a necessidade de melhorias no sistema, maiores eficiências foram observadas por Li, Gao e Yue (2012) que avaliaram o tratamento de efluente de produção de proteína de soja com DQO da ordem de 18.000 mg L⁻¹, e o conjunto UASB-FBAS foi capaz de remover 99% da DQO e dos 8.000 mg L⁻¹ de DBO afluente ao sistema. Ainda no tratamento de

esgoto doméstico, Gonçalves, Araújo e Bof (1999) obtiveram remoção de sólidos, DBO e DQO de 95%, 95% e 88%, respectivamente em um conjunto UASB-FBAS.

Em média, Von Sperling (2014) estabelece eficiências de remoção de DBO e para reatores UASB e FBAS, operando em conjunto no tratamento de efluentes domésticos, da ordem de 83-93% e 75-88%, nos quais os valores médios observados no presente trabalho se enquadram. Entretanto, quando se avaliar as curvas de eficiência ao longo do tempo (Figuras 6, 7 e 8), percebe-se que medidas devem ser tomadas para a melhoria do sistema de tratamento, a priori conscientização dos usuários dos laboratórios da universidade, devido à grande carga de matéria orgânica de menor biodegradabilidade no efluente.

6. CONCLUSÃO

Após a avaliação da remoção da matéria orgânica nos reatores UASB e FBAS da ETE-UFLA, é possível concluir que durante o período avaliado houve arraste de sólidos do reator UASB ocasionado pelo aumento da vazão quando do retorno das atividades escolares em junho de 2022.

A eficiência da ETE-UFLA quanto à remoção de DBO atendeu às exigências ambientais durante o período avaliado (98% de eficiência média e DBO média efluente de 26 mg L⁻¹). Porém, a eficiência de tratamento quanto à remoção de sólidos totais foi relativamente baixa (19% e média efluente de 986 mg L⁻¹), e a remoção de DQO não atendeu à legislação vigente quanto ao valor de disposição (média de 406 mg L⁻¹) ou eficiência mínima pontual de remoção, que foi igual a zero em nove das 22 amostragens.

O sistema biológico de tratamento da ETE-UFLA composto pelos reatores UASB e FBAs precisam de intervenção nas condições atuais de operação para a melhoria das eficiências de remoção de matéria orgânica de menor biodegradabilidade que compõe a DQO afluente à ETE.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOU-ELELA, S.I.; FAWZY, M.E.; EL-GENDY, A.S. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v.84, p.53-57, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.022>.

ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A. A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, n.6, p.205-212, 2015. <https://doi.org/10.4236/abb.2015.63020>.

ALMEIDA, P.G.S; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. **Operação de filtros biológicos percoladores pós-reactores UASB sem a etapa de decantação secundária.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, p. 281-290, 2011.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: Campos, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** 1 ed. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1999. Cap. 1, p 1-28.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. L. Build up of volatile fatty acids (VFA) in anaerobic reactors under stress conditions: causes and control strategies. *Eng. sanit. ambient.*, v.10, n.2, p.152-161, 2005.

BERTOLINO, S.M.; CARVALO, C.F.; AQUINO, S.F. Characterization and biodegradability of wastewater produced in university campus. *Eng. sanit. ambient.*, v.13, n.3, p.271-277, 2008.

BRAGA, L. N.; TRABLY, E.; SANTA-CATALINA, G.; BERNET, N.; DELGENÈS, J.P.; ESCUDIÉ, R. Biomethanation processes: new insights on the effect of a high H₂ partial pressure on microbial communities. *Biotechnol. Biofuels*, v.13, p.1–17, 2020.

BREMER, J. R. A. Aerobic and anaerobic biodegradation. *J Ecosys Ecograph.*, v.12, 325, 2022. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000325>.

BRITO, M.G.S.L.; NUNES, F.C.B.; MAGALHÃES, H.L.F.; LIMA, W.M.P.B.; MOURA, F.L.C.; FARIAS NETO, S.R.; LIMA, A.G.B. Hydrodynamics of UASB reactor treating domestic wastewater: a three-dimensional numerical study. *Water*, v.12, 279, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12010279>.

CAMPOS, C. M. M. et. al. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando de efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. *Ciência e Agrotecnologia*. Lavras, v. 28, n. 6, p. 1376 – 1384, nov./dez., 2004.

CAMPOS, J. R. et. al. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** São Carlos: PROSAB, 1999. *E-book*. Disponível em:

<http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf>. Acesso: 10 out. 2022.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, v. 5, 2007.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. 2^a ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. 379p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.5).

CHERNICHARO, C.A.L.; VAN LIER, J.B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T.B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v.14, n.4, p.649-679, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>.

CHONG, S.; CHONG, J. Methane: a natural gas. **Microbiology Today**. p. 124-127, 2008.

COLLIVIGNARELLI, M. C. Applications of Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) and characteristics of its microbial community: A review of bibliometric trend and recent findings. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. Basel, v. 18, n. 10326, set. 2021.

COSTA, C. C.; GUILHOTO, J. J. M. Saneamento rural no Brasil: impacto da fossa séptica biodigestora. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Edição Especial, p. 51-60, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019010000171>.

DAUD, M. K. et. al. Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment. **Journal of Chemistry**. Londres, v. 2018, n. 1596319, 13 p., 2018.

DHAKED, R. K.; SINGH, P.; SINGH, L. Biomethanation under psychrophilic conditions. **Waste Manag.**, v.30, p.2490–2496, 2010.

EL HOUARI, A.; RANCHOU-PEYRUSE, M.; RANCHOU-PEYRUSE, A.; BENNISSE, R.; BOUTERFAS, R.; URRIZA, M.S.G.; QATIBI, A-I.; GUYONEAUD, R. Microbial communities and sulfate-reducing microorganisms abundance and diversity in municipal anaerobic sewage sludge digesters from a wastewater treatment plant (Marrakech, Morocco). **Processes**, v. 8, n.10,1284. 2020. <https://doi.org/10.3390/pr8101284>.

FARABEGOLI, G.; CHIAVOLA, A.; ROLLE, E. The Biological Aerated Filter (BAF) as alternative treatment for domestic sewage. Optimization of plant performance. **Journal of Hazardous Materials**, v.17, n.1-3, p.1126-1132, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.128>.

FIALHO, D. E. S. **Caracterização do esgoto sanitário e avaliação da eficiência da ETE/UFLA na remoção de fármacos e desreguladores endócrinos**. 2019. 98 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

GONÇALVES, R. F.; ARAÚJO, V. L. BOF, V. S. Combining Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors and Submerged Aerated Biofilters for Secondary Domestic Wastewater Treatment. *Water Science and Technology*, v.40, n.8, p.71–79, 1999. <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0389>.

GRESES, S.; TOMÁS-PEJÓ, E.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Short-chain fatty acids and hydrogen production in one single anaerobic fermentation stage using carbohydrate-rich food waste. **J. Clean. Prod.**, v.284, 124727, 2021.

GUERI, M. V. D. MELEGARI S. N. S. KUCZMAN, O. Operational parameters of anaerobic digestion process of food waste: a review. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p.17-25, 2018.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando esgotos: Processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola – Química ambiental**, p. 19 – 30, 2001.

HANSEN, R.; THOGERSEN, T.; ROGALLA, F. Comparing cost and process performance of activated sludge (AS) and biological aerated filters (BAF) over ten years of fullscale operation. **Water Sci. Technol.**, v.55, n.8–9, p.99–106, 2007.

HE, K.; LI, W.; TANG, L.; LI, W.; LV, S.; XING, D. Suppressing methane production to boost high-purity hydrogen production in microbial electrolysis cells. **Environ. Sci. Technol.**, v.56, p. 11931–11951, 2022.

IORHEMEN, O. T.; LIU, Y. Effect of feeding strategy and organic loading rate on the formation and stability of aerobic granular sludge. **Journal of Water Process Engineering**, v.39, 101709, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101709>.

JIANG, M.; WESTERHOLM, M.; QIAO, W.; WANDERA, S.M.; DONG, R. High-rate anaerobic digestion of swine wastewater in an anaerobic membrane bioreactor. **Energy**, v.193, 116783, 2020.

JO, Y.; RHEE, C.; CHOI, H.; SHIN, J.; SHIN, S.G.; LEE, C. Long-term effectiveness of bioaugmentation with rumen culture in continuous anaerobic digestion of food and vegetable wastes under feed composition fluctuations. **Bioresour. Technol.**, v.338, 125500, 2021.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014. 1050 p.

LI, Z.; GAO, B.; YUE, Q. UASB-A/O-BAF treatment of high strength wastewater: a case study for soybean protein wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v.47, n.1-3, p.24-30, 2012. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.696406>.

LIMA, N. **Estabilidade dos reatores UASB da ETE-UFLA em um período da pandemia com reduzida carga orgânica**. 2021. 40p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2021.

LIU, Y.Q.; ZHANG, X.; ZHANG, R.; LIU, W.T.; TAY, J.H. Effects of hydraulic retention time on aerobic granulation and granule growth kinetics at steady state with a fast start-up strategy. **Appl Microbiol Biotechnol.**, v.100, n.1, p.469-77, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6993-3>.

MACHADO, E.S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. C. A. Considerações sobre o processo de enquadramento dos corpos de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 17-27, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019181252>

MARTÍNEZ, Lucía García. **Densificación y torrefacción de biomasa de chumbera (Opuntia SPP) y jara (Cistus SPP)**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – E.T.S.I. Industriales (UTM). Madrid, 2016.

MAURUS, K.; KREMMETER, N.; AHMED, S.; KAZDA, M. High-resolution monitoring of VFA dynamics reveals process failure and exponential decrease of biogas production. **Biomass Convers. Biorefinery**, v.1, p.1–11, 2021.

MENEZES, J. P. C. et al. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.3, p.519-534, 2016.

MENEZES, L. C. C. **Caracterização do efluente gerado no campus Poços de Caldas da Universidade Federal de Alfenas**. 2017. 69 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2017.

METCALF, EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: HESPANHOL, I.; MIERZWA, J.C. 5.ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980p.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 08, de 21 de novembro de 2022. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Diário Executivo Minas Gerais, 02 de dezembro de 2022.

MULYANI, H.; BUDIANTO, G.P.I.; MARGONO, KAAVESSINA, M. The influence of pH adjustment on kinetics parameters in tapioca wastewater treatment using aerobic sequencing batch reactor system. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON INDUSTRIAL, MECHANICAL, ELECTRICAL, AND CHEMICAL ENGINEERING, 3., 2018. **Proceedings....** Melville, NY: AIP Publishing, 1931, 030007-1-030007-5. <https://doi.org/10.1063/1.5024066>.

NAVARRO, S.S; CIMPOIA, R.; BRUANT, G.; GUIOT, S. R. Biomethanation of syngas using anaerobic sludge: shift in the catabolic routes with the CO partial pressure increase. **Front Microbiol.**, v. 7, 1188, 2016.

NKAMGA, V. D.; HENRISSAT, B.; DRANCOURT, M. Archaea: Essential inhabitants of the human digestive microbiota. **Human Microbiome Journal**, v.3, p.1-8, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.humic.2016.11.005>.

NYIKA, J.; DINKA, M. O. A mini-review on wastewater treatment through bioremediation towards enhanced field applications of the technology. **AIMS Environmental Science**, v.9, n.4, p.403-431, 2022. <https://doi.org/10.3934/environsci.2022025>.

OLIVEIRA, J.F.; FIA, R.; FIA, F.R.L.; RODRIGUES, F. N.; MATOS, M.P.; SINISCALCHI, L.A.B. . **Journal o**Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic

load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CWf
Environmental Management, v.262, 110386, 2020,
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110386>.

OLIVEIRA, D. V. M.; VOLSCHAN JUNIOR, I.; JORDAO, E. P. Comportamento e desempenho do processo reator biológico com leito móvel (MBBR) para a remoção da matéria orgânica e compostos nitrogenados. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 4, n.1, p. 12-26, 2011.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias**. Parte 1: Análise de desempenho. Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2005.

PAN, S.; TAY, J.-H.; HE, Y.-X.; TAY, S.T.-L. The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules. **Letters in Applied Microbiology**, v.38, p.158–163, 2024.

PEIXOTO, F.S.; LIMA, B.G.; BARROS, A.R.M.; SILVA FILHO, H.A.; SANTOS, E.V.M. Importância da caracterização de esgotos gerados em instituições de ensino – estudo de caso – IFCE, Campus Limoeiro do Norte. In: CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, 7. 2012. **Anais eletrônicos...** Palmas: IFTO. Disponível em: <<https://propi.ifto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/845/2233>>. Acesso em: 15 fev. 2023.

PEREIRA, H. S. **Estudo da caracterização do efluente do campus universitário capão do leão e possibilidade de reúso**. 2014. 64p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2014.

REZASOLTANI, S.; SHAYEGAN, J.; JALALI, S. Effect of pH on aerobic granulation and treatment performance in sequencing batch reactors. **Chemical Engineering & Technology**, v.38, n.5, p.851–858 2015. <https://doi.org/10.1002/ceat.201400400>.

RISSOLI, César Augusto. **Estudo de parâmetros operacionais do reator UASB tratando esgoto doméstico e avaliação da biodegradabilidade do seu efluente**. 2004. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH.DM – 073/04, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 125p.

RUFFINO, B.; CERUTTI, A.; CAMPO, G.; SCIBILIA, G.; LORENZI, E.; ZANETTI, M. Thermophilic vs. mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: modelling and energy balance for its applicability at a full scale WWTP. **Renew. Energy**, v.156, p.235–248, 2020.

SANTOS, S. L.; VAN HAANDEL, A. Influência da temperatura sobre o desempenho do tratamento anaeróbico de esgoto. **Revista DAE**. v. 67, n. 216, p. 52 - 69, 2019.

SEGHEZZO, L. et. al. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**. v. 65, n. 3, p. 175 – 190, 1998.

SHAKERKHATIBI, M.; GANJIDOUST, H.; AYATI, B.; FATEHIFAR, E. Performance of aerated submerged fixed-film bioreactor for treatment of acrylonitrile-containing wastewater. **Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.**, v.7, n.4, p.327-336, 2010.

SIKOSANA, M. L.; SIKHWIVHILU, K.; MOUTLOALI, R.; MADYIRA, D. M. Municipal wastewater treatment technologies: A review. **Procedia Manufacturing**, v.35, p.1018-1024, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2019.06.051>.

SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa**, v. 5, p. 522-528. 2018

STAZI, V.; TOMEI, M. C. Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: state of the art, innovative technologies and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 78-91, 2018.

VÍTĚZOVÁ, M.; KOHOUTOVÁ, A.; VÍTĚZ, T.; HANIŠÁKOVÁ, N.; KUSHKEVYCH, I. Methanogenic microorganisms in industrial wastewater anaerobic treatment. **Processes**, v. 8, n.12, 1546, 2020. <https://doi.org/10.3390/pr8121546>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.1).

ZAMRI, M.F.M.A.; HASMADY, S.; AKHIAR, A.; IDERIS, F.; SHAMSUDDIN, A.H.; MOFIJUR, M.; FATTAH, I.M.R.; MAHLIA, T.M.I. A comprehensive review on anaerobic

digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renew. Sustain. Energy Rev.**, v.137, 110637, 2021.

ZIELINSKI, M.; KAZIMIEROWICZ, J.; DEBOWSKI, M. Advantages and limitations of anaerobic wastewater treatment—technological basics, development directions, and technological innovations. **Energies**, v.16, 83, 2023. <https://doi.org/10.3390/en16010083>.