



SOFIA NARCISO SHIKI

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DA ETE DA UNIVERSIDADE
FEDERAL DE LAVRAS: UMA AVALIAÇÃO DO
DESEMPENHO DOS REATORES**

**LAVRAS – MG
2026**

SOFIA NARCISO SHIKI

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DA ETE DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS:
UMA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS REATORES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para a obtenção do título de Mestre.

Prof.(a) Dr.(a) Fátima Resende Luiz Fia
Orientador(a)

**LAVRAS-MG
2026**

FICHA CATALOGRÁFICA

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com
dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Shiki, Sofia Narciso.

Análise de eficiência da ETE da Universidade Federal de Lavras : Uma avaliação
do desempenho dos reatores / Sofia Narciso Shiki. - 2026.

86 p. : il.

Orientadora: Fátima Resendo Luiz Fia

Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal de Lavras, 2026.
Bibliografia.

1. Reatores anaeróbios. 2. Saneamento básico. 3. Legislação ambiental. I. Fia,
Fátima Resendo Luiz. II. Universidade Federal de Lavras. III. Título.

SOFIA NARCISO SHIKI

**ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DA ETE DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS:
UMA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS REATORES**

**EFFICIENCY ANALYSIS OF THE SEWAGE TREATMENT PLANT AT THE
FEDERAL UNIVERSITY OF LAVRAS: AN EVALUATION OF REACTOR
PERFORMANCE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 25 de fevereiro de 2026.

Dra. Iara Barbosa Magalhães UFLA

Dr. Jacineumo Falcão de Oliveira UFERSA

Dr. Ronaldo Fia UFLA

Documento assinado digitalmente
 **FATIMA RESENDE LUIZ FIA**
Data: 17/06/2026 19:26:26-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof (a). Dr (a). Fátima Resende Luiz Fia
Orientador(a)

LAVRAS-MG
2026

RESUMO

O tratamento de esgoto é um serviço essencial do saneamento básico, que visa proteger o meio ambiente e melhorar a qualidade de vida da população. Algumas instituições de grande porte, como universidades, se assemelham a centros urbanos em produção de esgoto e, portanto, têm investido cada vez mais em suas próprias estações de tratamento de efluentes (ETE). Nesse contexto, a Universidade Federal de Lavras (UFLA) possui uma estação de tratamento de efluentes, a ETE-UFLA, que é composta por tratamento preliminar, primário e secundário, este último contendo seis reatores *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) seguidos por seis filtros biológicos aerados submersos (FBAS). Para verificar o bom funcionamento dessas unidades de tratamento é essencial o acompanhamento constante das características do afluente e efluente da ETE e diante disso, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a eficiência de cada reator UASB e da ETE como um todo por meio de variáveis físico-químicas, tais como, alcalinidade, acidez, pH, temperatura, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio total e sólidos que foram realizados seguindo as metodologias descritas em APHA (2023). As amostras foram avaliadas no período de 2022 e 2023, sendo coletadas na elevatória interna da ETE (afluente dos reatores UASB), na saída de cada reator e na saída da ETE. Adicionalmente, caracterizou-se o perfil de lodo nos reatores para mensurar o crescimento microbiano via sólidos totais voláteis. A vazão média durante o período de análise foi, aproximadamente, $118,4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, o que garantiu um tempo de detenção hidráulico (TDH) igual a 13,48 h. Os resultados revelaram uma instabilidade no desempenho dos reatores UASB, devido à queda de 64% da eficiência na remoção da demanda química de oxigênio (DQO) de 2022 para 2023, fenômeno que pode ser atribuído à baixa carga orgânica volumétrica ($0,65 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), aos picos de vazão e à ausência de descarte regular de lodo, que provocou o arraste de sólidos. Embora o sistema combinado tenha mantido conformidade legal, com eficiências globais de 79% e 66% e remoção do nitrogênio Kjeldahl total (NKT) superior a 60%, a unidade operou abaixo de seu potencial. Com isso, o sistema requer intervenções operacionais, como o ajuste do número de reatores em operação, visando aumentar a carga orgânica, e a implementação de um cronograma rigoroso de descarte de lodo para estabilizar a digestão anaeróbia.

Palavras-chave: Reatores anaeróbios; Saneamento básico; Legislação ambiental.

ABSTRACT

Sewage treatment is an essential basic sanitation service, aimed at protecting the environment and improving life quality. Some large institutions, such as universities, are similar to urban centers in sewage yield and have therefore been investing more and more in their own sewage treatment plants (STPs). In this context, the Federal University of Lavras (UFLA) has a sewage treatment plant, the ETE-UFLA, which comprises preliminary, primary, and secondary treatment, the latter containing six Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors followed by six submerged aerated biological filters (SBBFs). In order to assess the proper functioning of these treatment units, constant monitoring of the influent and effluent characteristics of the sewage treatment plant (STP) is essential. Therefore, the objective of this study was to evaluate the efficiency of each UASB reactor and the STP as a whole through physicochemical variables such as alkalinity, acidity, pH, temperature, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total nitrogen and solids. These analyses were conducted following the methodologies described in APHA (2023). Samples were taken between 2022 and 2023, collected from the internal pumping station of the sewage treatment plant (influent to the UASB reactors), at the outlet of each reactor, and at the outlet of the sewage treatment plant. Additionally, the sludge in the reactors was characterized to measure microbial growth via total volatile solids. The average flow rate during the analysis period was approximately $118.4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, which ensured a hydraulic retention time (HRT) of 13.48 h. The results revealed instability in the performance of the UASB reactors, due to a 64% decrease in chemical oxygen demand (COD) removal efficiency from 2022 to 2023. This phenomenon can be attributed to the low volumetric organic load ($0.65 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), peak flow rates, and the absence of regular sludge disposal, which caused the entrainment of solids. Although the combined system maintained legal compliance, with overall efficiencies of 79% and 66% and total Kjeldahl nitrogen (TKN) removal exceeding 60%, the unit operated below its potential. Therefore, the system requires operational interventions, such as adjusting the number of reactors in operation to increase the organic load, and implementing a strict sludge disposal schedule to stabilize anaerobic digestion.

Keywords: Anaerobic reactors; Basic sanitation; Environmental legislation.

INDICADORES DE IMPACTO

O presente trabalho apresenta impactos socioambientais, tecnológicos e extensionistas, tanto concretos quanto em potencial, centrados na gestão do saneamento no campus da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Tecnicamente, a pesquisa quantifica a instabilidade operacional dos seis reatores UASB. O impacto direto reside na proposição de estratégias de controle, como o ajuste do número de reatores em operação e o descarte regular de lodo, visando estabilizar a digestão anaeróbia e otimizar a infraestrutura existente. Socialmente, o território impactado compreende o campus universitário e o entorno do ribeirão Vermelho, curso d'água receptor do efluente. O público beneficiado inclui a comunidade acadêmica, além das populações a jusante que dependem da preservação dos recursos hídricos locais. Economicamente, a otimização operacional sugerida mitiga gastos desnecessários com manutenção reativa e evita sanções administrativas por inconformidade com padrões de lançamento estabelecidos pela legislação estadual e federal. O caráter extensionista manifesta-se no potencial de aplicação dos resultados como modelo de gestão para outros núcleos urbanos e instituições de ensino, promovendo a integração entre a pesquisa científica e a aplicabilidade social das tecnologias ambientais. O trabalho classifica-se na área temática de Meio Ambiente e Tecnologia e Produção. A UFLA é uma referência em práticas inovadoras e iniciativas que integram a sustentabilidade, desenvolvendo projetos e reconhecida por prêmios nacionais e internacionais. Além disso, os impactos estão alinhados aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especificamente ao ODS 6 (Água Potável e Saneamento), ao buscar a gestão sustentável e a redução da poluição hídrica por meio da melhoria no tratamento de efluentes.

IMPACT INDICATORS

The present work presents socio-environmental, technological, and extensionist impacts, both concrete and potential, centered on sanitation management at the Federal University of Lavras (UFLA) campus. Technologically, the research quantifies the operational instability of the six UASB reactors. The direct impact lies in the proposal of control strategies, such as adjusting the number of reactors in operation and the regular disposal of sludge, aiming to stabilize anaerobic digestion and optimize the existing infrastructure. Socially, the impacted territory comprises the university campus and the surroundings of the ribeirão Vermelho, the receiving watercourse of the effluent. The benefited public includes the academic community, in addition to downstream populations that depend on the preservation of local water resources. Economically, the suggested operational optimization mitigates unnecessary expenses with reactive maintenance and avoids administrative sanctions for non-compliance with discharge standards established by state and federal legislation. The extensionist character manifests in the potential application of the results as a management model for other urban centers and educational institutions, promoting the integration between scientific research and the social applicability of environmental technologies. The work is classified in the thematic areas of Environment and Technology and Production. UFLA is a benchmark in innovative practices and initiatives that integrate sustainability, developing projects and recognized by national and international awards. Furthermore, the impacts are aligned with the UN Sustainable Development Goals (SDGs), specifically SDG 6 (Clean Water and Sanitation), by seeking sustainable management and the reduction of water pollution through improvements in effluent treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação de um reator UASB	21
Figura 2 - Estação de Tratamento de Esgoto da UFLA	32
Figura 3 - Estações Elevatórias de Esgoto Goiabeiras (A) e Veterinária (B)	33
Figura 4 - Programa de controle das EEEs na ETE	33
Figura 5 – Unidades da ETE	33
Figura 6 – Entrada da ETE	34
Figura 7 - Caixa de gordura, caixas distribuidoras e reatores UASB	34
Figura 8 - FBAS e filtros de areia	35
Figura 9 - Clorador	35
Figura 10 - Radiação UV	36
Figura 11 - Calha Parshall (saída)	36
Figura 12 - Filtro prensa	37
Figura 13 - Pontos de coleta de lodo ao longo da altura dos UASB e desenho esquemático da altura de cada camada	38
Figura 14 - Variação da vazão afluyente a ETE e do TDH dos reatores UASB no ano de 2023	41
Figura 15 - Variação da relação AI/AP no efluente dos reatores UASB no ano de 2022	43
Figura 16 - Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no afluyente e efluente do reator UASB 1 no ano de 2022	52
Figura 17 - Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no afluyente e efluente do reator UASB 2 no ano de 2022	52
Figura 18 - Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no afluyente e efluente do reator UASB 3 no ano de 2022	53
Figura 19 - Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no afluyente e efluente do reator UASB 4 no ano de 2022	53
Figura 20 - Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no afluyente e efluente do reator UASB 5 no ano de 2022	54
Figura 21 - Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no afluyente e efluente do reator UASB 6 no ano de 2022	54
Figura 22 - Variação da concentração de DQO no afluyente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2022	55

Figura 23 - Variação da concentração de DQO no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2023	56
Figura 24 - Variação da eficiência média de remoção de DQO dos seis reatores UASB e da carga orgânica volumétrica (COV) afluente aos reatores UASB no ano de 2023	57
Figura 25 - Variação de ST em relação à vazão no ano de 2023	58
Figura 26 - Variação da concentração de ST no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2022	59
Figura 27 - Variação da concentração de ST no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2023	60
Figura 28 - Variação da concentração de SFT e SVT no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE no ano de 2022.....	61
Figura 29 - Variação da concentração de SFT e SVT no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE no ano de 2023.....	62
Figura 30 - Variação da concentração de NTK no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2022	64
Figura 31 - Variação da concentração de NTK no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2023	65
Figura 32 - Variação dos valores de concentração e massa de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) nos amostradores ao longo da altura dos seis reatores UASB – junho/2022.....	66
Figura 33 - Variação dos valores de concentração e massa de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) nos amostradores ao longo da altura dos seis reatores UASB – agosto/2023	67

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1 - Análises e métodos	37
Tabela 1 - Número de universidades federais em relação ao tipo de tratamento de efluentes	17
Tabela 2 - Condições de lançamento de efluentes	29
Tabela 3 - Parâmetros de lançamento de efluentes em Minas Gerais	30
Tabela 4 - Dados de temperatura na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022, em °C	42
Tabela 5 - Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão (DP) e número de amostras (N) das variáveis monitoradas no ano de 2022	44
Tabela 6 - Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão (DP) e número de amostras (N) das variáveis monitoradas no ano de 2023	45
Tabela 7 – Dados de alcalinidade total na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022, em mg L ⁻¹ de CaCO ₃	47
Tabela 8 – Dados de alcalinidade parcial na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022, em mg L ⁻¹ de CaCO ₃	50
Tabela 9 - Dados de alcalinidade intermediária na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022, em mg L ⁻¹ de CaCO ₃	50
Tabela 10 - Dados de alcalinidade a bicarbonato, em mg L ⁻¹ de CaCO ₃ , e de ácidos voláteis totais, em mg L ⁻¹ , na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022	51
Tabela 11 - Valores da massa de sólidos totais (ST) e percentuais de sólidos totais voláteis (STV) observadas nos reatores UASB no presente trabalho (junho/2022 e agosto/2023) e avaliadas por Farias <i>et al.</i> (2019) e Lima (2021)	67
Tabela 12 - Valores da relação SV/ST de cada uma das alturas dos amostradores dos seis reatores UASB nos anos de 2022 e 2023	69
Tabela 13 - Temperatura média (°C) e valores de K(t) (kg m ⁻³) de cada mês do ano de 2023	70
Tabela 14 - Valores da produção estimada de biogás	71
Tabela 15 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis referentes aos reatores no ano de 2022	74
Tabela 16 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis referentes à entrada, aos reatores e à saída no ano de 2023	75

LISTA DE SIGLAS

AB	Alcalinidade a Bicarbonato
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
AVT	Ácidos Voláteis Totais
BNH	Banco Nacional da Habitação
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COB	Carga Orgânica Biológica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EEE	Estação Elevatória de Esgoto
FBAS	Filtro Biológico Aerado Submerso
FRD	Filtro Rápido de Areia Descendente
FUNASA	Fundação Nacional da Saúde
LDNSB	Lei de Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico
MDR	Ministério do Desenvolvimento Regional
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
NMP	Número Mais Provável
ONU	Organização das Nações Unidas
PB	Proteína Bruta
Planasa	Plano Nacional de Saneamento
Plansab	Plano Nacional de Saneamento Básico
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 Objetivo geral	14
2.2 Objetivos específicos	14
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1 Contexto nas instituições de ensino superior	15
3.2 Processos anaeróbio e aeróbio	18
3.2.1 Processo anaeróbio	18
3.2.2 Reator Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)	20
3.2.2.1 Indicadores de desempenho e estabilidade	22
3.2.3 Sistemas combinados (UASB e FBAS)	23
3.3 Legislação	25
4 METODOLOGIA	32
4.1 Área de estudo	32
4.2 Amostras e análises	37
4.2.1 Estimativa da produção de biogás	39
4.2.2 Correlação linear simples (Pearson)	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	41
5.1 Parâmetros operacionais e temperatura	41
5.2 Variáveis de monitoramento da ETE da UFLA	43
5.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade e acidez	46
5.2.2 Remoção de matéria orgânica e sólidos	55
5.2.3 Nitrogênio	63
5.3 Produção de lodo	66
5.4 Produção estimada de biogás	69
5.5 Análise da matriz de correlação de Pearson	72
6 CONCLUSÃO	76
REFERÊNCIAS	78

1 INTRODUÇÃO

O crescimento exponencial da população mundial, aliado às atividades humanas intensificadas, exerce uma pressão cada vez maior sobre os recursos naturais do planeta. A consequência direta dessa dinâmica é a degradação ambiental, com destaque para a poluição hídrica pelo lançamento inadequado de efluentes líquidos. A contaminação de rios, solos e do ar por esses efluentes, provenientes de diversos setores como o doméstico, industrial e agrícola, representa uma grave ameaça à saúde pública e aos ecossistemas (Azevedo; Oliveira; Cavalcanti, 2020).

Diante desse cenário, a busca por soluções eficazes e sustentáveis para o tratamento de esgoto torna-se imperativa. Os métodos biológicos, que se baseiam na ação de microrganismos para degradar a matéria orgânica presente nos efluentes, destacam-se como alternativas devido à sua alta eficiência e menor impacto ambiental em comparação aos processos físico-químicos. Entre as diversas tecnologias disponíveis, os processos aeróbios, anaeróbios e anóxicos apresentam características distintas e complementares, sendo a escolha do método mais adequado condicionada a vários fatores, dentre eles a natureza dos efluentes, o clima, as condições locais, o custo, a mão-de-obra e o destino do efluente (Oliveira, 2019).

Em países de clima tropical, como o Brasil, as lagoas de estabilização, lagoas aeradas, reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), lodos ativados e *wetlands* são as tecnologias de tratamento de efluentes mais comumente empregadas (Mendonça; Mendonça, 2016). Dentre essas, o reator UASB se destaca por sua alta eficiência na remoção de matéria orgânica, com eficiências de remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio) e SST (Sólidos Suspensos Totais) que podem chegar a 75%, 70% e 80%, respectivamente (Von Sperling, 2014).

As universidades podem ser consideradas como pequenos núcleos urbanos e com grande influência no desenvolvimento e aplicabilidade de tecnologias ambientais (Tauchen; Brandli, 2006). Reconhecendo a importância do saneamento básico para a qualidade de vida e a preservação do meio ambiente, elas têm investido cada vez mais em infraestrutura para o tratamento de seus efluentes. Um exemplo disso é a implantação de estações de tratamentos de esgoto (ETEs), contribuindo não apenas para a proteção dos recursos hídricos locais, mas também como um modelo para a implementação de soluções similares em outras localidades (Tauchen; Brandli, 2006).

A Universidade Federal de Lavras (UFLA) é um dos exemplos de instituição que possui sua própria estação de tratamento de esgoto, equipada com tecnologias avançadas e bem estabelecidas na literatura, como o reator UASB. Por outro lado, embora esse sistema seja

reconhecido por sua eficiência e viabilidade econômica, alguns fatores podem comprometer seu desempenho, com destaque para o excesso de lodo, a presença de espuma, as variações de temperatura e pH. Esses são exemplos de variáveis que podem reduzir a eficácia do tratamento (Miki, 2010; Marques, 2016).

A relevância de monitorar essa unidade acentuou-se no cenário pós-pandemia, período em que a interrupção ou a oscilação drástica da vazão afluyente impuseram desafios operacionais, tornando imprescindível a reavaliação do sistema para garantir sua plena recuperação funcional. Nesse contexto, a utilização de reatores anaeróbios destaca-se não apenas pela eficiência técnica, mas como uma estratégia fundamental alinhada ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6) da ONU, ao promover o acesso ao saneamento através de soluções de baixo custo e simplificação operacional. Por fim, ao consolidar o UASB como uma tecnologia de reduzido consumo energético e baixa demanda de capital, reforça-se a necessidade de estudos que validem sua estabilidade operacional e conformidade do efluente em escala real, assegurando que a eficiência teórica se traduza em proteção ambiental efetiva e alinhamento rigoroso às metas da Agenda 2030.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral desse trabalho foi avaliar e diagnosticar o desempenho operacional e a estabilidade de seis reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, no tratamento de efluente universitário da ETE/UFLA.

2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos da pesquisa foram:

- Quantificar o desempenho de remoção de matéria orgânica dos reatores UASB;
- Avaliar o potencial de remoção de nitrogênio dos reatores UASB;
- Quantificar e estimar, teoricamente, o biogás produzido pelos reatores UASB;
- Verificar a conformidade do efluente final com a legislação aplicada; e
- Propor e priorizar estratégias de controle operacional baseadas em evidência dos dados e com indicadores operacionais de acompanhamento.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Contexto nas instituições de ensino superior

As instituições de ensino superior (IES) são ambientes ideais para promover ações e valores sustentáveis, buscando uma formação que seja não só completa, mas também humanizadora. Nesse sentido, as IES são essenciais para proporcionar aprendizados significativos que aprofundam o senso crítico dos alunos e os incentivam a confrontar a realidade. Além disso, as práticas de sustentabilidade ambiental nas IES beneficiam toda a comunidade acadêmica e aumentam a visibilidade positiva da instituição na sociedade (Cardoso; Souza, 2020).

Porém, mesmo com o aumento da conscientização e da adoção de práticas mais sustentáveis nas universidades brasileiras, ainda há um longo caminho a percorrer para que a educação e a responsabilidade ambiental sejam totalmente integradas à cultura universitária. As IES devem ser pioneiras na pesquisa e no desenvolvimento de soluções ambientais, promovendo abordagens interdisciplinares. No entanto, desafios como a falta de financiamento, a resistência cultural e a carência de conhecimento técnico ainda dificultam a implementação plena de práticas sustentáveis. Para superar esses obstáculos, é crucial que a gestão universitária integre a sustentabilidade em sua missão e estratégias a serem implementadas (Carneiro, 2024). Afinal, as IES também geram impactos ambientais significativos, aumentando sua necessidade de adotar alternativas sustentáveis para reduzir os danos ecológicos de suas atividades (Cardoso; Souza, 2020; Ramalho *et al.*, 2023).

Similar a pequenos núcleos urbanos, as universidades concentram atividades que geram uma quantidade significativa de efluentes. A utilização de restaurantes, centros de convivência e outros espaços comuns resulta em um consumo considerável de água e, consequentemente, na produção de esgoto (Silva, 2018).

Importante ressaltar que os efluentes abrangem diferentes tipos de classificações, cada um com sua origem e composição específicas. A norma NBR 9648 define o esgoto sanitário como a combinação de esgoto doméstico e industrial, acrescida da água de infiltração e da contribuição pluvial parasitária. O esgoto doméstico é o “despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas”, esgoto industrial como o “despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos”, água de infiltração como “toda água proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações” e a contribuição pluvial parasitária como “a parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgoto sanitário” (ABNT, 1986).

O esgoto doméstico é composto por cerca de 99,9% de água, com os 0,1% restantes sendo uma mistura complexa de substâncias que variam dependendo da atividade que gerou o efluente. Essa mistura pode incluir nutrientes (nitrogênio e fósforo), matéria orgânica (restos de alimentos e fezes), sólidos suspensos (areia e partículas), microrganismos patogênicos (bactérias e vírus), metais pesados (chumbo e mercúrio), óleos e graxas e outros (Marques, 2016).

Em relação a caracterização e quantificação de efluentes de campi universitários, a pesquisa ainda é limitada. Entretanto, estudos realizados no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal do Rio de Janeiro (CETE-UFRJ) revelaram que o esgoto que chega à estação de tratamento pode ser classificado como "fraco", ou seja, com baixa concentração de matéria orgânica (Versiani, 2005).

Outra pesquisa, conduzida por Souza, Oliveira e Bastos (1997) no campus da Universidade Federal de Viçosa (UFV), constatou que o efluente final apresentava uma composição complexa, com mais de cem substâncias utilizadas em laboratórios sem controle de descarte. Apesar dessa complexidade, o efluente manteve suas características de biodegradabilidade aeróbia.

Um estudo da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP) analisou o efluente do campus e constatou que ele se assemelha ao esgoto doméstico típico. A amostra do prédio de Ciências Exatas e Biológicas, que possui a maior quantidade de laboratórios, revelou uma maior concentração de materiais de baixa biodegradabilidade, provavelmente, devido ao descarte de resíduos químicos na rede de esgoto. Curiosamente, a biodegradabilidade do esgoto aumentou ao longo da rede. Isso sugere que houve uma diluição dos resíduos laboratoriais com o esgoto doméstico proveniente do refeitório e das repúblicas estudantis (Bertolino, Carvalho e Aquino, 2008).

Uma análise realizada na Universidade Federal de Lavras (UFLA) revelou que o efluente gerado no campus – proveniente de banheiros, laboratórios, restaurante universitário, lanchonetes e hospital veterinário – é uma mistura de esgoto sanitário e químico. Os parâmetros analisados, como DBO e fósforo total, estão dentro dos padrões esperados para esgotos universitários. Contudo, as concentrações de DQO e Nitrogênio Total Kjeldahl indicam que este efluente possui características parcialmente diferentes do esgoto doméstico urbano convencional. Essa distinção ocorre porque, apesar da coleta e tratamento dos resíduos de laboratório, é esperado que uma quantidade mínima de reagentes químicos seja incorporada ao efluente, principalmente devido à lavagem de vidrarias com resquícios desses produtos (Fia *et al.*, 2023).

A partir disso, a implantação de sistemas de tratamento de efluentes nos campi universitários surge como uma medida essencial para a proteção dos recursos hídricos e a promoção da saúde pública (Chaves *et al.*, 2017). Porém, Peixoto *et al.* (2012) alertam para a complexidade da gestão dos recursos hídricos em universidades e a necessidade de buscar soluções inovadoras para otimizar o consumo de água e reduzir o desperdício. Assim, ao investir em infraestrutura adequada e promover a conscientização ambiental, as universidades demonstram seu compromisso com a sustentabilidade e contribuem para a construção de um futuro mais sustentável.

De acordo com o sistema e-MEC do Ministério da Educação, existem 74 universidades federais no Brasil. Tendo isso em vista, foi feito um levantamento dos tipos de sistemas de tratamento de efluentes implantados nestas instituições de ensino. A pesquisa, iniciada em maio de 2017, baseou-se em uma metodologia multifacetada que incluiu a revisão de literatura especializada, o contato direto com as superintendências dos campi por meio de e-mails e a consulta ao e-SIC (Oliveira, 2019). Após a coleta de dados de 35 universidades, distribuídas em 26 unidades federativas, realizou-se uma análise detalhada para identificar os sistemas de tratamento mais comuns (Tabela 1).

Tabela 1 – Número de universidades federais em relação ao tipo de tratamento de efluentes.

Tipo de tratamento	Quantidade de instituições	%
Fossa séptica	5	14,29
Fossa séptica + Filtro anaeróbio	9	25,71
Lodo ativado com aeração prolongada	3	8,57
UASB + pós-tratamento	4	11,43
Reator CBR (Contactor Biológico Rotativo)	1	2,86
Lagoas de estabilização	3	8,57
Ligado à rede de coleta urbana	10	28,57
TOTAL	35	100

Fonte: Oliveira (2019)

Conforme mostra a tabela, a maioria das universidades são ligadas à rede de coleta urbana. Porém, sistemas compostos de fossa séptica e filtro anaeróbico, somente de fossa séptica e de reator UASB mais pós-tratamento estão presentes em mais de 10% das instituições analisadas.

3.2 Processos anaeróbio e aeróbio

Os sistemas biológicos de tratamento se baseiam na atividade de microrganismos para degradar a matéria orgânica presente em efluentes, podendo operar sob condições anaeróbias, aeróbias, anóxicas ou uma combinação delas (Oliveira; Azevedo; Cavalcanti, 2021).

A digestão anaeróbia, um processo biológico que vem sendo estudado desde o início do século XX, envolve a conversão de compostos orgânicos complexos em metano e dióxido de carbono por meio da ação sequencial de diferentes grupos microbianos (Chernicharo, 2016). Essa tecnologia apresenta diversas vantagens em relação ao tratamento aeróbio, como menor produção de biossólidos, menor demanda por nutrientes, geração de biogás como fonte de energia e a possibilidade de tratar altas cargas orgânicas. No entanto, a digestão anaeróbia é sensível a variações nas condições ambientais e, geralmente, requer um estágio de pós-tratamento para a remoção de sólidos em suspensão e nutrientes (Lettinga *et al.*, 1984).

O tratamento aeróbio, por sua vez, destaca-se pela alta eficiência na remoção de nutrientes e menor sensibilidade a variações nas condições operacionais. Contudo, exige um maior aporte de energia para a manutenção das condições aeróbias (Santos, 2018).

3.2.1 Processo anaeróbio

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico realizado por uma comunidade diversa de microrganismos que, na ausência de oxigênio, degradam matéria orgânica complexa em compostos mais simples para obter energia e promover seu próprio crescimento (Ferreira, 2021; Rodrigues, 2021).

O processo é estruturado em quatro fases principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Elas podem ser agrupadas em dois estágios distintos. No primeiro estágio, que compreende a hidrólise e a acidogênese, não ocorre a estabilização da matéria orgânica nem a produção de metano (Ferreira, 2021). Nessa etapa, bactérias hidrolíticas e acidogênicas utilizam enzimas extracelulares para transformar biopolímeros complexos, como proteínas, carboidratos e lipídios, em moléculas mais simples. Esses monômeros são então fermentados em produtos intermediários, incluindo ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono (Cavaleiro; Alves, 2020). A eficiência dessa fermentação é influenciada pela composição do substrato, pelo inóculo e por condições operacionais como temperatura, pH e tempo de detecção hidráulica (TDH) (Ferreira, 2021).

O segundo estágio consiste na acetogênese e na metanogênese, em que ocorre a conversão final dos metabólitos. Na acetogênese, as bactérias sintróficas e homoacetogênicas transformam os produtos da etapa anterior em acetato (Cavaleiro; Alves, 2020). Por fim, na

metanogênese, arqueias realizam a clivagem desses compostos para gerar metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Embora o substrato determine a proporção dos intermediários, a maior parte do metano provém do ácido acético. Contudo, as arqueias metanogênicas possuem crescimento lento e são altamente sensíveis a variações ambientais (Ferreira, 2021).

O processo de digestão anaeróbia é influenciado por uma série de parâmetros físico-químicos e operacionais que determinam a estabilidade e a eficiência da degradação biológica. A temperatura destaca-se como um dos mais críticos, pois regula a intensidade da atividade microbiana, as taxas de reações bioquímicas e a produção de metano. Embora a operação em faixas ótimas favoreça o crescimento da biomassa, a necessidade de manutenção térmica pode elevar os custos operacionais (Ferreira, 2021). Além disso, o pH e a alcalinidade são determinantes para o equilíbrio do sistema. Enquanto o pH influencia as rotas metabólicas e as atividades enzimáticas, a alcalinidade atua como um sistema tampão essencial para evitar a acidificação do meio por ácidos orgânicos intermediários (Rodrigues, 2021).

Quanto ao regime de operação, os sistemas podem ser classificados em batelada, semicontínuo e contínuo. O primeiro é de baixo custo, porém com ciclos de produção oscilantes e riscos de explosão/perda de biogás. O segundo evita a reinoculação ao manter parte da biomassa ativa. Já o terceiro é comum em tratamentos de esgoto, exigindo maior automação e disponibilidade constante de substrato, embora propenso ao acúmulo de ácidos em altas cargas (Ferreira, 2021).

A eficiência do reator também depende do manejo da Carga Orgânica Volumétrica (COV) e do Tempo de Retenção Hidráulico (TRH). A redução do TRH e o incremento da COV são estratégias para maximizar a unidade volumétrica, embora em climas frios o aumento do TRH seja necessário para compensar o metabolismo microbiano mais lento. Para sistemas de alta taxa, como o UASB, o desempenho está atrelado à retenção de uma comunidade microbiana abundante e ativa (Cavaleiro; Alves, 2020).

Por fim, a mistura adequada do reator garante a uniformidade de calor e nutrientes, prevenindo zonas mortas e facilitando a transferência de fase do biogás. Do ponto de vista nutricional, a presença de macro e micronutrientes (como N e P) é fundamental (Ferreira, 2021). Além disso, para o sucesso do tratamento, deve-se assegurar a ausência de substâncias tóxicas em concentrações inibitórias, garantindo um ambiente propício ao desenvolvimento dos microrganismos e à adaptação ao substrato (Rodrigues, 2021).

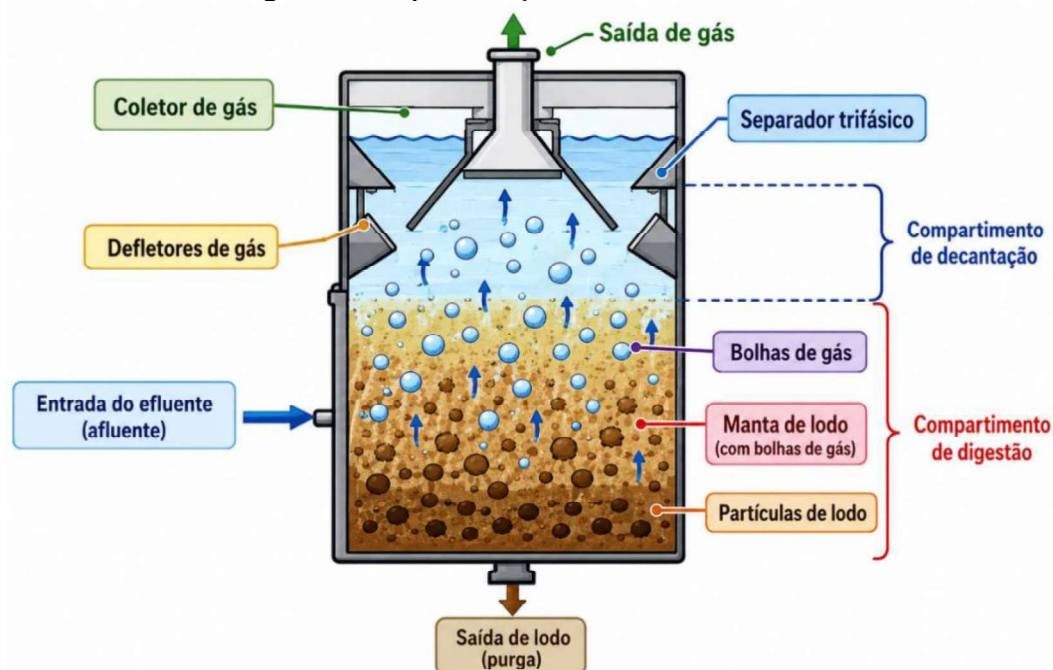
3.2.2 Reator Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

A crescente preocupação com a poluição hídrica impulsionou o desenvolvimento de diversas tecnologias para o tratamento de efluentes, como lagoas de estabilização, lodos ativados, reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB) e filtros biológicos. Para a escolha do sistema mais adequado, é necessário avaliar, principalmente, a infraestrutura local, custos, volume de esgoto a ser tratado e condições climáticas (Maia *et al.*, 2023).

Uma alternativa eficiente e economicamente viável que se destaca, especialmente em países com clima tropical, é o reator UASB. A tecnologia foi criada na Holanda na década de 70 e adotada no Brasil desde a década de 80. Isso ocorreu graças à sua alta aplicabilidade às condições climáticas nacionais, que favorecem os processos anaeróbios (Matoso, 2020).

O reator UASB é uma unidade de tratamento de efluentes contida em um tanque fechado composto de uma câmara de digestão, um separador trifásico, uma zona de transição, um compartimento de decantação e uma saída de gás (Figura 1). O processo se inicia com o efluente entrando pela base do reator e ascendendo por meio de um leito de lodo denso, situado na câmara de digestão. Nesse ponto, o reator opera como um decantador primário, pois os sólidos suspensos são retidos por sedimentação e incorporados ao leito. Esse contato direto do efluente com os microrganismos do leito intensifica a degradação da matéria orgânica, estabelecendo-o como o reator biológico principal. Acima do leito, o separador trifásico, composto por defletores, tem a função de separar os três componentes: gás, líquido e sólidos sedimentáveis. Sólidos que tenham sido arrastados do leito ascendem, mas são forçados a decantar novamente em direção à zona de digestão, um processo facilitado pela inclinação dos defletores e pela redução da velocidade do fluxo na zona de transição que liga o compartimento de digestão ao de decantação. Desta forma, o reator UASB também assume a função de um decantador secundário. Finalmente, a parte líquida tratada é coletada e sai do reator por uma calha vertedora, enquanto o gás metano gerado durante a digestão anaeróbia é coletado e direcionado para um queimador (Müller, 2021; Senadheera *et al.*, 2025).

Figura 1 – Representação de um reator UASB.



Fonte: Elaborada a partir do ChatGPT (2026)

O sistema apresenta diversas vantagens, destacando-se sua compacidade e o baixo custo tanto para implantação quanto para operação. Além disso, a produção de biogás como principal subproduto, gerado a partir do metano, confere a possibilidade de aproveitamento energético ao processo. Ressalta-se, ainda, que o reator, sob condições adequadas de operação, apresenta reduzida produção de lodo e baixo consumo energético, conciliando tais aspectos com uma satisfatória eficiência na remoção de matéria orgânica. De fato, um reator UASB bem projetado costuma atingir uma eficiência média de 65% na remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e 70% na remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (Chernicharo, 2016; Chernicharo *et al.*, 2018a).

A eficácia dos reatores UASB foi demonstrada por Silva, Santos e Santos (2022) em um monitoramento de três anos de um reator tratando vinhaça. Os resultados foram notáveis, com eficiências de remoção de 92,6% para DQO, 99,6% para sólidos, 64,6% para fósforo total e 23,3% para nitrogênio total.

Neves *et al.* (2019) investigaram a eficiência de um reator UASB em relação à idade do lodo. O estudo, que avaliou um reator com vazão de $900 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ atendendo 70.000 habitantes, revelou que a eficiência aumentava à medida que a idade do lodo crescia, sempre em conformidade com as exigências legais. A eficiência média de remoção de DBO superou 70%, e a de sólidos totais ficou próxima de 50%.

No entanto, nem todos os estudos mostram resultados positivos de forma incondicional. Santos *et al.* (2019) avaliaram o desempenho de um reator UASB na estação de tratamento da Universidade Federal de Sergipe, com volume de 510 m³ e atendendo cerca de 25.000 pessoas. A eficiência de remoção de DBO foi de apenas 25,4%, e a de nutrientes, 3%. Segundo os autores, esse desempenho insatisfatório, que não atendeu às exigências da legislação, ocorreu em função da descontinuidade na alimentação do reator e a um processo ineficiente de inoculação de lodo ativo no início da operação.

3.2.2.1 Indicadores de desempenho e estabilidade

Os reatores UASB são uma opção econômica para o tratamento anaeróbico de efluentes, porém sua eficiência é diretamente influenciada pelo gerenciamento adequado do lodo, espuma e gases odorantes produzidos (Rietow *et al.*, 2023).

O manejo do lodo em reatores UASB é um desafio significativo. O excesso de lodo pode ocasionar perda de sólidos e consequente queda na eficiência física de remoção de matéria orgânica do reator, aumento da formação de espuma no compartimento de decantação, diminuição do volume útil do reator e comprometimento da unidade de pós-tratamento. Depois, o envio do lodo para tanques de adensamento emerge como uma estratégia promissora para o tratamento desse lodo (Chernicharo *et al.*, 2018b).

Outro fator relevante é a emissão de gases odorantes, principalmente o gás sulfídrico (H₂S). Este gás, com seu característico odor de “ovo podre”, é resultado do processo anaeróbico e pode ser percebido em concentrações muito baixas, afetando o bem-estar da população próxima às estações de tratamento. A maior parte do gás sulfídrico está presente no biogás e, quando ele é queimado em sistemas de baixa eficiência, o gás não é adequadamente eliminado. Isso não só causa a emissão de odores desagradáveis, mas também pode levar a sérios problemas de corrosão, já que o gás sulfídrico, em contato com umidade e oxigênio, se transforma em ácido sulfúrico, um composto altamente corrosivo para metais e concreto (Rietow *et al.*, 2023).

A formação e o acúmulo de espuma também representam um desafio significativo em reatores UASB, tanto na área de decantação quanto no separador trifásico. A ausência de dispositivos adequados para a remoção da espuma pode levar a problemas operacionais complexos e de difícil solução. A espuma é composta principalmente por óleos e graxas que se acumulam na superfície ao longo do tempo. No separador trifásico, a espuma pode endurecer, aprisionando o gás e formando uma espécie de selo. Esse acúmulo de gás, não detectado na linha de saída da campânula, aumenta a pressão sob a camada de espuma, podendo romper o

selo abruptamente e causar o deslocamento das placas endurecidas e a torção das campânulas. Para a espuma formada na área de decantação, recomenda-se a remoção contínua do material juntamente com o efluente (Rietow *et al.*, 2023).

Além disso, o UASB possui pouca estabilidade, pois é sensível à mudança em fatores físico-químicos, ou seja, a temperatura, o pH, a alcalinidade e a acidez. A temperatura afeta a taxa metabólica dos microrganismos. Para que a atividade biológica ocorra de forma eficiente, a temperatura ideal se situa entre 25 e 35°C. Abaixo de 15°C, o processo de digestão anaeróbia torna-se extremamente lento, quase paralisando (Infulto, 2024). Enquanto o pH influencia a atividade enzimática e a toxicidade de compostos como o sulfeto de hidrogênio (Ahmed; Rodríguez, 2018). A faixa de pH ideal para a maioria dos microrganismos anaeróbios está entre 6,0 e 9,0 (Metcalf; Eddy, 2016). A alcalinidade e os ácidos voláteis atuam como um sistema tampão, regulando o pH do reator. A falta de alcalinidade pode levar ao acúmulo de ácidos orgânicos, reduzindo o pH e comprometendo a eficiência do tratamento (Lima, 2019). Para garantir um tamponamento eficaz nos sistemas práticos, McCarty (1964) sugere que a alcalinidade ideal deve situar-se entre 2500 e 5000 mg L⁻¹ de CaCO₃. Caso essa faixa não seja alcançada naturalmente, é possível ajustar o pH do sistema utilizando diversos produtos químicos, como cal virgem (CaO), cal hidratada (Ca(OH)₂), carbonato de sódio (Na₂CO₃) e hidróxido de sódio (NaOH) (Chernicharo, 2016).

Também é importante ressaltar que o reator UASB é um sistema anaeróbio convencional de fase única, amplamente empregado no Brasil para o tratamento de esgoto (Malinowsky, 2021). Contudo, a digestão anaeróbia em uma única fase, ao reunir microrganismos acidogênicos e metanogênicos com cinéticas e exigências ambientais distintas em um mesmo reator, pode resultar em desequilíbrio e instabilidade do processo sob altas cargas orgânicas. Em contrapartida, o sistema de duas fases, que separa fisicamente as fases de acidogênese (ácida) e metanogênese (pH próximo a 7) em reatores distintos, proporciona maior estabilidade, controle das condições ideais de pH e benefícios como a possibilidade de operar com alta carga orgânica, menor tempo de detenção hidráulica e aumento da produção de metano. Por isso, é mais aplicado a efluentes industriais com elevada concentração de matéria orgânica (Malinowsky, 2021). Entretanto, para o tratamento de esgoto doméstico, tem-se observado um destaque crescente para a combinação de sistemas anaeróbios e aeróbios, que se apresenta como uma alternativa viável para promover remoções significativas tanto da matéria orgânica quanto de nutrientes (Matoso, 2020).

3.2.3 Sistemas combinados (UASB e FBAS)

A busca por tratamentos de esgoto cada vez mais eficientes tem levado à exploração de diversas combinações de sistemas. Embora o processo anaeróbio seja uma tecnologia consolidada, sua eficiência na remoção de determinados compostos pode ser limitada (Chernicharo, 2001). Nesse sentido, os processos aeróbios surgem como um complemento, melhorando a remoção de poluentes. A combinação de ambos os processos, além de otimizar a eficiência, pode reduzir custos e minimizar impactos ambientais (Matoso, 2020).

O Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS) é uma tecnologia, que atua como tratamento secundário ou pós-tratamento, capaz de remover nutrientes em níveis comparáveis ao tratamento terciário (Morello, 2013). Ele é um reator biológico composto por três fases: sólida (meio suporte e biofilme), líquida (efluente) e gasosa (oxigênio) (Chernicharo, 2001).

O sistema é constituído por tanques que contêm um meio suporte poroso, onde se desenvolvem biofilmes microbianos. O fluxo do efluente, de forma ascendente, garante o contato íntimo entre o líquido e o biofilme, otimizando a remoção da matéria orgânica (Santos, 2018). A aeração contínua é realizada por meio de aeradores submersos, nos quais uma bomba capta o efluente e injeta ar dissolvido na base dos biofiltros. Para fornecer o ar, são comumente empregados sopradores, que aplicam ar a elevadas pressões manométricas, mas também podem ser utilizados compressores convencionais (Nogueira, 2014). A alta densidade de biomassa nos biofilmes, associada à baixa produção de lodo e à possibilidade de cobertura dos tanques, torna os FBAS uma tecnologia eficiente e versátil (Silva, 2016). Em particular, os FBAS são amplamente utilizados como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, devido à sua capacidade de remover a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e à baixa geração de odores (Von Sperling, 2014).

Como etapa complementar ao tratamento anaeróbio em reatores UASB, o FBAS se mostra uma solução viável e econômica para o atendimento aos padrões de qualidade de efluentes, especialmente no que diz respeito ao teor de amônia. Além disso, destaca-se por sua fácil instalação e operação, baixo custo e resistência a altas temperaturas do efluente (Araujo; Freitas, 2014).

Além disso, o FBAS é um tratamento essencial na remoção de nitrogênio, pois inclui nitrificação e desnitrificação, reproduzindo o ciclo natural do nitrogênio. A nitrificação é o processo de duas etapas que transforma a amônia em nitrato, iniciando com a nitritação, que oxida o nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) a nitrito (NO_2^-), seguida pela nitratação, que oxida o nitrito a nitrato (NO_3^-). Por sua vez, a desnitrificação consiste na remoção biológica do nitrato, transformando-o em óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio sob condições anóxicas,

exigindo uma relação carbono/nitrogênio superior a 2,5. Para que o FBAS promova a desnitrificação de forma eficaz, são necessárias modificações no sistema, como a implementação de zonas anóxicas e recirculação interna (Freitas, 2020; Nunes, 2022).

Segundo Von Sperling (2014), o tratamento realizado pelo reator UASB seguido do FBAS proporciona uma eficiência média de remoção de 83 a 93% de DBO, 75 a 88% de DQO, 87 a 93% de sólidos sedimentáveis, 50 a 85% de nitrogênio amoniacal, 60% de nitrogênio total e 35% de fósforo total.

Um estudo recente de Sanjuan (2024) investigou a eficiência na remoção de DQO e nutrientes em um reator UASB combinado com FBAS. O sistema, projetado para atender uma população de 76.430 habitantes, utilizava um reator com volume de dois litros e dois filtros de 0,8 litros cada. Os resultados demonstraram que o reator UASB alcançou eficiências de remoção de 87% para DBO, 77% para DQO e 84% para sólidos suspensos totais. Os FBAS, por sua vez, apresentaram eficiências de 57% para DBO e 59% para DQO. No entanto, a combinação desses sistemas resultou em uma eficiência média de remoção de DQO superior a 80%, indicando a eficácia do sistema.

Corroborando esses achados, Ribeiro e Silva (2018) também evidenciaram a eficiência de sistemas combinados em seu estudo, que acompanhou dois reatores UASB e dois Filtros Aerados Submersos (FAS) projetados para atender 1.709 habitantes com uma vazão de 240.000 L/dia. Nesse sistema, o reator UASB possuía um volume de 42,67 m³ e o FAS um volume de 26,75 m³. Os autores apresentaram os valores de eficiência após cada etapa do tratamento e da combinação das duas. Para a remoção de DBO, a eficiência foi de 73% após o UASB, 51% após o FAS, e a combinação alcançou 87%. Quanto à remoção de DQO, o UASB obteve 71% de eficiência, o FAS 35%, e a combinação atingiu 81%. Por fim, para a remoção de sólidos suspensos totais, o UASB demonstrou 76% de eficiência, o FAS 74%, e a combinação se destacou com 94%.

3.3 Legislação

De acordo com a Lei nº 14.026 de 15 de julho de 2020 (Brasil, 2020), o saneamento básico é o conjunto de serviços públicos, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas.

No Brasil, há registros de saneamento desde o ciclo do ouro, no século XVIII. Nesta época, foi instaurado um sistema primitivo de licença de uso de águas e uma legislação determinando a mineração como o uso prioritário a partir dos interesses e das iniciativas da

Europa nesse setor (Fonseca; Prado Filho, 2008). A partir do século XX, a necessidade de novas regulamentações sobre o uso da água foi surgindo com a urbanização e o crescimento populacional acelerados (Murtha; Castro; Heller, 2015). Porém, ainda no século XXI, os problemas direcionados à deficiência nos serviços de saneamento prevalecem, principalmente, em relação ao tratamento e à coleta de esgoto nas áreas periurbanas e rurais (Murtha; Castro; Heller, 2015).

Até os anos 1970, o setor de saneamento, que englobava os serviços de esgotamento sanitário no Brasil, era fornecido pelos municípios, sob a coordenação da Fundação Nacional da Saúde (Funasa), que era supervisionada pelo Ministério da Saúde. Depois, em 1971, foi criado o Plano Nacional de Saneamento (Planasa), que faria o planejamento dos investimentos do setor. O padrão de qualidade da coleta e tratamento de esgotos era mantido pelas legislações de saúde e ambientais e a fiscalização feita pelos respectivos reguladores (Salgado; Motta, 2005).

O Planasa tinha o objetivo de promover a criação de empresas estaduais para oferta dos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário. Para isso, incentivavam os municípios a realizarem concessões de longo prazo com essas empresas em troca de investimentos concedidos pelo Banco Nacional da Habitação (BNH). Assim, o setor de saneamento passaria a ser responsabilidade do estado. Essa centralização teve como finalidade diminuir os custos de transação e atingir economias de escala (Salgado; Motta, 2005). No entanto, o sistema do Planasa começou a declinar no final da década de 1980. Isso ocorreu devido à hiperinflação e à falta de coordenação do regime tarifário. Além disso, as leis não eram atualizadas, então os contratos de concessões ficavam incompletos. Havia também o subsídio cruzado, em que não ficava clara a divisão das responsabilidades entre o município e o estado (Salgado; Motta, 2005).

Depois disso, o Governo Federal do Brasil elaborou o Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), que aborda os quatro componentes do saneamento básico: abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. Ele foi criado com uma perspectiva de vinte anos, ou seja, de 2014 a 2033, com previsão de avaliações anuais e revisões a cada quatro anos. Atualmente, há vinte e nove indicadores, sendo vinte e quatro deles específicos para os quatro componentes do saneamento básico (Brasil, 2019).

O Plansab foi desenvolvido de acordo com a Lei nº 11.445/2007, chamada Lei de Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico (LDNSB). Nessa lei, estabelece-se que a União deve elaborar o Plano sob coordenação do Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). O

plano deve conter os objetivos e metas nacionais e regionalizadas, de curto, médio e longo prazos; a proposição de programas, projetos e ações necessários para atingir os objetivos e as metas; as diretrizes para o planejamento das ações de saneamento básico (Brasil, 2007).

A LDNSB apresenta princípios fundamentais dos serviços de saneamento básico, sendo eles: a universalização, a equidade, a integralidade, a intersetorialidade, a sustentabilidade dos serviços e a gestão dos serviços. Basicamente, a universalização ou universalidade trabalha com o fato de o acesso ao saneamento ser um direito de todos; a equidade considera que os cidadãos têm direito a serviços de qualidade; a integralidade permite o entrosamento entre as diversas partes; a intersetorialidade é a vinculação de análises, planos, programas, decisões e ações a territórios; a sustentabilidade dos serviços trata das dimensões ambiental, social, da governança e econômica; e a gestão dos serviços refere-se à relação entre cidadania e governabilidade, controle e participação social (Brasil, 2007).

Além disso, na Lei nº 11.445/2007 são citados os objetivos da Política Federal de Saneamento Básico, que devem ser realizados pelo Plansab. Alguns desses objetivos são: contribuir para o desenvolvimento nacional, a redução das desigualdades regionais, a geração de emprego e de renda, a inclusão social e a promoção da saúde pública; priorizar planos, programas e projetos que visem à implantação e à ampliação dos serviços e das ações de saneamento básico nas áreas ocupadas por populações de baixa renda, incluídos os núcleos urbanos informais consolidados, quando não se encontrarem em situação de risco; proporcionar condições adequadas de salubridade ambiental aos povos indígenas e outras populações tradicionais, com soluções compatíveis com suas características socioculturais; proporcionar condições adequadas de salubridade ambiental às populações rurais e às pequenas comunidades (Brasil, 2007).

De acordo com Borja (2014), desde 2003, a política pública de saneamento no Brasil vem passando por mudanças no marco legal e regulatório, uma reestruturação institucional e uma retomada dos investimentos. Infelizmente, mesmo com tantas ações, o saneamento básico ainda não é um direito assegurado a todos os brasileiros.

É importante destacar a Agenda 2030, um plano de ação global adotado em 2015 pelos 193 Estados-membros da Organização das Nações Unidas (ONU), conforme expresso na Resolução 70 da Assembleia Geral das Nações Unidas. Essa agenda define um caminho para transformar o modelo de desenvolvimento sustentável, abordando suas dimensões econômica, social e ambiental, e levando em conta o contexto e as prioridades de cada país e localidade. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), parte integrante da Agenda 2030, consistem em metas e indicadores que visam melhorar a qualidade de vida das pessoas e proteger o planeta.

Além disso, buscam promover a prosperidade e fortalecer parcerias para alcançar a paz mundial (ONU, 2015). Um desses objetivos, o ODS 6: Água Potável e Saneamento, reconhece o acesso ao saneamento como um direito humano. Ele tem como meta assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento adequados para todos até 2030 (ONU, s/d).

No Brasil, a Comissão Nacional para os ODS foi criada como uma iniciativa governamental para alcançar os 17 objetivos da Agenda 2030 (Brasil, 2025). No entanto, a Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, que atualiza o marco legal do saneamento básico, estabelece a meta de universalização dos serviços de esgoto para apenas 90% da população e ultrapassando 3 anos do objetivo, ou seja, até dezembro de 2033 (Brasil, 2020). De acordo com dados do SINISA (2025), o cenário nacional em 2024 revelava que apenas 62,3% da população total era atendida com rede coletora de esgoto. Essa carência de infraestrutura era ainda mais acentuada na zona rural, atendendo apenas 4,8% da população.

Em relação aos efluentes, em 2005, foi promulgada a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, que classifica os corpos d'água em doces, salinos ou salobros e dispõe de diretrizes ambientais para o seu enquadramento de acordo com seu nível de qualidade (Brasil, 2005), bem como revoga e aprimora o marco da Resolução CONAMA nº 020 de 18 de junho de 1986, que estabeleceu, pela primeira vez, uma classificação dos corpos de água com padrões de qualidade específicos e critérios para o lançamento de efluentes (Brasil, 1986). Ademais, a partir de 2011, foi promulgada a Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos d'água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução nº 357 (Brasil, 2011).

No âmbito do estado de Minas Gerais, rege a Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8 de 21 de novembro de 2022, que também dispõe sobre o enquadramento dos corpos d'água superficiais e sobre condições, padrões e parâmetros de lançamento de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários (Tabelas 1 e 2) (Minas Gerais, 2022). Dentre os parâmetros de monitoramento, é importante conceituar: a DBO (demanda bioquímica de oxigênio) indica, indiretamente, a concentração de matéria orgânica biodegradável por meio da demanda de oxigênio requerida por microrganismos através da respiração. Já a DQO (demanda química de oxigênio) indica a quantidade de matéria orgânica baseada na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido e condições energéticas por ação de um agente químico oxidante forte (von Sperling, 2014).

Tabela 2 - Condições de lançamento de efluentes.

pH	5,0 a 9,0
Temperatura	Inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura, desde que não comprometa os usos previstos para o corpo de água
Materiais sedimentáveis	Até 1 mL L ⁻¹ em teste de uma hora em cone Imhoff, para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes
DBO 5 dias a 20°C	Até 60 mg L ⁻¹ ou tratamento com eficiência de redução de DBO 5 dias a 20°C em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários
DQO	Até 180 mg L ⁻¹ ou tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários
Substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas)	Até 100 mg L ⁻¹
Materiais flutuantes e sólidos grosseiros	Virtualmente ausentes
Nitrogênio amoniacal total	Inferior a 20 mg L ⁻¹
Sólidos suspensos totais	Até 100 mg L ⁻¹ , sendo 150 mg L ⁻¹ nos casos de lagoas de estabilização

Fonte: Adaptado de Minas Gerais (2022)

Tabela 3 – Parâmetros de lançamento de efluentes em Minas Gerais.

Parâmetros inorgânicos	
Arsênio total	0,2 mg L ⁻¹ As
Bário total	5,0 mg L ⁻¹ Ba
Boro total	5,0 mg L ⁻¹ B
Cádmio total	0,1 mg L ⁻¹ Cd
Chumbo total	0,1 mg L ⁻¹ Pb
Cianeto total	1,0 mg L ⁻¹ CN
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg L ⁻¹ CN
Cobre dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg L ⁻¹ Cr ⁺⁶
Cromo trivalente	1,0 mg L ⁻¹ Cr ⁺³
Estanho total	4,0 mg L ⁻¹ Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg L ⁻¹ Fe
Fluoreto total	10,0 mg L ⁻¹ F
Manganês dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Mn
Mercúrio total	0,01 mg L ⁻¹ Hg
Níquel total	1,0 mg L ⁻¹ Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg L ⁻¹ N
Prata total	0,1 mg L ⁻¹ Ag
Selênio total	0,30 mg L ⁻¹ Se
Sulfeto	1,0 mg L ⁻¹ S
Parâmetros orgânicos	
Benzeno	1,2 mg L ⁻¹
Clorofórmio	1,0 mg L ⁻¹
Dicloroeteno (somatório de 1,1 + 1,2 cis + 1,2 trans)	1,0 mg L ⁻¹
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg L ⁻¹ C ₆ H ₅ OH
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg L ⁻¹
Tricloroeteno	1,0 mg L ⁻¹
Tolueno	1,2 mg L ⁻¹
Xileno	1,6 mg L ⁻¹
Estireno	0,07 mg L ⁻¹
Etilbenzeno	0,84 mg L ⁻¹

Fonte: Adaptado de Minas Gerais (2022)

Além de todas as legislações e planos já criados em relação ao saneamento e disposição de efluentes em corpos d'água, deve-se destacar outras leis, como a Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 e a nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998, voltadas à qualidade ambiental, do qual pode ser afetada pelo esgotamento sanitário através, por exemplo, da poluição hídrica. A Lei nº 6.938 dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Ela tem como objetivo preservar, melhorar e recuperar a qualidade ambiental propícia à vida, através de medidas como o controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente poluidoras; incentivos ao estudo e à pesquisa de tecnologias orientadas para o uso racional e a proteção dos recursos ambientais; acompanhamento do estado da qualidade ambiental; educação ambiental a todos os níveis de ensino, inclusive a educação da comunidade, objetivando capacitá-la para participação ativa na

defesa do meio ambiente. Além disso, atribui ao CONAMA propor diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais e deliberar, no âmbito de sua competência, sobre normas e padrões compatíveis com o meio ambiente ecologicamente equilibrado e essencial à sadia qualidade de vida (Brasil, 1981). Já a Lei nº 9.605 “dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente”, incluindo em uma de suas seções a pena de quem causar poluição hídrica que torne necessária a interrupção do abastecimento público de água de uma comunidade (Brasil, 1998).

As resoluções CONAMA e diretrizes estaduais garantem o controle normativo da poluição, porém sua aplicação prática depende de uma infraestrutura que a própria legislação ainda tenta implementar (Cota, 2026). A discrepância entre as metas nacionais e os compromissos globais da Agenda 2030 evidencia que, embora o acesso ao saneamento seja reconhecido como um direito humano fundamental, sua concretização enfrenta barreiras estruturais, financeiras e de governança. Com isso, para que tais leis sejam efetivas, não basta aplicar multas ou definir padrões de efluentes. É imprescindível solucionar problemas sistêmicos, a exemplo da infraestrutura precária, da urbanização acelerada e da limitação de recursos e planejamento no setor (Cota, 2026).

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A Universidade Federal de Lavras (UFLA) é uma instituição de ensino superior com alto potencial de geração de resíduos sólidos e líquidos, tendo em vista que apresenta uma população equivalente a pequenos municípios. A UFLA possuía 1449 servidores ativos desde 2020 (UFLA, 2022a) e um total de 12820 estudantes ativos, tanto de graduação quanto de pós-graduação, no segundo semestre de 2022, parte do período de monitoramento (UFLA, 2022b; UFLA, 2022c; UFLA, 2022d).

O local de referência para esta pesquisa foi a estação de tratamento de esgoto (ETE) da Universidade Federal de Lavras (UFLA) (Figura 2), em funcionamento desde 2014 e projetada para tratar o efluente gerado na própria instituição, com vazão de projeto de $800 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. A coleta do esgoto foi realizada em diversos pontos do campus, incluindo sanitários, cantinas, restaurante universitário (após passar por um flotador para remoção de gordura) e laboratórios (com exceção de resíduos químicos, que eram coletados e tratados separadamente).

Figura 2 – Estação de Tratamento de Esgoto da UFLA.



Fonte: Autora (2024)

O efluente foi direcionado a duas estações elevatórias de esgoto (EEEs), que operavam de forma alternada para evitar sobrecargas no sistema. Ambas armazenavam o efluente até um volume pré-estabelecido, acionando então o bombeamento para a estação de tratamento. A unidade "Goiabeiras", datada de 2011, utilizava bomba externa, enquanto a "Veterinária", construída em 2017, operava com bomba submersa (Figura 3). O monitoramento e a programação de ambas eram centralizados na ETE (Figura 4).

Figura 3 – Estações Elevatórias de Esgoto Goiabeiras (A) e Veterinária (B).



Fonte: Autora (2024)

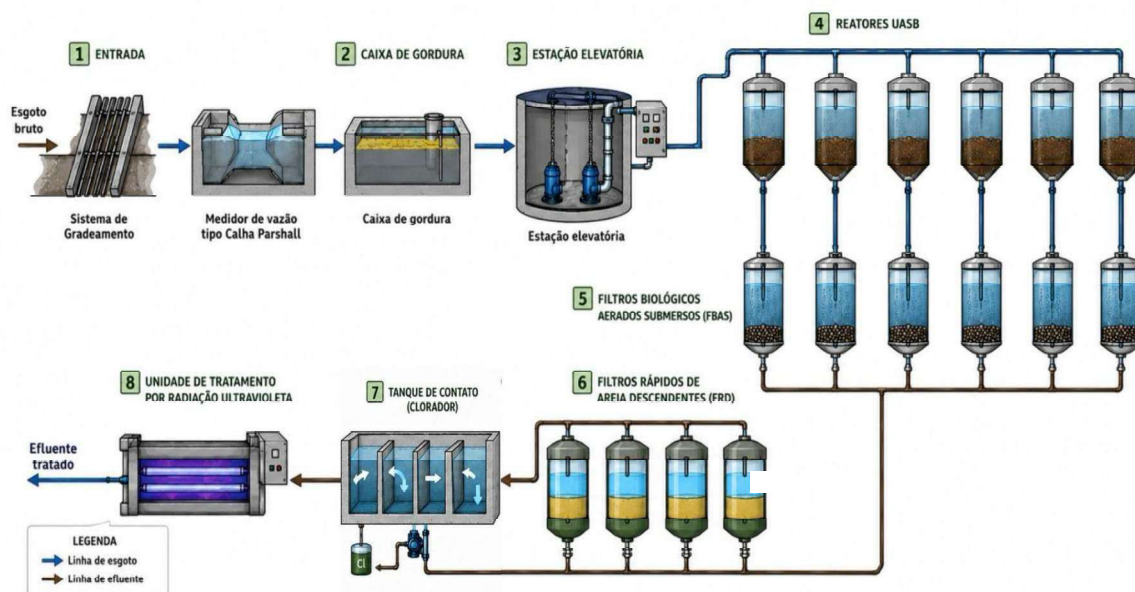
Figura 4 – Programa de controle das EEs na ETE.



Fonte: Autora (2024)

Após as estações elevatórias, o esgoto era encaminhado para a ETE, que era composta de várias unidades de tratamento, conforme mostra a Figura 5.

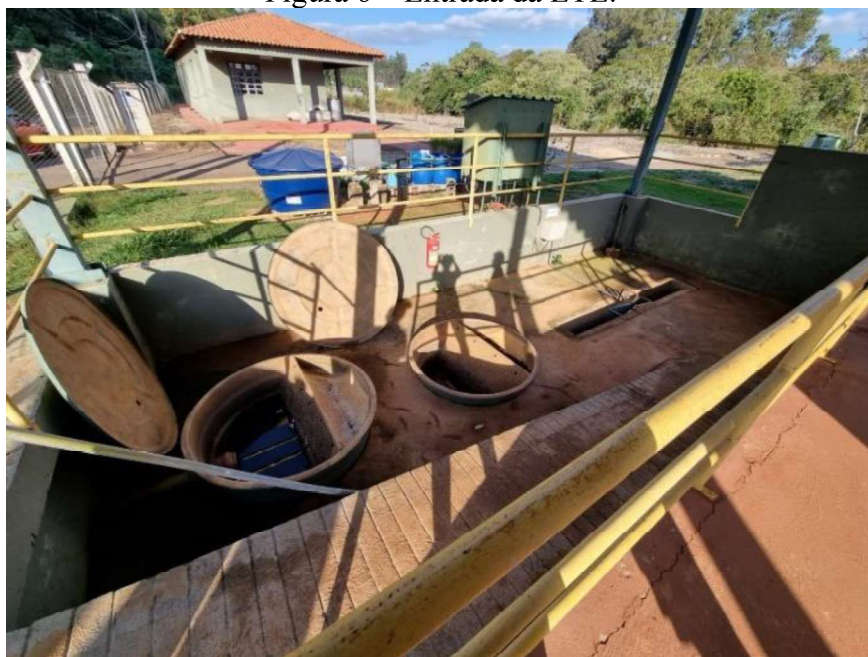
Figura 5 – Unidades da ETE.



Fonte: Elaborada a partir do ChatGPT (2026)

A entrada era composta pelas peneiras grossa (20 mm de diâmetro) e fina (5 mm de diâmetro) mais o medidor de vazão tipo Calha Parshall (Figura 6). Em seguida, o esgoto passava por uma caixa separadora de gordura e era elevado por uma estação elevatória interna para duas caixas distribuidoras de vazão. A partir daí, o esgoto era distribuído para seis reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), que removiam a matéria orgânica (Figura 7). Estes reatores possuíam um volume de $62,37 \text{ m}^3$ (cada) com altura útil de 5,5 m e diâmetro de 3,8 m.

Figura 6 – Entrada da ETE.



Fonte: Autora (2024)

Figura 7 – Caixa de gordura, caixas distribuidoras e reatores UASB.



Fonte: Autora (2024)

O efluente tratado nos reatores UASB seguia para seis filtros biológicos aerados submersos (FBAS). Posteriormente, o esgoto passava por quatro filtros rápidos de areia descendentes (FRD), que removiam os sólidos suspensos restantes (Figura 8).

Figura 8 – FBAS e filtros de areia.



Fonte: Autora (2024)

Em seguida, o esgoto era encaminhado para um tanque de contato (clorador) para desinfecção (Figura 9). Posteriormente, seguia para uma unidade de tratamento por radiação ultravioleta (Figura 10), que auxiliaria na contenção de patógenos, mas estava fora de operação.

Figura 9 – Clorador.



Fonte: Autora (2024)

Figura 10 – Radiação UV.



Fonte: Autora (2024)

Finalmente, o efluente tratado era medido por um medidor de vazão tipo Calha Parshall (saída) (Figura 11) e seguia até o corpo receptor ribeirão Vermelho. A vazão média durante o período de análise foi de aproximadamente $118,43 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, o que garantiu um tempo de detenção hidráulico (TDH) igual a 13,48 h. A ETE também contava com um filtro prensa para disposição do lodo, mas este equipamento não estava em funcionamento durante o período de estudo (Figura 12).

Figura 11 – Calha Parshall (saída).



Fonte: Autora (2024)

Figura 12 – Filtro prensa.



Fonte: Autora (2024)

4.2 Amostras e análises

As amostras avaliadas foram coletadas na elevatória que corresponde ao afluente dos reatores UASB, na saída de cada reator UASB e na saída da ETE.

As análises de qualidade das amostras são dados primários de monitoramento referentes aos anos de 2022 e 2023, disponibilizados pela Diretoria de Meio Ambiente da UFLA e abrangem os seguintes indicadores: alcalinidade, acidez, pH, temperatura, DQO, nitrogênio total e sólidos. Cada um desses indicadores foi avaliado de acordo com uma frequência e método específicos, conforme detalhado no Quadro 1.

Quadro 1 – Análises e métodos.

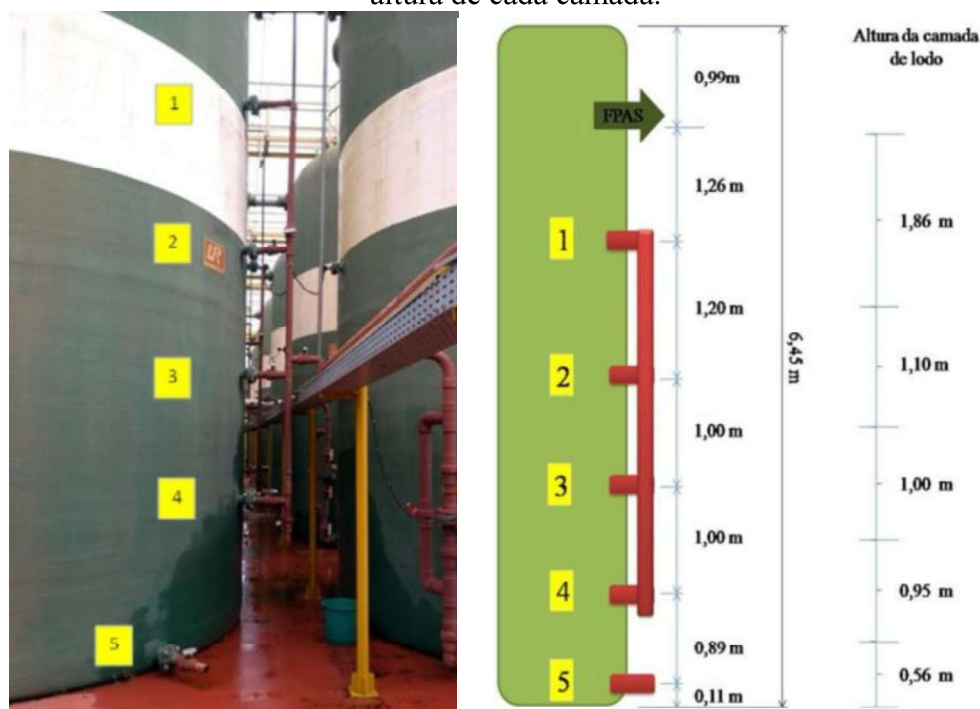
ANÁLISE	FREQUÊNCIA	MÉTODO
Alcalinidade e acidez	2 a 3x / semana	Alcalinidade de Ripley e Ácidos Voláteis (Ripley <i>et al.</i> , 1986 e Chernicharo, 1997)
pH	2 a 3x / semana	Standard Methods 4500H+B p.4-87 20 ^a ed
Temperatura	4x / semana	Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB; ANA, 2011)
DQO	3 a 4x / mês	Standard Methods 5220D p.5-17 20 ^a ed
Nitrogênio Total	1x / mês	Método Micro-Kjedahl, adaptado de Kjeldhal, 1883 citado por Vogel, 1992
Sólidos	3 a 4x / mês	Standard Methods 2540 p.2-54 a 2-59 20 ^a ed

Fonte: Autora (2024)

Além dessas amostras, também foram coletadas amostras de lodo nos amostradores instalados ao longo da altura dos reatores, para caracterização do crescimento microbiano medido por meio dos sólidos totais voláteis. Foram realizadas duas coletas de amostras no

período de monitoramento, uma em 22/06/2022 e outra em 14/08/2023. Uma amostra de, aproximadamente, 80 mL foi coletada em cada uma das cinco alturas diferentes de cada UASB (Figura 13), para traçar o perfil do lodo dentro de cada reator. A coleta foi realizada de cima para baixo, ou seja, da torneira localizada no topo para a torneira localizada no fundo, sempre deixando sair o lodo da canalização, com o uso de um recipiente de 90 litros.

Figura 13 – Pontos de coleta de lodo ao longo da altura dos UASB e desenho esquemático da altura de cada camada.



Fonte: Farias *et al.* (2019)

Para a criação do perfil do lodo, foi preciso obter as dimensões de cada UASB e medir as alturas entre os amostradores de lodo. Isso foi realizado com auxílio de uma trena e uma escada, tal como realizado por Farias *et al.* (2019). As amostras de lodo foram acondicionadas em uma caixa térmica com gelo e levadas para análises de sólidos (ST, STF, STV), pelo método gravimétrico (APHA, 2023) no LAQUAE – Laboratório de Análises de Qualidade de Água e Esgoto da Diretoria de Meio Ambiente da UFLA.

A partir do diâmetro do reator e das alturas, foi possível determinar a área circular do UASB e o volume de lodo de cada uma das cinco camadas. Com base na concentração de sólidos de cada altura e no volume de lodo por camada, foi possível estimar a massa seca de lodo por camada e o total para cada reator.

É importante relatar que não existem dados para todas as variáveis durante todo o período de monitoramento devido à falta de técnicos e estrutura de laboratório para realização das análises.

4.2.1 Estimativa da produção de biogás

A estimativa da produção de biogás foi calculada utilizando o método baseado na Demanda Química de Oxigênio (DQO) removida, com correção da temperatura através do fator $K(t)$ e da pressão. A correção do volume de biogás para as condições de temperatura e pressão locais foi realizada pelas Equações (1) e (2), conforme descrito por Chernicharo (2016).

O volume de metano produzido (V_{CH_4} , em L) é dado pela Equação (1), que considera a DQO removida no reator e convertida em CH_4 (DQO_{CH_4} , em kg de DQO), e o fator de correção da temperatura operacional do reator ($K(t)$, em $kg\ m^{-3}$ de DQO):

$$V_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad (1)$$

O fator de correção $K(t)$ é determinado pela Equação (2), que leva em conta a pressão atmosférica ($P = 1\ atm$), a DQO correspondente a um mol de CH_4 ($K = 64\ g\ mol^{-1}$ de DQO), a constante dos gases ($R = 0,0822\ atm\ L\ mol^{-1}\ K^{-1}$), e a temperatura operacional do reator (t , em K):

$$K(t) = \frac{P \cdot K}{R \cdot t} \quad (2)$$

A DQO removida no processo ($DQO_{removida}$, em kg DQO) tem dois propósitos: a produção do biogás (metano, CH_4 e CO_2) e a manutenção e/ou crescimento da biomassa. Esta relação é expressa na Equação (4):

$$DQO_{removida} = DQO_{CH_4} + DQO_{Biomassa} \quad (3)$$

Em que DQO_{CH_4} é a DQO utilizada para a produção do metano (kg DQO), e $DQO_{Biomassa}$ é a DQO utilizada para a produção da biomassa (kg DQO). A $DQO_{Biomassa}$ pode ser correlacionada com o coeficiente de crescimento bacteriano (Y) conforme a Equação (5):

$$DQO_{Biomassa} = Y * DQO_{removida} \quad (4)$$

Assim, a DQO utilizada para a produção do metano (DQO_{CH_4}) é determinada pela diferença entre a DQO removida e a DQO consumida pela biomassa, conforme a Equação (6):

$$DQO_{CH_4} = DQO_{removida} - DQO_{Biomassa} \quad (5)$$

4.2.2 Correlação linear simples (Pearson)

Para a análise do comportamento das variáveis monitoradas em cada reator UASB, comparando-se os dados de entrada e saída da ETE, utilizou-se o método da correlação linear simples. Esta ferramenta estatística tem por objetivo mensurar o grau de relacionamento linear entre duas variáveis quantitativas, X e Y, para uma amostra de tamanho n. A medida utilizada nesse processo é o coeficiente de correlação linear (r_{XY}), cujo cálculo é definido pela Equação 6 (Gomes; Lima, 2003).

$$r_{XY} = \frac{n \sum_{i=1}^n X_i Y_i - \sum_{i=1}^n X_i \sum_{i=1}^n Y_i}{\sqrt{[n \sum_{i=1}^n X_i^2 - (\sum_{i=1}^n X_i)^2]} \sqrt{[n \sum_{i=1}^n Y_i^2 - (\sum_{i=1}^n Y_i)^2]}} \quad (6)$$

O coeficiente de correlação é um número adimensional, o que significa que ele independe das unidades de medida das variáveis analisadas, variando sempre no intervalo fechado entre -1 e +1. A permutação das variáveis não altera o resultado ($r_{XY} = r_{YX}$), assim como a aplicação de operações lineares (somar, subtrair, multiplicar ou dividir uma ou ambas as variáveis por uma constante) não modifica o valor do coeficiente (Gomes; Lima, 2003).

No contexto da interpretação dos dados, valores de r próximos a +1 indicam uma correlação positiva forte, onde os pares de valores tendem a se situar próximos a uma reta com inclinação positiva. Em contrapartida, valores próximos a -1 sinalizam uma correlação negativa forte, evidenciando uma relação linear inversa (Gomes; Lima, 2003).

Já os coeficientes próximos de zero, sejam positivos ou negativos, indicam correlações fracas, onde a nuvem de pontos apresenta ligeira ou nenhuma tendência de inclinação definida. Especificamente, um valor de r igual a zero sugere ausência de correlação linear, embora seja importante ressaltar que isso não descarta a possibilidade de as variáveis estarem relacionadas de forma não linear. Visto que este estudo envolve a análise simultânea de mais de duas variáveis físico-químicas, o procedimento adotado consistiu no cálculo dos coeficientes para os diferentes pares possíveis, organizando-os em uma tabela denominada matriz de correlação. Essa matriz permite a visualização sistemática das interações entre os parâmetros de qualidade da água ao longo do processo de tratamento (Gomes; Lima, 2003).

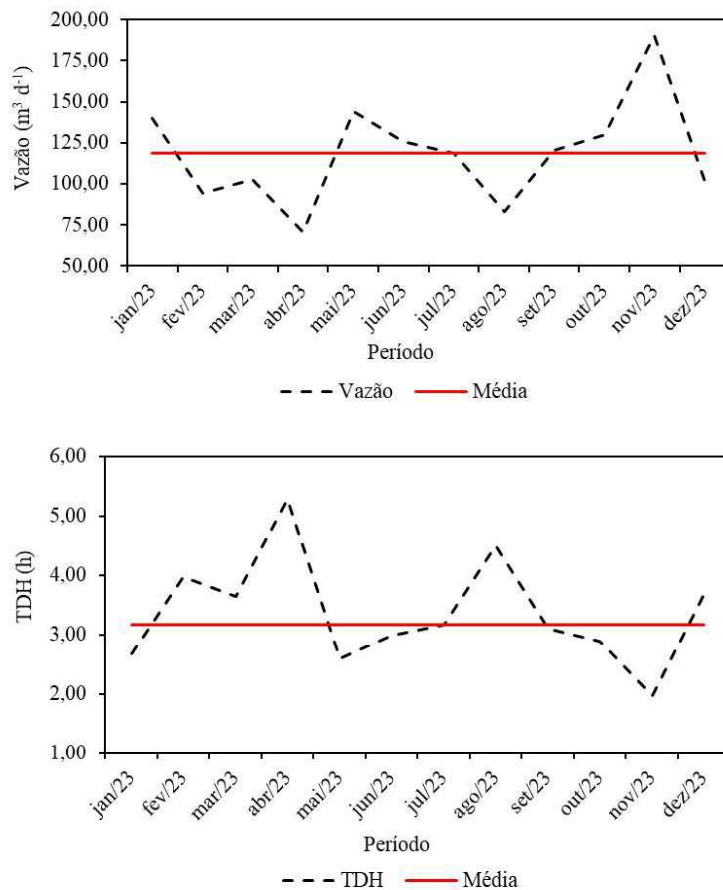
Ressalta-se que, para a concretização desta etapa, o processamento dos dados e o cálculo dos coeficientes foram realizados com o software Microsoft Excel.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Parâmetros operacionais e temperatura

A Figura 14 mostra a variação da vazão de esgoto afluyente à ETE e do tempo de detenção hidráulica (TDH) dos reatores UASB no ano de 2023. Não houve registros de monitoramento da vazão no ano de 2022. A vazão média no ano de 2023 foi, aproximadamente, $118,43 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ no sistema e $19,74 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ nos reatores, o que garantiu um TDH médio nos reatores de 3,16 h. Notou-se que as quedas nos valores de vazão estiveram vinculadas aos períodos de recessos e férias escolares (20/02 a 25/02; 23/03 a 16/04; 05/08 a 27/08; 09/10 a 14/10) e vazão máxima em novembro coincide com final de período e eventos na universidade, como o Congresso Unificado. Ressalta-se que além dessa variação, os reatores UASB também estão sujeitos a uma vazão intermitente durante o dia que dependem do enchimento das elevatórias para que o esgoto seja bombeado para ETE, o que faz com que os reatores fiquem sem alimentação durante alguns períodos do dia e durante a noite. Essas oscilações de vazão podem trazer prejuízos para o bom funcionamento dos UASB e diretamente afetar a sua eficiência (Chernicharo *et al.*, 2018b).

Figura 14 – Variação da vazão afluyente à ETE e do TDH dos reatores UASB no ano de 2023.



Fonte: DMA (Elaborado pela autora) (2023)

O conjunto de dados apresentado na Tabela 4, embora não contenha valores de temperatura para 2023, permite a análise dos resultados em diferentes unidades e na saída ao longo dos meses de 2022. Os dados revelam que, na maioria dos meses, os valores registrados, tanto na entrada quanto na saída dos reatores UASB e da ETE, se mantiveram frequentemente abaixo de 25°C. As menores médias foram observadas entre maio e agosto, coincidindo com as estações mais frias (outono/inverno). Destaca-se que, em maio, o valor na entrada foi de 19,1°C e, em julho, atingiu o valor mais baixo de 18°C, com os reatores UASB e a saída apresentando valores ainda menores (16,9°C no UASB 4 e 17,4°C na saída da ETE). No entanto, é crucial notar que mesmo os valores mais baixos se enquadram dentro das normas de condições de lançamento.

Tabela 4 - Dados de temperatura na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022, em °C.

Monitoramento	UNIDADES							
	Afluente	UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4	UASB 5	UASB 6	Efluente
Janeiro	23,5	23,4	23,3	23,3	23,4	23,2	23,2	23,4
Fevereiro	22,8	22,7	22,6	22,3	22,1	22,4	21,6	21,7
Março	24,9	24,8	24,9	24,9	25	24,9	24,9	25,1
Abril	24,8	24,8	25	25,1	25,1	25,0	25,1	25,3
Maio	19,1	19	19	18,8	18,7	18,7	18,8	18,8
Junho	19,3	19	18,8	18,8	18,8	18,7	18,8	18,7
Julho	18	17,6	17,5	16,9	16,9	17,2	17,2	17,4
Agosto	21,1	20,1	20,1	20,1	20,1	20	20	20,9
Média	21,7	21,4	21,4	21,3	21,3	21,3	21,3	21,5
Desvio padrão	3,2	3,3	3,3	3,4	3,5	3,5	3,6	3,5
Mínimo	15,1	15,2	15,3	15,1	15,1	14,7	12,4	13
Máximo	28,3	27,9	28,1	28	28,2	28,3	28,5	28,6
N	76	76	76	76	76	76	76	75

Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Em um contexto de tratamento biológico, esses valores baixos são relevantes. A temperatura é um fator crítico que afeta a taxa metabólica dos microrganismos, sendo que a faixa ideal para uma atividade biológica eficiente situa-se entre 25 e 35°C. Conforme destacado por Infulto (2024), abaixo de 15°C o processo de digestão anaeróbia torna-se extremamente lento, podendo quase paralisar. Embora os dados não cheguem a valores críticos próximos de 15°C, a predominância de leituras abaixo de 25°C (especialmente no período de maio a agosto) sugere que a taxa de atividade microbiana pode ter operado em um ritmo insuficiente, afetando o desempenho da digestão no reator.

Nesse sentido, o estudo Santos e Von Haandel (2018) mostrou que a eficiência de remoção de DQO por meio da digestão anaeróbia de esgoto doméstico é reduzida à medida que a temperatura diminui a partir do seu valor ótimo. Isso se deve à diminuição da eficiência dos processos da digestão: a taxa de hidrólise do material orgânico biodegradável particulado diminui e o material que não é hidrolisado tende a sedimentar, acumulando-se no reator.

5.2 Variáveis de monitoramento da ETE da UFLA

Por meio do monitoramento, foram obtidos valores médios, mínimos, máximos e de desvio padrão (DP) das variáveis descritas nas Tabelas 5 e 6, referentes aos anos de 2022 e 2023.

Tabela 5 - Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão (DP) e número de amostras (N) das variáveis monitoradas no ano de 2022.

Afluente		UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4	UASB 5	UASB 6	FBAS 1	FBAS 2	FBAS 3	FBAS 4	FBAS 5	FBAS 6	Efluente
pH	Média	7,9	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7							7,6
	Mínimo	7,4	7,1	7,1	7,0	7,1	6,7							6,9
	Máximo	8,3	8,5	8,5	8,5	8,5	10,0							8,4
	DP	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3							0,3
	N	140	143	143	143	143	143							
DQO (mg L ⁻¹)	Média	2136	684	595	1110	1207	644	150	303	1138	166	323	393	445
	Mínimo	187	27	27	40	27	1	13	27	24	4	20	12	27
	Máximo	9000	8600	3800	12000	14000	26000	720	3800	16000	800	4600	3000	3200
	DP	2508	1665	858	2644	3123	5373	175	743	3412	163	924	674	796
	N	24	26	26	26	25	24	24	25	22	23	24	21	21
NTK (mg L ⁻¹)	Média	51,1	44,0	42,4	46,0	42,8	43,5	34,9	19,1	22,7	13,3	12,9	20,7	17,9
	Mínimo	27,3	23,8	8,4	28,0	11,2	30,8	22,4	2,8	8,4	0,0	4,2	1,4	8,4
	Máximo	67,2	64,4	60,2	56,0	110,6	57,4	54,6	32,2	50,4	25,2	21,0	51,8	28,0
	DP	12,3	14,1	13,7	9,6	25,1	8,4	10,9	8,6	12,8	7,1	5,7	14,9	7,4
	N	11	11	11	11	11	10	10	11	10	9	10	10	11
ST (mg L ⁻¹)	Média	687	1077	1233	1241	1451	1832	445	800	1770	1168	652	949	545
	Mínimo	295	355	340	315	335	223	230	243	278	330	328	313	338
	Máximo	3218	9265	6855	8338	11670	25358	870	3833	19455	16163	3800	4655	2350
	DP	568	1857	1620	1966	2728	5036	159	796	3872	3198	664	1209	387
	N	24	25	25	25	25	25	25	25	25	24	25	25	25
SFT (mg L ⁻¹)	Média	316	362	472	392	446	654	121	308	884	164	268	376	229
	Mínimo	15	5	20	55	28	15	23	5	5	5	65	0	10
	Máximo	2550	3995	2945	2840	3855	9163	368	1690	11600	545	2133	2298	1765
	DP	514	803	729	695	845	1843	100	402	2340	136	409	652	358
	N	22	24	25	24	25	25	21	23	25	22	24	23	22
SVT (mg L ⁻¹)	Média	372	744	780	887	1005	1178	348	527	886	1068	390	619	330
	Mínimo	133	180	265	203	220	173	163	180	178	188	145	193	58
	Máximo	668	5270	3910	5955	9463	16195	538	2143	7855	16030	1668	2358	585
	DP	116	1111	907	1343	2003	3197	98	435	1541	3344	289	625	124
	N	22	24	25	24	25	25	21	23	25	22	24	23	21

Fonte: DMA¹ (Elaborada pela autora) (2023)¹ Sempre que a fonte for o DMA significa que se utilizou os dados fornecidos pela Diretoria.

Tabela 6 – Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão (DP) e número de amostras (N) das variáveis monitoradas no ano de 2023.

Afluente		UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4	UASB 5	UASB 6	FBAS 1	FBAS 2	FBAS 3	FBAS 4	FBAS 5	FBAS 6	Efluente
Média	7,3	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7							7,0
Mínimo	5,5	7,5	7,6	7,5	7,5	7,6	7,6							5,0
Máximo	8,1	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8							7,8
DP	0,7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1							0,7
N	20	20	20	20	20	20	20							20
Média	339	247	455	531	469	561	615	111	160	434	108	91	120	116
Mínimo	18	40	63	88	9	23	53	8	9	16	1	1	9	0
Máximo	1067	1067	2931	4667	3254	4667	5796	373	866	8667	240	453	280	983
DP	211	216	526	845	576	872	1026	77	174	1681	65	88	79	198
N	40	30	29	29	30	29	29	27	27	26	28	29	27	39
Média	46,7	43,9	40,7	41,3	47,4	49,1	49,2	41,0	13,5	28,5	17,5	20,2	26,1	17,2
Mínimo	26,6	25,2	12,6	8,4	22,4	33,6	34,1	25,2	5,6	11,2	7,5	4,7	6,1	1,9
Máximo	64,4	63,0	65,8	61,6	67,2	65,8	67,2	60,2	25,2	42,9	26,6	68,6	41,5	34,5
DP	12,7	13,3	16,1	16,0	12,9	10,9	12,8	11,8	8,0	12,1	6,8	19,7	13,4	13,1
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Média	549	634	1478	721	1699	1896	2347	417	1150	628	509	532	458	525
Mínimo	172	175	290	317	238	240	445	153	185	170	258	282	180	177
Máximo	1363	2282	26787	1792	27518	36790	26902	1417	17137	2468	1337	1278	1080	5423
DP	222	426	4557	347	4726	6289	4987	270	2891	598	226	217	188	786
N	43	33	33	32	33	33	33	33	33	33	33	33	33	43
Média	219	275	2048	280	709	858	988	136	271	862	211	234	172	250
Mínimo	20	10	15	38	20	68	107	12	23	25	28	2	25	5
Máximo	645	1000	44863	820	13407	17542	12392	550	777	16812	568	502	382	5005
DP	128	216	8132	184	2334	3107	2302	124	196	3029	142	140	100	766
N	41	30	32	30	32	31	32	30	30	31	31	31	30	41
Média	329	405	863	755	873	1060	1025	295	402	442	310	310	303	250
Mínimo	50	115	62	85	38	100	73	40	117	112	117	77	60	37
Máximo	845	1282	13802	10385	14112	19248	14510	867	938	2291	810	775	732	478
DP	153	254	2413	1770	2428	3382	2478	180	196	438	138	148	142	107
N	41	29	31	32	32	31	32	30	31	29	31	31	31	42

Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

5.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade e acidez

Com base nas Tabelas 5 e 6, que apresentam os valores médios de pH em diferentes pontos do sistema de tratamento (entrada, reatores UASB e saída da ETE) ao longo dos anos de 2022 e 2023, é notável a estabilidade operacional do sistema para esta variável. Em ambos os anos, os valores de pH não sofreram variações bruscas, mantendo-se em uma faixa considerada ideal para o tratamento biológico e em conformidade com as normas de condições de lançamento de efluentes.

Na entrada do sistema, o pH médio em 2022 foi de 7,9, diminuindo para 7,3 em 2023, mas permanecendo próximo da neutralidade (pH 7,0). Nos reatores UASB (Unidades 1 a 6), os valores médios se situaram entre 7,5 e 7,7. Essa faixa de pH está próxima da condição ótima de estabilização de matéria orgânica em reatores anaeróbios e consequente conversão em biogás, entre 6,7 e 7,5, relatada por Garfí *et al.* (2016). Segundo Mazareli *et al.* (2016), valores de pH menores que 6,0 reduzem a taxa de crescimento de microrganismos metanogênicos e pH superiores a 8,3 aumentam o risco de inibição por amônia livre.

Por fim, a análise do efluente de saída demonstra que ambos os valores se mantiveram próximos da neutralidade. O sistema de tratamento conseguiu produzir um efluente com pH dentro dos limites estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8 para o lançamento em corpos d'água.

Essa tendência de estabilidade não é um fenômeno isolado. Em 2019, um estudo realizado na UFLA já indicava um comportamento similar no sistema; os reatores UASB apresentaram valores médios de pH de 7,2 (com variação de $\pm 0,2$) na entrada e 7,2 (com variação de $\pm 0,1$) na saída (Nahime, 2019). A comparação desses dados históricos com os resultados de 2022 e 2023 reforça que as unidades de tratamento mantêm, a longo prazo, um pH adequado e dentro das expectativas operacionais para processos anaeróbios.

Além da consistência histórica local, os resultados obtidos alinham-se com a literatura técnica vigente. Uma pesquisa recente em um sistema composto por reatores UASB seguidos de filtro biológico percolador (FBP) para o tratamento de esgoto sanitário com vazão média de $58,7 \text{ L s}^{-1}$ também reportou valores de pH situados na mesma faixa deste estudo, variando predominantemente entre 6,5 e 8,5 na matriz de tratamento. Com um pH de 7,9 no esgoto bruto e 8,0 no efluente final, ambos se mostraram mais alcalinos que o efluente do reator UASB, com pH igual a 7,1. No sistema de tratamento, o pH do FBP oscilou entre 7,1 e 8,0. Esse processo foi acompanhado pelo consumo de alcalinidade na etapa aeróbia, evidenciado pela queda da concentração média de 278,8 mg/L para 236,2 mg/L entre as saídas do reator anaeróbio e do FBP (Correa; Avellar; Aisse, 2024).

Os valores de alcalinidade e ácidos voláteis também são cruciais no monitoramento de reatores anaeróbios, pois atuam em conjunto como um sistema tampão, que é fundamental para a regulação do pH do meio. De acordo com Lima (2019), a falta de alcalinidade pode levar ao acúmulo de ácidos orgânicos, reduzindo drasticamente o pH e comprometendo a eficiência do tratamento. Para garantir um tamponamento eficaz em sistemas práticos, McCarty (1964) sugere que a alcalinidade total ideal deve situar-se na faixa de 2500 a 5000 mg L⁻¹ de CaCO₃.

A análise dos dados da alcalinidade total (Tabela 7) revela que os valores médios registrados no afluente e efluente dos reatores UASB 1 a UASB 6 se encontram muito abaixo da faixa ideal sugerida por McCarty (1964). Isso indica que o sistema, em termos de alcalinidade total, não apresentou um tamponamento adequado com base nos parâmetros de referência. Porém, autores como Hoyos *et al.* (2018) fizeram uma avaliação do desempenho de um reator anaeróbio híbrido, comparando com um reator UASB nas mesmas condições e parâmetros operacionais. Com uma COV igual a 0,61 kg DQO m⁻³ d⁻¹, TDH de 11,8 h e vazão de 1,6 m³ h⁻¹, eles apresentaram valores de alcalinidade total em torno de 229,4 mg L⁻¹ de CaCO₃.

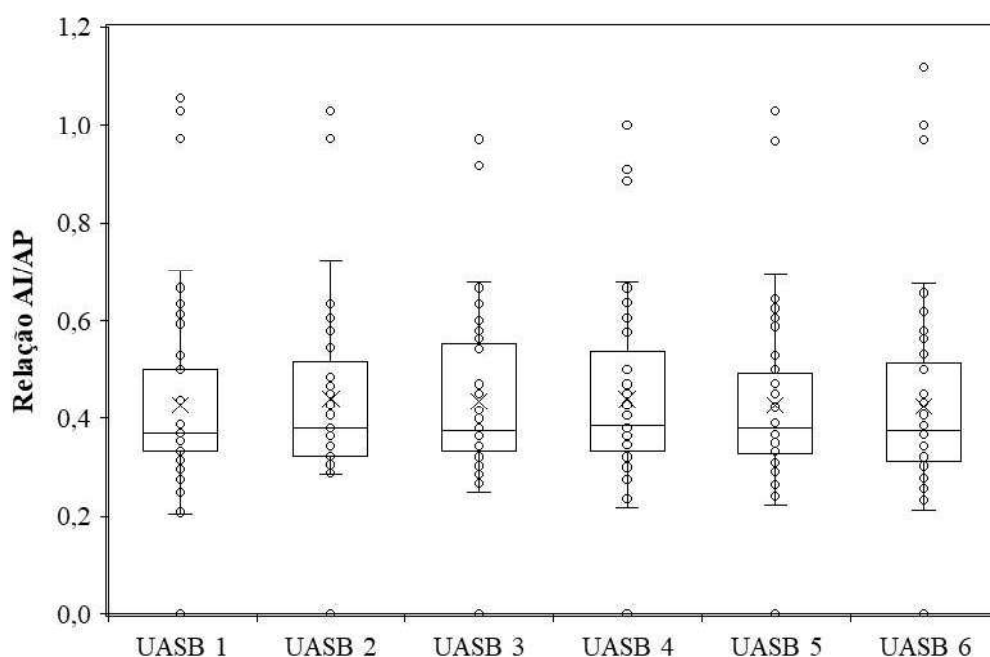
Tabela 7 – Dados de alcalinidade total na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022, em mg L⁻¹ de CaCO₃.

Monitoramento	UNIDADES							
	Afluente	UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4	UASB 5	UASB 6	Efluente
Fevereiro	155	144	147	146	142	144	142	33
Março	189	179	178	177	179	179	179	31
Abril	158	180	183	183	179	179	181	10
Maio	113	145	144	143	147	147	144	9
Junho	169	152	154	155	152	158	152	9
Julho	219	259	258	254	256	258	254	22
Agosto	230	242	239	244	242	245	242	21
Setembro	274	317	316	310	301	298	307	26
Outubro	211	226	223	221	214	216	211	20
Novembro	230	228	226	230	230	230	238	26
Dezembro	243	269	267	264	266	269	274	26
Média (N = 60)	190	204	204	203	202	203	203	20
Desvio padrão	59	54	53	53	51	51	52	16
Mínimo	48	110	106	101	110	106	110	5
Máximo	336	355	341	331	326	331	346	90

Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Um importante indicador da estabilidade do processo de digestão anaeróbia é a relação entre a alcalinidade intermediária e a alcalinidade parcial (AI/AP). Ripley, Boyle e Converse (1986) sugerem que essa proporção não deve exceder 0,3 para indicar um processo estável. Se atingir 0,4, é um indicativo de potencial instabilidade, e valores acima de 0,8 sugerem um provável colapso do sistema. A combinação da alcalinidade intermediária com a parcial resultou em um aumento no valor do coeficiente de Ripley (Relação AI/AP), conforme observado na Figura 15.

Figura 15 – Variação da relação AI/AP no efluente dos reatores UASB no ano de 2022.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Em todos os reatores (UASB 1 a UASB 6), as medianas estão situadas em um patamar muito próximo, oscilando levemente em torno de 0,35 a 0,40. Essa consistência sugere que, na maior parte do tempo, os seis reatores mantiveram um comportamento operacional similar e estável. Porém, como a mediana está ligeiramente acima do limite de 0,3, os reatores operam em uma zona que exige atenção. Além disso, observa-se uma presença significativa de valores atípicos superiores (*outliers*) em todos os reatores, com picos atingindo e ultrapassando a marca de 1,0. Estes pontos indicam episódios de instabilidade temporária, onde a alcalinidade intermediária subiu drasticamente em relação à parcial, possivelmente devido ao acúmulo de ácidos voláteis.

Apesar de ser observado um valor médio de 0,4, em setembro, as médias excederam o limite de 0,8 e, em outros meses, como agosto, novembro e dezembro, a relação AI/AP

ultrapassou o limiar de 0,4, indicando uma provável instabilidade e risco de colapso do sistema durante esses períodos. Isso ocorre porque a média é sensível aos valores extremos (*outliers* superiores mencionados anteriormente). Como houve picos elevados da relação AI/AP, esses valores aumentam a média. Essa diferença entre média e mediana caracteriza uma distribuição assimétrica à direita, confirmando que os desvios operacionais são intensos quando ocorrem.

Valores acima de 0,4 também foram verificados por Lima (2021), com valores médios de alcalinidade bicarbonato (AB) relativamente baixos e os valores superiores de ácidos voláteis totais (AVT) indicando que o sistema já estava perdendo a capacidade tampão em 2021.

A alta relação AI/AP sugere que o sistema pode ter apresentado alguma instabilidade, devido à baixa AP (Tabela 8) em relação à AI (Tabela 9). Apesar dos indícios de instabilidade pelo coeficiente de Ripley, os valores da alcalinidade a bicarbonato (Tabela 10) ainda se encontram, em média, superiores aos valores de ácidos voláteis totais (Tabela 10), porém com oscilações ao longo do tempo, como pode ser verificado nas Figuras 16 a 21. Isso indica que, mesmo com a capacidade tampão geral comprometida (pela baixa alcalinidade total), o componente de bicarbonato ainda conseguiu neutralizar o acúmulo de ácidos voláteis nos reatores sem deixar ocorrer variações bruscas no pH. Contudo, esse indicador mostra que é necessário ficar atento para as condições operacionais dos reatores e encontrar uma solução para que os efluentes dos reatores UASB consigam se manter constantemente com a AB acima da AVT sem grandes oscilações para evitar um possível colapso do sistema. E para isso é extremamente importante o monitoramento semanal dessas variáveis nos reatores, a fim de comprovar o bom funcionamento e estabilidade dos mesmos.

Tabela 8 - Dados de alcalinidade parcial na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022, em mg L⁻¹ de CaCO₃.

Monitoramento	UNIDADES							Efluente
	Afluente	UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4	UASB 5	UASB 6	
Fevereiro	112,00	105,60	107,20	107,20	104,00	104,00	107,20	25,48
Março	138,80	146,18	143,56	143,56	144,87	146,18	145,75	25,75
Abril	118,93	133,33	136,53	136,53	132,27	133,33	134,93	7,62
Maio	85,71	106,29	102,17	102,17	102,17	106,97	102,86	6,58
Junho	127,20	120,00	118,40	118,40	116,00	118,40	117,60	5,88
Julho	168,00	200,00	187,20	187,20	192,00	192,00	190,40	15,68
Agosto	154,13	157,33	157,87	157,87	158,93	163,73	161,07	13,83
Setembro	145,20	164,40	165,60	165,60	163,20	157,20	159,60	13,48
Outubro	163,20	172,80	170,40	170,40	160,80	168,00	165,60	14,7
Novembro	141,60	148,80	153,60	153,60	151,20	158,40	158,40	15,19
Dezembro	148,80	161,60	160,00	160,00	160,00	161,60	166,40	15,68
Média (N = 60)	131,97	141,28	140,16	140,16	139,28	141,28	140,96	14,13
Desvio padrão	33,31	28,71	28,61	28,61	28,58	28,68	28,81	12,28
Mínimo	38,40	81,60	72,00	72,00	81,60	76,80	81,60	2,94
Máximo	225,60	235,20	216,00	216,00	220,80	216,00	225,60	71,54

Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Tabela 9 - Dados de alcalinidade intermediária na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022, em mg L⁻¹ de CaCO₃.

Monitoramento	UNIDADES							Efluente
	Afluente	UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4	UASB 5	UASB 6	
Fevereiro	43,20	38,40	40,00	38,40	38,40	40,00	35,20	7,19
Março	50,00	48,87	51,05	49,31	50,62	49,31	49,31	7,66
Abril	38,93	46,93	46,93	46,93	46,40	45,87	45,87	2,29
Maio	27,43	39,09	41,83	40,46	45,26	39,77	41,14	2,66
Junho	46,53	37,03	41,14	41,83	40,46	44,57	39,09	2,94
Julho	51,20	59,20	70,40	67,20	64,00	65,60	64,00	6,53
Agosto	79,47	85,87	83,20	87,47	84,27	82,13	81,07	6,86
Setembro	128,40	152,40	150,00	144,00	138,00	140,40	147,60	12,25
Outubro	48,00	52,80	52,80	50,40	52,80	48,00	45,60	5,39
Novembro	88,80	79,20	72,00	76,80	79,20	72,00	79,20	10,78
Dezembro	94,40	107,20	107,20	104,00	105,60	107,20	107,20	10,45
Média (N = 60)	58,15	62,56	63,60	63,12	62,88	62,08	61,76	5,99
Desvio padrão	32,62	33,70	31,88	31,47	29,69	30,34	32,09	4,32
Mínimo	9,60	24,00	28,80	24,00	24,00	28,80	24,00	0,98
Máximo	158,40	182,40	168,00	163,20	163,20	168,00	182,40	18,62

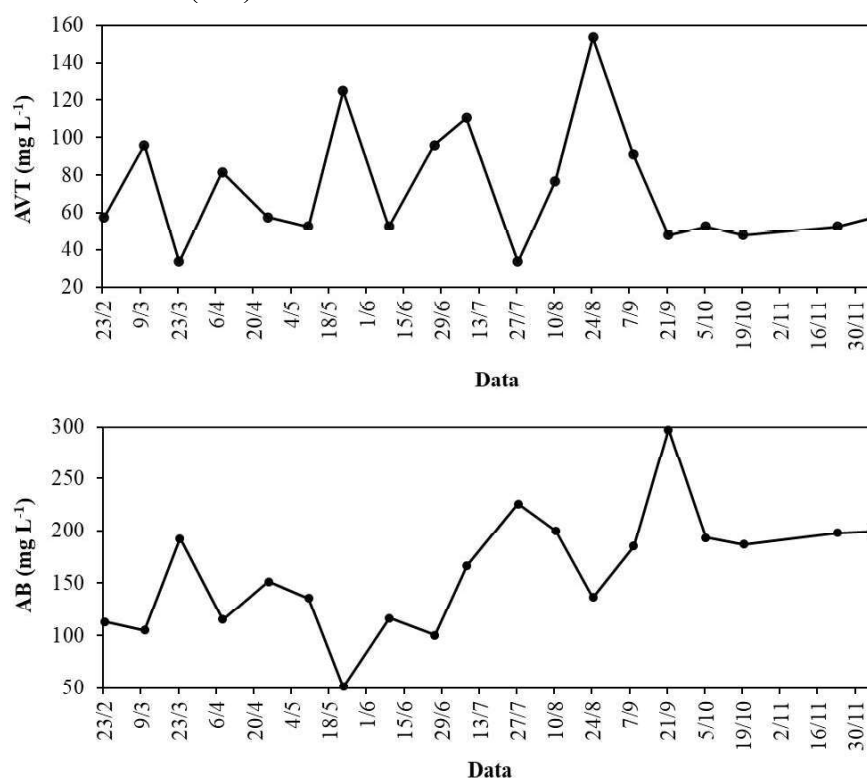
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Tabela 10 - Dados de alcalinidade a bicarbonato, em mg L⁻¹ de CaCO₃, e ácidos voláteis totais, em mg L⁻¹, na entrada, reatores UASB e saída no ano de 2022.

Monitoramento	ALCALINIDADE A BICARBONATO						ÁCIDOS VOLÁTEIS TOTAIS									
	Entrada	UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4	UASB 5	UASB 6	Saída	Entrada	UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4	UASB 5	UASB 6	Saída
Fevereiro	128,11	120,30	123,50	121,90	122,08	124,81	120,95	25,89	57,60	50,40	50,40	50,40	43,20	40,80	45,60	14,40
Março	129,82	146,72	146,29	145,16	143,46	151,78	137,49	32,63	83,60	68,51	68,51	67,64	73,75	61,96	81,60	30,98
Abril	107,82	129,85	131,54	129,28	130,13	131,41	135,65	-	70,93	71,47	73,60	76,80	68,80	67,73	64,00	32,53
Maior	78,31	98,45	99,01	95,70	105,34	105,62	104,81	-	49,37	66,51	63,77	66,51	59,66	58,29	55,54	24,69
Junho	108,17	104,82	96,72	95,47	99,01	105,95	104,82	0,17	86,24	67,20	81,60	84,34	75,43	73,37	67,20	30,17
Julho	115,35	215,18	212,45	201,35	207,46	211,32	178,77	5,07	147,20	62,40	64,00	75,20	68,80	65,60	107,20	36,80
Agosto	158,35	185,63	183,12	185,51	188,27	192,81	190,21	6,26	106,67	81,60	82,13	84,80	77,87	75,20	73,60	39,47
Setembro	226,19	274,47	272,42	266,42	252,94	253,58	264,87	11,34	67,20	60,00	61,20	61,20	68,40	62,40	60,00	26,40
Outubro	155,32	190,04	187,64	181,86	174,66	177,06	170,56	0,26	79,20	50,40	50,40	55,20	55,20	55,20	57,60	28,80
Novembro	179,60	192,44	190,04	194,84	193,15	193,15	200,35	7,34	72,00	50,40	50,40	50,40	52,80	52,80	52,80	26,40
Dezembro	190,15	230,42	229,95	224,49	227,22	230,42	231,83	5,81	75,20	54,40	52,80	56,00	54,40	54,40	59,20	28,80
Média	133,24	157,28	155,90	153,84	154,86	158,72	155,14	15,82	81,99	67,12	68,99	71,27	68,18	64,35	68,58	30,75
Desvio padrão	52,00	58,16	56,86	57,00	52,57	52,36	56,52	19,20	43,34	26,61	25,49	28,24	26,51	23,19	36,34	15,57
Mínimo	29,95	51,15	54,54	54,54	64,70	72,89	56,54	0,17	24,00	28,80	33,60	33,60	28,80	28,80	28,80	9,60
Máximo	281,82	321,34	306,94	297,34	292,54	297,34	311,74	76,61	316,80	153,60	134,40	158,40	129,60	124,80	244,80	91,20
N	60	60	60	60	60	60	60	23	59	59	59	59	59	59	59	59

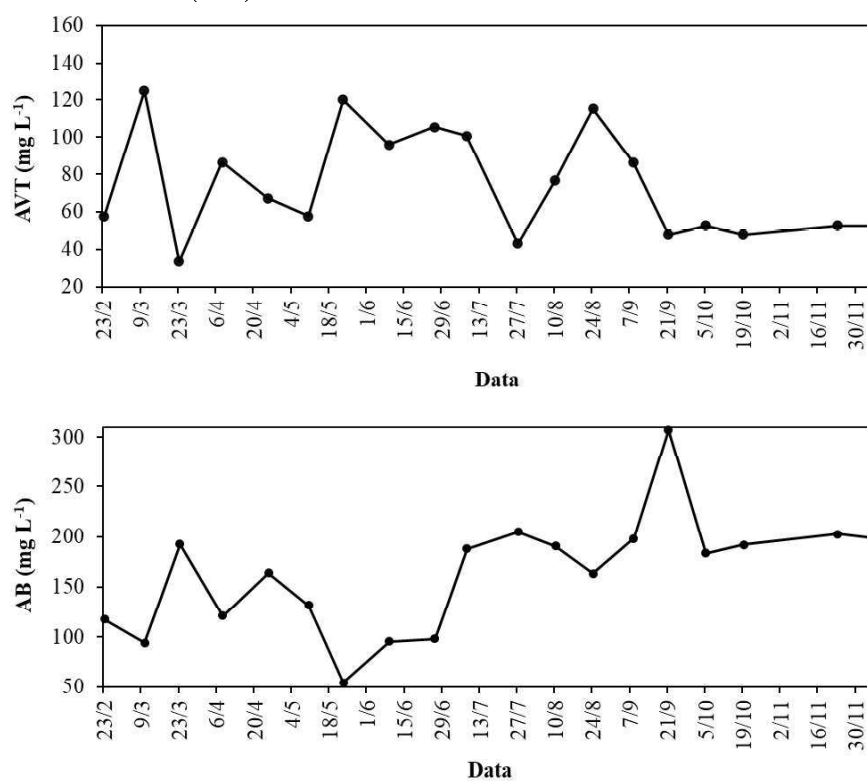
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 16 – Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no reator UASB 1 no ano de 2022.



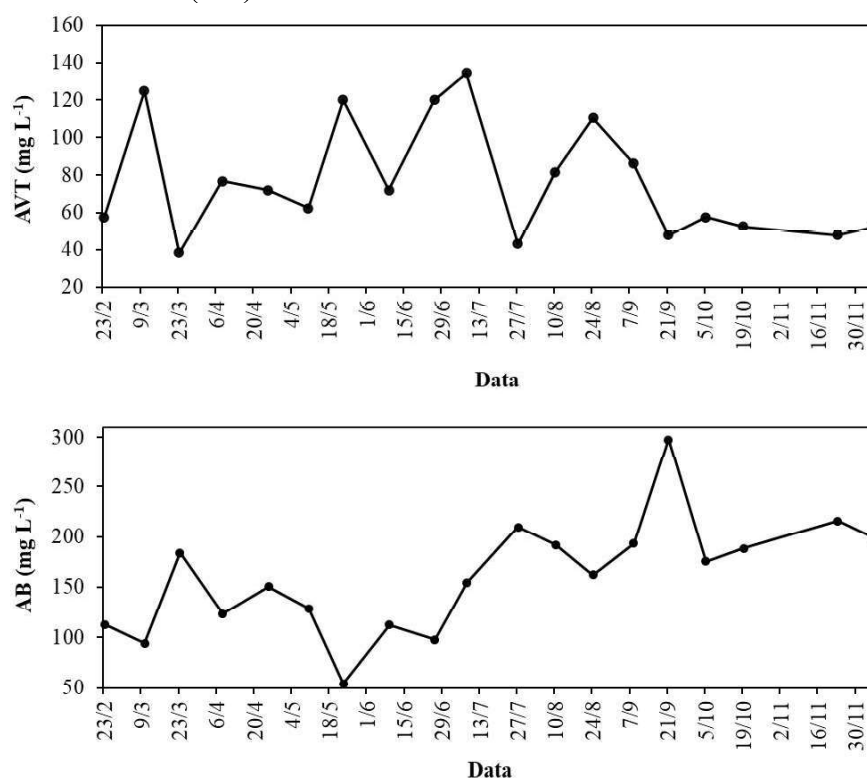
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 17 – Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no reator UASB 2 no ano de 2022.



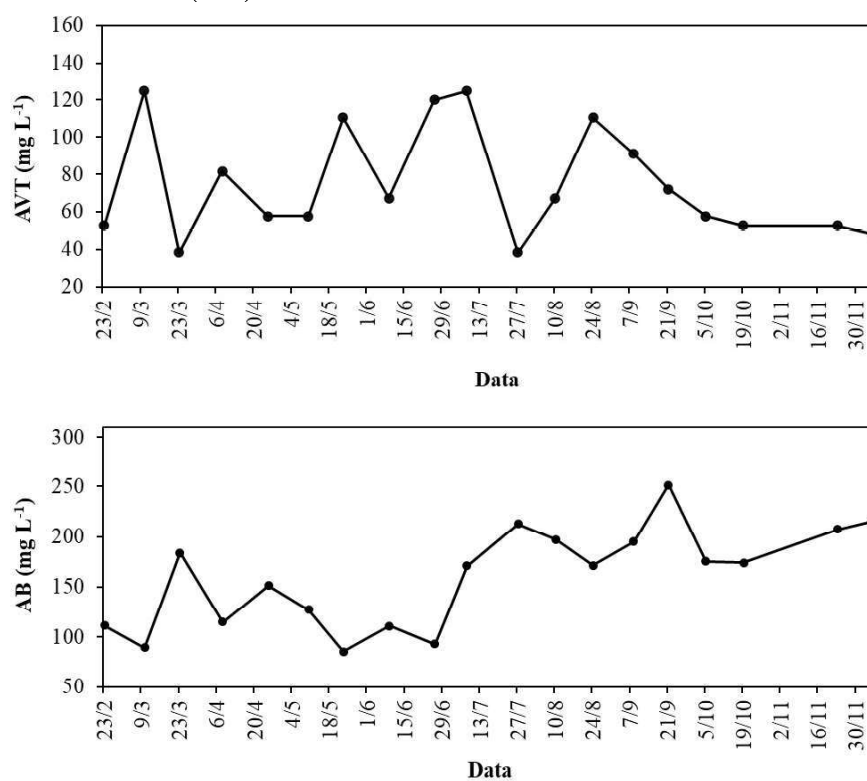
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 18 – Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no reator UASB 3 no ano de 2022.



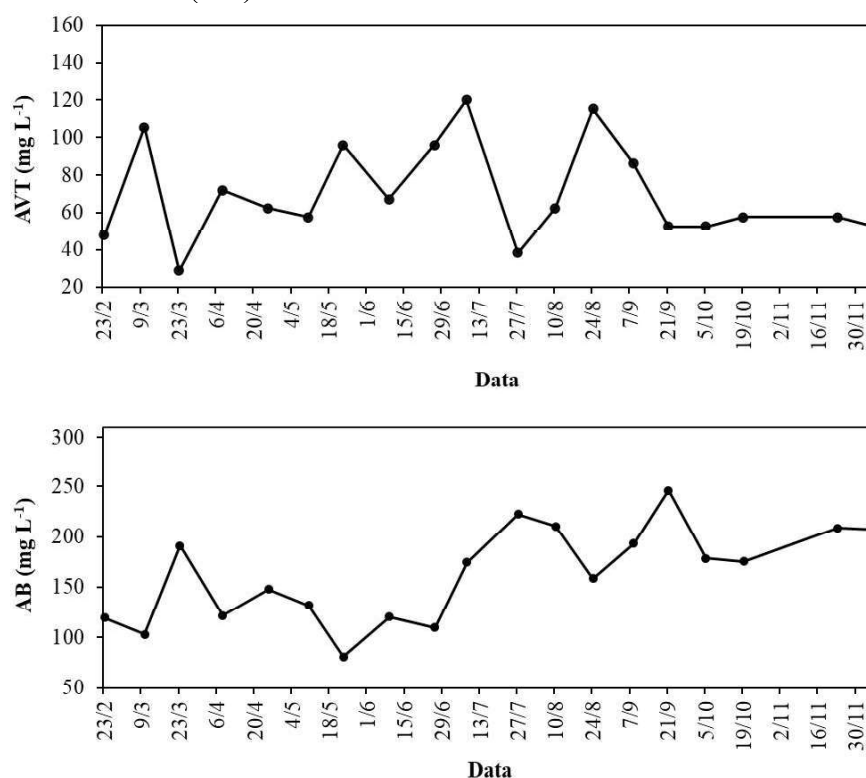
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 19 – Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no reator UASB 4 no ano de 2022.



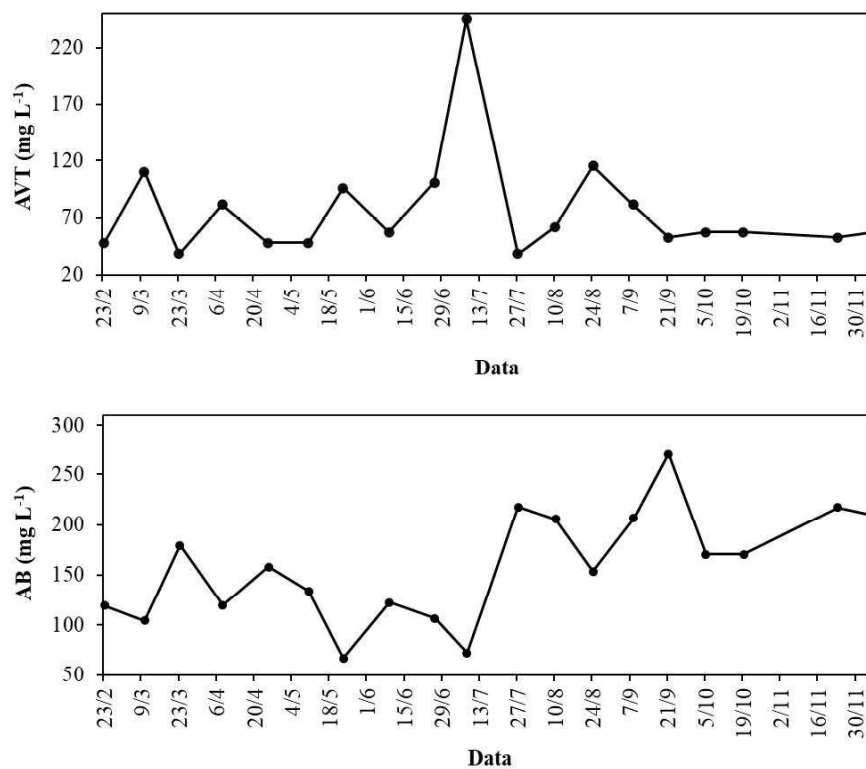
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 20 – Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no reator UASB 5 no ano de 2022.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 21 – Variação temporal dos ácidos voláteis totais (AVT) e da alcalinidade bicarbonato (AB) no reator UASB 6 no ano de 2022.



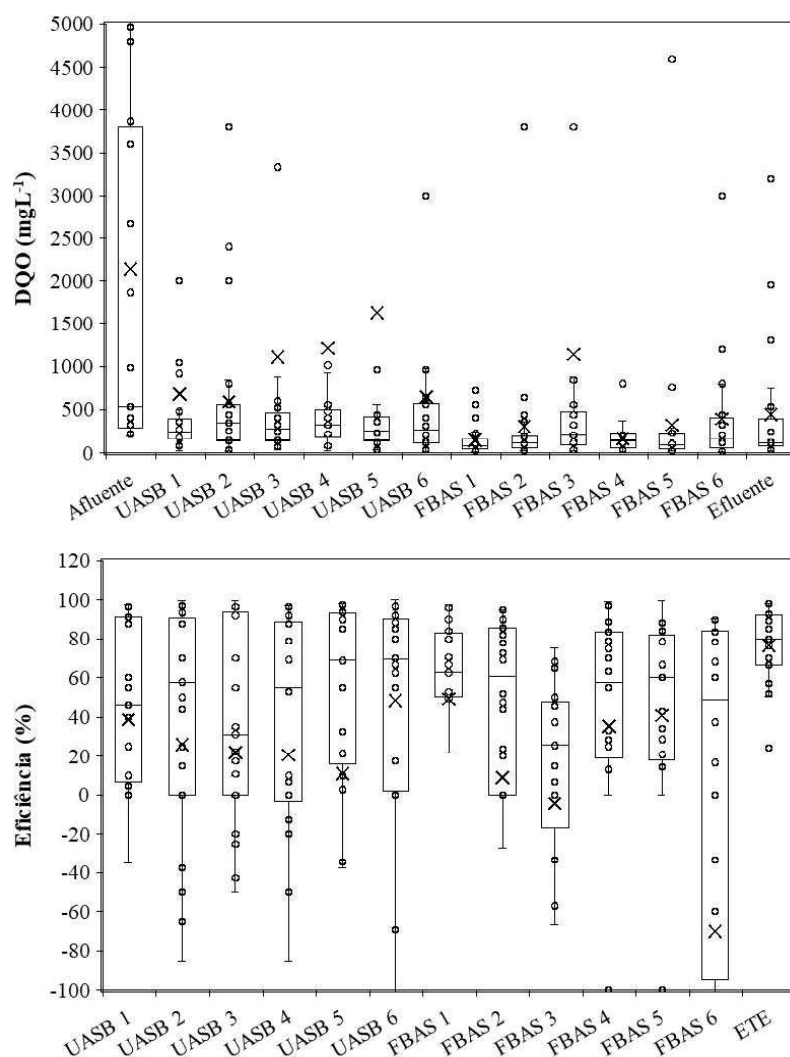
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

5.2.2 Remoção de matéria orgânica e sólidos

Os valores médios das concentrações de DQO nos efluentes dos reatores UASB, na maioria das vezes, foram superiores ao valor médio afluente (Tabelas 5 e 6). Isso indica que o sistema, em média, não foi eficiente durante o período avaliado e não operava de forma estável, como também mostrado pela alcalinidade.

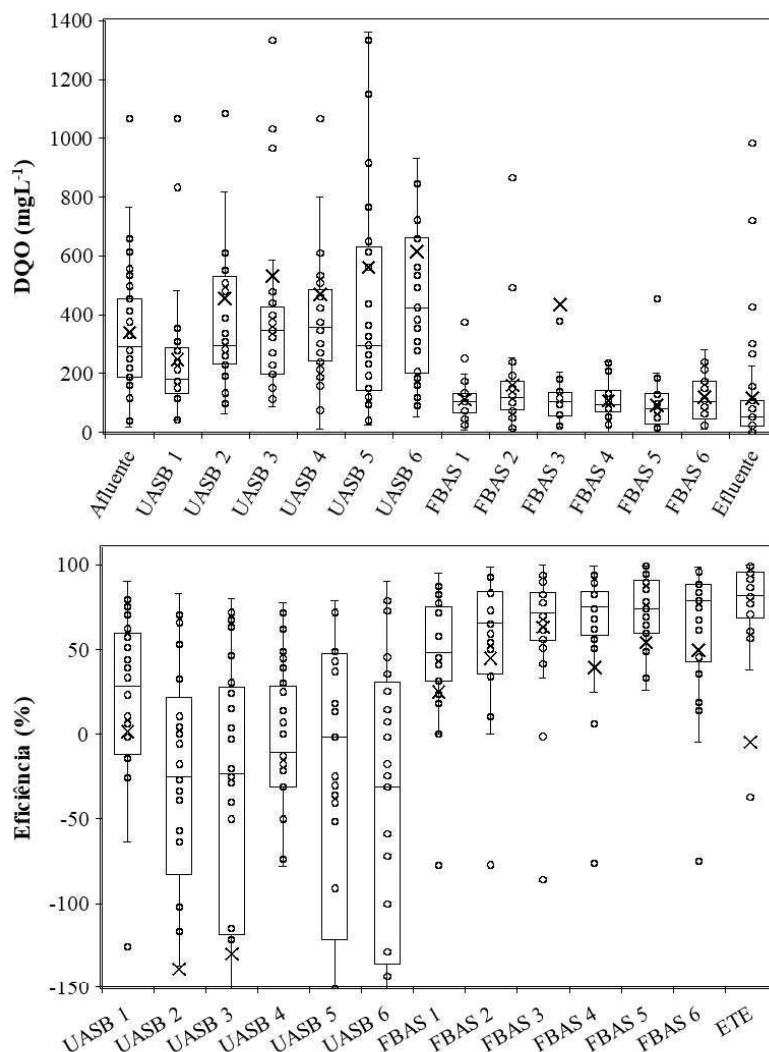
Para o reator UASB, o desempenho médio de remoção de DQO nas seis unidades (UASB 1 a UASB 6) variou consideravelmente entre 2022 e 2023 (Figura 22 e 23). Em 2022, a média de remoção nas unidades UASB foi de 67% (Figura 22), próxima à referência de Chernicharo (2016) de 65% para um reator UASB bem projetado. No entanto, em 2023, essa média caiu para cerca de 3% (Figura 23). Essa variação pode estar relacionada ao período pós-pandemia.

Figura 22 – Variação da concentração de DQO no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2022.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 23 – Variação da concentração de DQO no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2023.

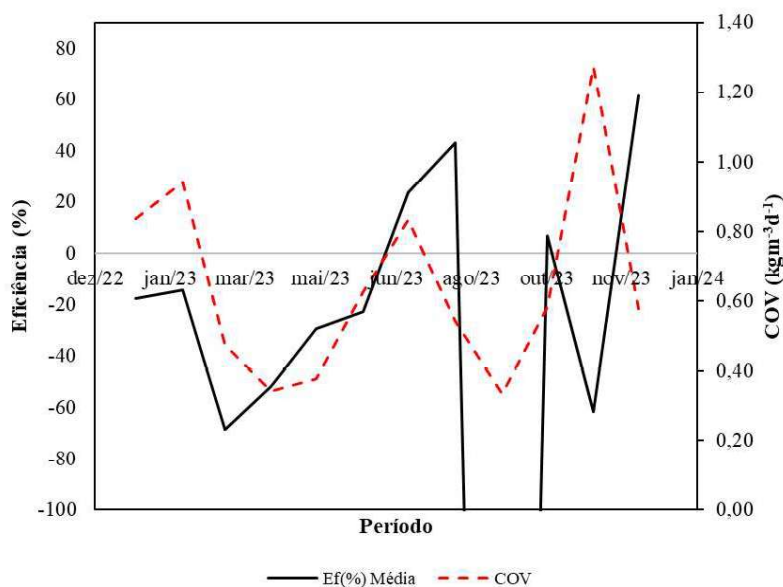


Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

Fialho (2019) verificou que os reatores UASB da ETE-UFLA, durante monitoramento em 2018, foram capazes de remover 50% da DQO e 8% dos ST. O autor verificou que, durante o período das aulas, o TDH foi de 3,5 dias, enquanto no período de férias o TDH foi de 5,7 dias. Sabendo que o TDH de projeto é de 8 horas, evidencia-se que a variação da vazão durante o período letivo e fora dele, observado por Fialho (2019) e durante a condução do presente trabalho, pode ser prejudicial a sistemas biológicos, já que pode quebrar a homeostase do sistema, forçando os microrganismos a se adaptarem à nova condição de restrição na disponibilidade de matéria orgânica (Ejhed *et al.*, 2018). Tal situação pode ser confirmada pela Figura 24 que mostra que a baixa carga orgânica média aplicada nos reatores UASB, de 0,65 kg m⁻³ d⁻¹ (2023), pode ser uma das principais causas da baixa eficiência de remoção de DQO apresentada pelas unidades.

Segundo Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005), recomenda-se iniciar a operação de reatores UASB com uma carga orgânica volumétrica (COV) entre 2 e 4,5 kg m⁻³ d⁻¹, aumentando-a progressivamente após a granulação completa da biomassa. Nota-se que a COV aplicada neste estudo ainda está abaixo da faixa sugerida para a fase inicial de operação.

Figura 24 – Variação da eficiência média de remoção de DQO dos seis reatores UASB e da carga orgânica volumétrica (COV) afluyente aos reatores UASB no ano de 2023.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

Em 2021, Lima (2021) verificou que a eficiência de remoção de matéria orgânica na forma de DQO praticamente não ocorreu nos reatores UASB e associou à menor vazão de esgoto, devido à redução das atividades no campus universitário no período de pandemia.

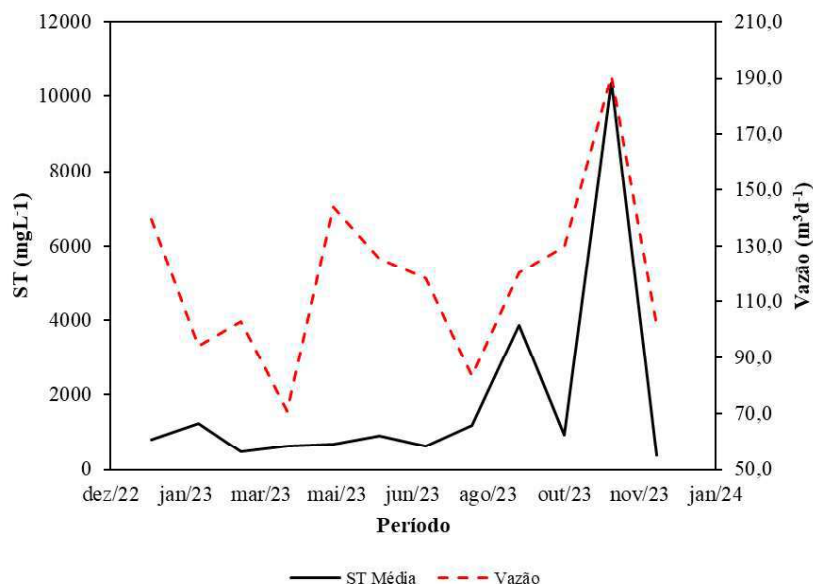
As unidades FBAS, que atuam como pós-tratamento, demonstram a complementaridade do sistema. Em 2022, a média de remoção das unidades foi de 58%, e em 2023, subiu para 65%. Ao considerar a eficiência do sistema completo (UASB + FBAS), foi de 79% em 2022 e 66% em 2023. Comparando os valores médios de concentração de DQO efluente, observa-se que, em 2022, a DQO de saída (444,80 mg L⁻¹) (Tabela 4), foi maior do que o limite de lançamento de 180 mg L⁻¹, sugerindo uma inconformidade com o limite de concentração naquele ano. Em 2023, o valor de saída (116,12 mg L⁻¹) (Tabela 6) está em conformidade com o limite de 180 mg L⁻¹, demonstrando uma melhoria operacional ou uma característica do efluente que também apresentou concentrações mais baixas de DQO afluyente.

Em termos de eficiência, a remoção total de DQO do sistema atende à exigência legal da Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8 de 55% (média anual 65%), mas não se encaixa na faixa de 75% a 88% recomendada por Von Sperling (2014) para o sistema

combinado e está aquém do esperado. Nunes (2022), que também avaliou um sistema composto por reator UASB seguido de FBAS, com vazão de 5 L s^{-1} e TDH de 8 h, reportou uma remoção global de 95% para DBO e 86% para DQO. Já Ribeiro e Silva (2018) que também utilizaram a associação de reatores UASB e FBAS, com vazão de $240000 \text{ L dia}^{-1}$ e TDH de 9,22 h, para o tratamento de esgoto sanitário encontraram eficiências de 71% para o UASB e 35% para o FBAS, mas com eficiência global de 81% para DQO. Um diferencial relevante nos dois estudos citados foi a periodicidade do descarte de lodo dos reatores UASB, o primeiro era feito a cada 30 dias e o segundo, a cada 3 meses. A execução de um descarte de lodo no início do período experimental é um fator que possivelmente potencializou a produtividade dos reatores naquela ocasião, operação que nunca foi realizada na ETE/UFLA e pode ser listada como fator que contribui para as baixas eficiências, principalmente dos reatores UASB.

Além da interferência na dinâmica da degradação anaeróbia, percebe-se ainda que os reatores perderam sólidos na saída dos reatores UASB. Os valores médios de sólidos totais efluentes dos reatores foram, em sua maioria, superiores aos valores afluentes. Ademais, o comportamento não foi pontual, e sim constante ao longo do monitoramento, conforme apresentado nas Tabelas 5 e 6 e na Figura 25. Destaca-se ainda que o forte pico de vazão verificado entre outubro e novembro de 2023 acarretou uma maior perda de ST dos reatores, como pode ser verificado na Figura 25.

Figura 25 – Variação de ST em relação à vazão no ano de 2023.

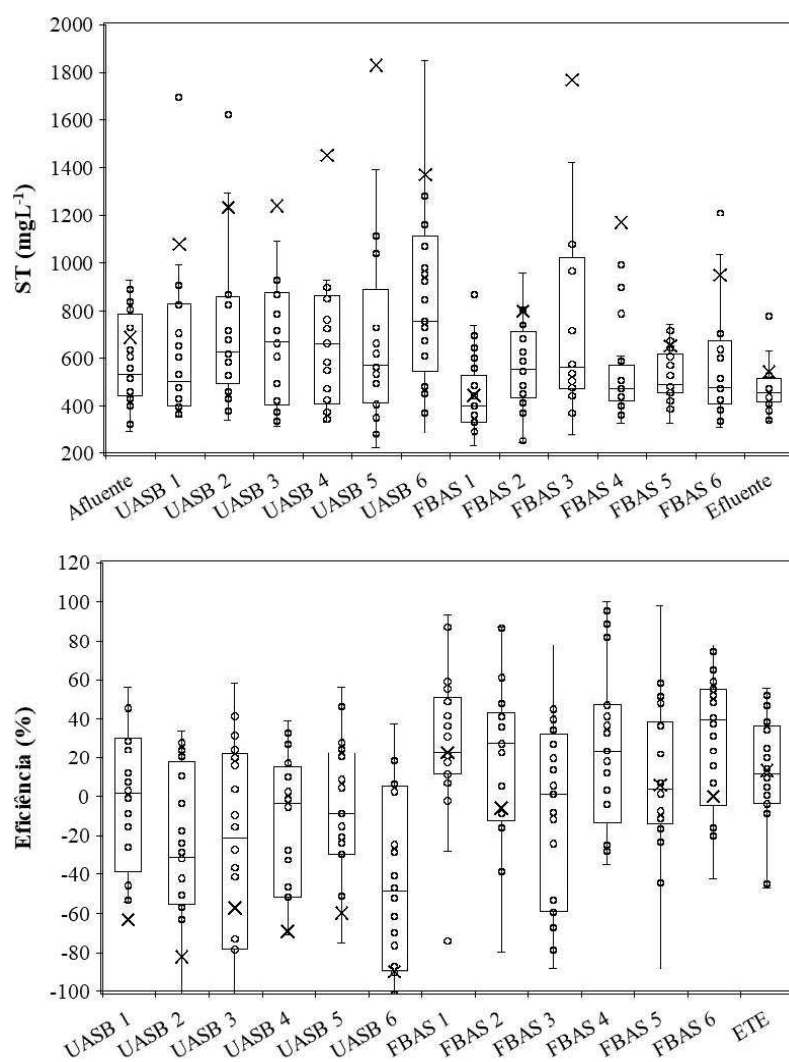


Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

As Tabelas 5 e 6 mostram que os valores médios de sólidos totais na entrada tiveram uma redução de 2022 ($687,4 \text{ mg L}^{-1}$) para 2023 ($549,2 \text{ mg L}^{-1}$). No entanto, a concentração de

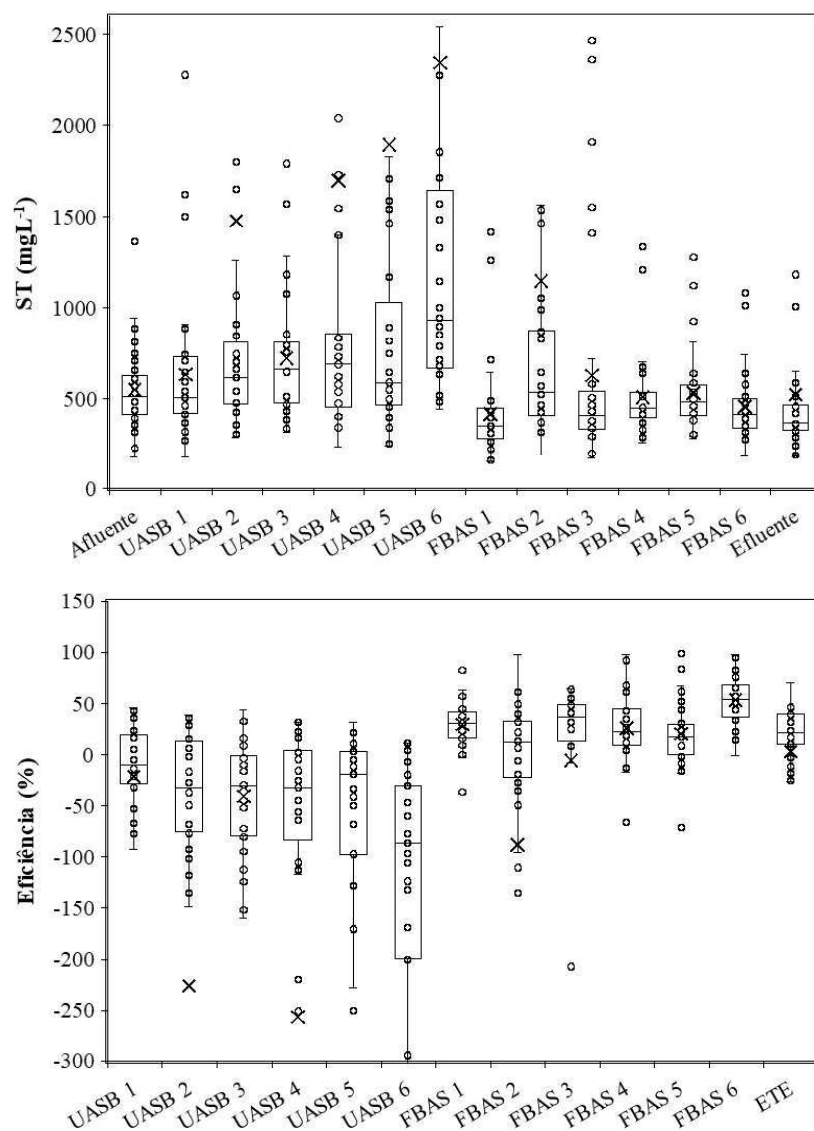
sólidos totais na saída dos reatores UASB em 2023 foi notavelmente mais alta em comparação com 2022. Isso sugere um possível crescimento e acumulação de lodo (biomassa bacteriana) nos reatores UASB no segundo ano, elevando as concentrações internas, e que, devido aos choques de carga hidráulica provocados pela variação de vazão, houve arraste do lodo para fora dos reatores. Já a saída do sistema manteve-se relativamente estável, com $544,6 \text{ mg L}^{-1}$ em 2022 e $525,1 \text{ mg L}^{-1}$ em 2023. Apesar da perda de sólidos nos UASB em 2023, a estabilidade na saída dos FBAS indica que os sólidos provavelmente ficaram retidos no leito filtrante, garantindo a qualidade final do efluente em termos de sólidos totais. As Figuras 26 e 27 mostram essa variação da concentração de ST no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades nos anos de 2022 e 2023.

Figura 26 – Variação da concentração de ST no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2022.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 27 – Variação da concentração de ST no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2023.



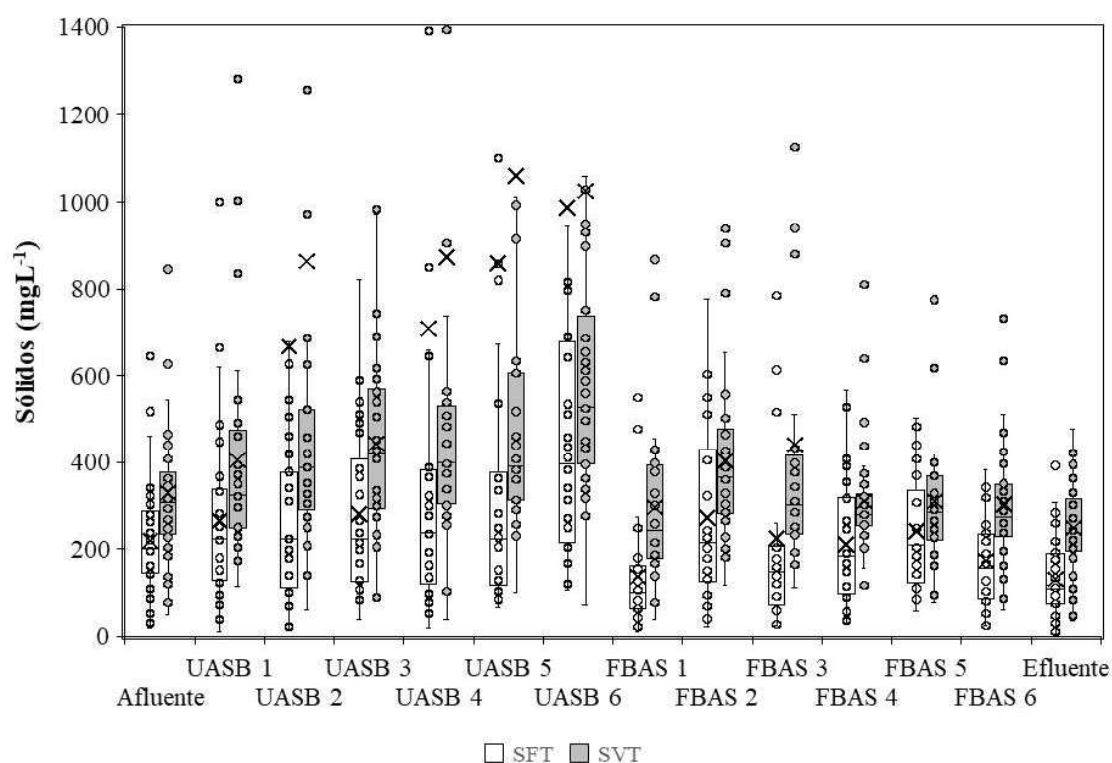
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

Observando os sólidos fixos, nas Figuras 28 e 29, a tendência é semelhante à dos sólidos totais. A concentração média na entrada diminuiu de 2022 (316,3 mg L⁻¹) para 2023 (219,2 mg L⁻¹). A concentração de sólidos fixos na saída dos reatores UASB em 2023 foi maior do que em 2022, sugerindo um intenso arraste de material inorgânico dos reatores em 2023. A concentração na saída do sistema também teve um aumento no segundo ano, refletindo que parte desses sólidos fixos nos reatores UASB pode ter sido carregada para o efluente final. Considerando a natureza do efluente universitário, que inclui descartes laboratoriais ricos em compostos inorgânicos, infere-se que tais sólidos, inicialmente retidos por sedimentação e ou interceptação, foram carregados devido ao regime de aplicação intermitente. As variações de

vazão e os consequentes choques de carga hidráulica, provavelmente, provocaram o transporte desses sólidos para fora dos reatores, elevando a concentração na saída.

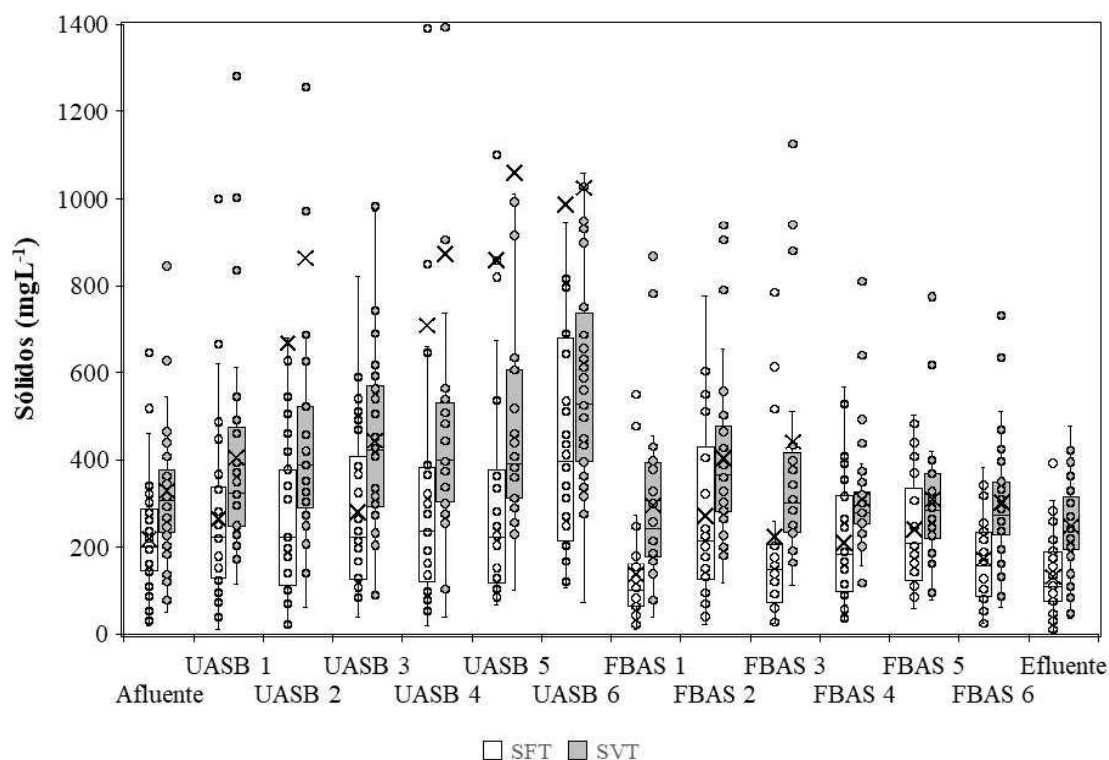
Quanto aos sólidos voláteis (Figuras 28 e 29), a concentração na entrada em 2023 (329,0 mg L⁻¹) foi menor que em 2022 (371,48 mg L⁻¹), similar às demais análises. Na saída dos reatores UASB, os valores de sólidos voláteis em 2023 também foram superiores, indicando uma maior biomassa anaeróbia e/ou maior concentração de matéria orgânica suspensa arrastada dos reatores nesse ano. A concentração de SV na saída diminuiu de 329,5 mg L⁻¹ em 2022 para 249,6 mg L⁻¹ em 2023. Isso indica que, apesar de maiores concentrações internas nos UASB, a remoção de matéria orgânica (representada pela fração volátil) pelo sistema completo foi mais eficaz no ano de 2023, graças ao material filtrante dos FBAS, que foi capaz de amortizar os sólidos arrastados, tanto voláteis quanto fixos, garantindo a qualidade do efluente e demonstrando sua função de tratamento complementar. Entretanto, isso pode levar à colmatação dos FBAS, levando à necessidade de limpeza.

Figura 28 – Variação da concentração de SFT e SVT no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE no ano de 2022.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 29 – Variação da concentração de SFT e SVT no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE no ano de 2023.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

Em resumo, o ano de 2023 apresentou um afluente com concentrações iniciais de sólidos (ST, SF e SV) inferiores às de 2022. No entanto, observou-se um aumento expressivo na concentração de sólidos no efluente dos reatores UASB, tanto na fração fixa (inorgânica) quanto na fração volátil (orgânica/biomassa). Esse fenômeno sugere uma falha operacional no manejo do sistema, especificamente no que tange ao descarte de lodo. Considerando que a ETE/UFLA está em operação há 12 anos, é natural que o processo de digestão anaeróbia resulte no crescimento e acúmulo de biomassa. Contudo, como nunca houve o descarte do excesso de lodo, o arraste desse material tornou-se inevitável, comprometendo a eficiência dos reatores.

Além disso, os picos de vazão, ocasionados pela alimentação intermitente e pela baixa carga orgânica volumétrica média aplicada aos reatores ($0,65 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO), contribuem para a perda de qualidade do lodo, deixando-o mais leve e causando arraste continuado de sólidos dos reatores. Em condições de baixa disponibilidade de alimento para os microrganismos provocadas pela baixa carga orgânica volumétrica aplicada aos reatores, o lodo pode iniciar um processo de endogenia, no qual o próprio lodo é utilizado como fonte de alimento para os microrganismos. Com a perda da qualidade, o lodo tende a flotar e ser arrastado do sistema. Tal fato foi observado por Lima (2019) ao iniciar o tratamento do esgoto da UFLA em reator UASB em escala piloto. O autor verificou que a reduzida carga orgânica

afluente ao reator ($0,72 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO) com inoculação não proporcionou o aumento de lodo, e sim a redução do inóculo inserido no sistema.

5.2.3 Nitrogênio

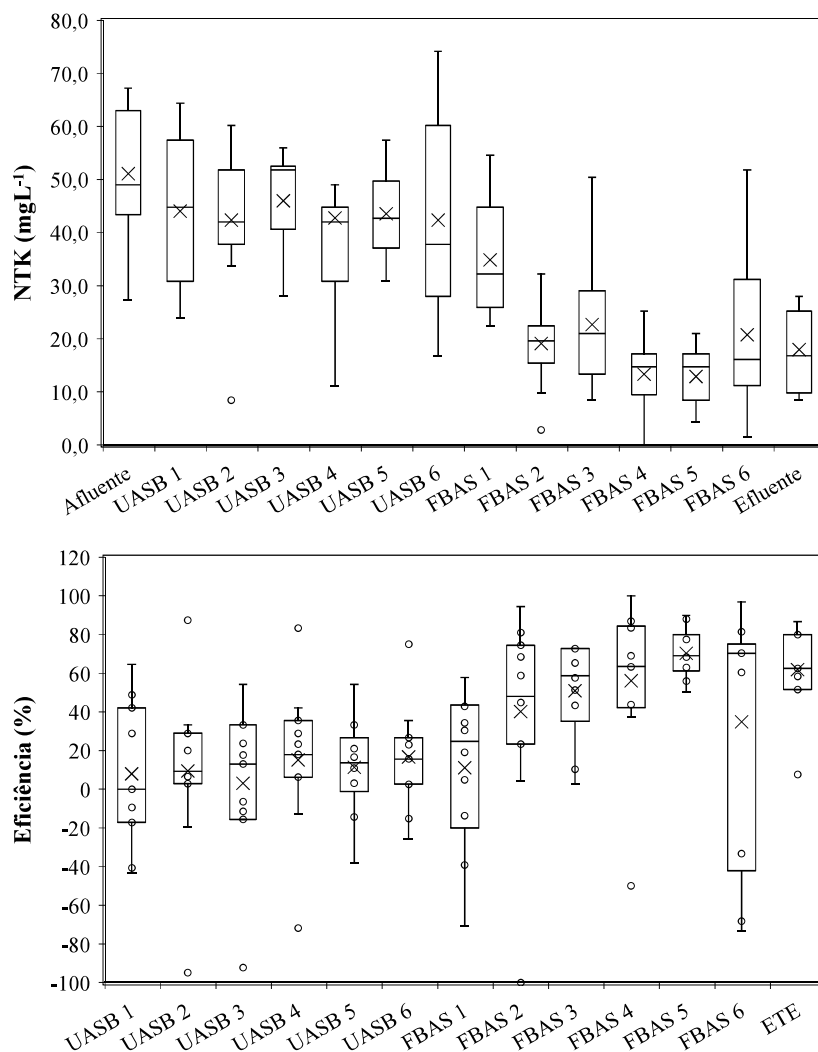
A concentração média de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) na saída da ETE foi de $17,9 \text{ mg L}^{-1}$ em 2022 e $17,2 \text{ mg L}^{-1}$ em 2023 (Tabelas 4 e 5). No entanto, observaram-se valores próximos a 35 mg L^{-1} na saída, sugerindo picos de instabilidade no sistema. Apesar do NTK representar a soma do nitrogênio orgânico e amoniacal, esta situação é preocupante, pois pode indicar uma não conformidade com o limite estabelecido pela legislação. Isso sugere a necessidade de otimização operacional dos sopradores para garantir uma nitrificação mais eficiente para que o efluente final se mantenha consistentemente abaixo do valor exigido de 20 mg L^{-1} para o nitrogênio amoniacal.

Também foi possível verificar que, assim como observado por Lim e Kim (2014), reatores anaeróbios não são unidades efetivas na remoção de nutrientes, razão pela qual não se verificou diferença nas concentrações de NTK entre a entrada e saída dos UASB. Já nos FBAS observaram-se reduções das concentrações, principalmente em função da presença de oxigênio e atuação de bactérias nitrificantes e desnitrificantes (Zheng *et al.*, 2019; Abou-elela *et al.* 2019), obtendo-se maiores eficiências médias de NTK de 70% (FBAS 5) e 67% (FBAS 2) em 2022 e 2023, respectivamente.

Os valores de NTK encontrados nesta pesquisa corroboram com os achados de Souza *et al.* (2015). Ao analisar um sistema para tratamento de esgoto doméstico composto de reator UASB, obteve-se concentrações de $49,73 \text{ mg L}^{-1}$ na entrada e $41,70 \text{ mg L}^{-1}$ na saída do reator.

Em termos de eficiência do sistema, a remoção média calculada de NTK, considerando os dados das Tabelas 4 e 5, foi de 65% em 2022 e 63% em 2023 (Figuras 30 e 31). Este resultado supera o valor de 60% previsto pela literatura (Von Sperling, 2014), indicando uma boa conversão e assimilação do NTK no sistema, principalmente através da fase biológica do FBAS.

Figura 30 – Variação da concentração de NTK no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2022.



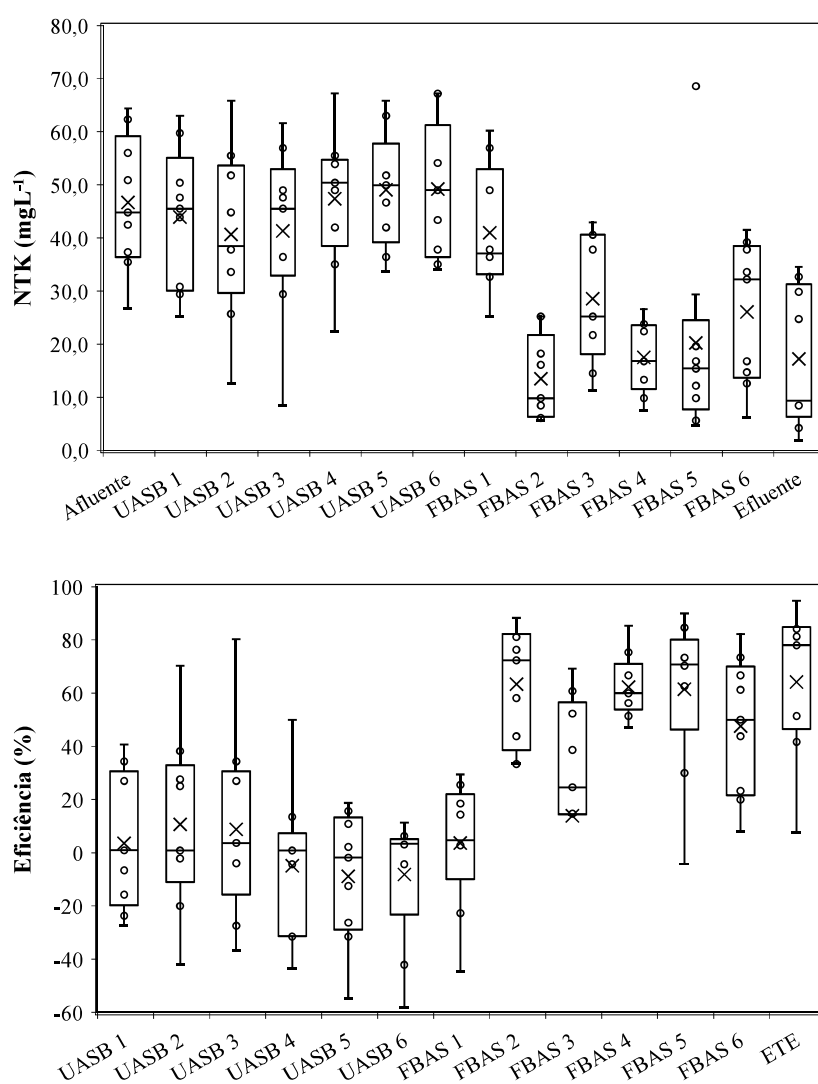
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

No afluente e nos reatores UASB (1 a 6), as concentrações permanecem em patamares elevados e constantes, com médias e medianas situadas entre 40 e 55 mg L⁻¹. Esse comportamento é tecnicamente justificado pela natureza do processo anaeróbio. Embora os reatores UASB sejam eficientes na remoção de matéria orgânica, eles possuem capacidade limitada para a remoção de nutrientes. Em contrapartida, observa-se uma redução acentuada nas concentrações de NTK após a passagem pelos FBAS. Conforme demonstrado nos gráficos, diversos reatores FBAS conseguem reduzir a carga de nitrogênio para valores inferiores a 20 mg L⁻¹.

A disparidade no desempenho entre as tecnologias é evidenciada nos gráficos de eficiência. Nos reatores UASB, a eficiência de remoção de NTK é praticamente nula, com as medianas das caixas posicionadas próximas à linha de 0%. Já os reatores FBAS e o efluente

final da ETE apresentam um salto significativo de desempenho, com eficiências medianas variando majoritariamente entre 40% e 80%. A estabilidade observada no efluente final demonstra a eficácia do arranjo em série. Notam-se, contudo, pontos de instabilidade nos reatores de número 6 (UASB 6 e FBAS 6), representados por uma maior dispersão dos dados, sugerindo a necessidade de atenção operacional nessas unidades específicas para garantir a conformidade ambiental contínua.

Figura 31 – Variação da concentração de NTK no afluente, efluente dos reatores UASB, efluentes dos FBAS e efluente da ETE, bem como a eficiência de remoção das unidades no ano de 2023.



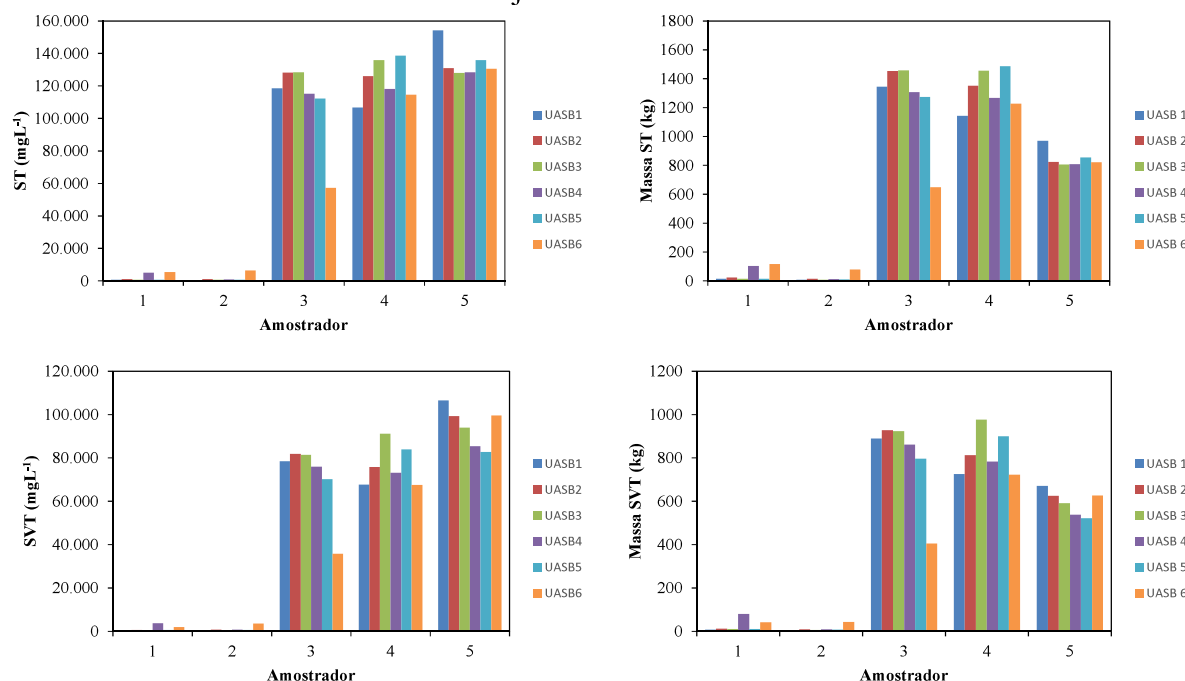
Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

5.3 Produção de lodo

A análise do perfil de lodo dos seis reatores UASB (Figuras 32 e 33), fundamentada nos levantamentos de junho de 2022 e agosto de 2023, revela aspectos cruciais sobre a dinâmica da biomassa e a eficiência operacional do sistema. Observa-se uma distinção clara na distribuição de sólidos ao longo da altura dos reatores. Nos pontos 5 (fundo), 4 e 3, as concentrações de sólidos totais foram extremamente elevadas, variando entre 100.000 e 150.000 mg L⁻¹. Essa concentração excessiva no leito de lodo sugere riscos à hidrodinâmica, uma vez que o afluente pode encontrar resistência para se distribuir uniformemente. Tal fenômeno favorece a formação de "caminhos preferenciais", além de zonas mortas, em que a biomassa estagnada não recebe substrato, comprometendo a eficiência volumétrica real do sistema (Chernicharo, 2016).

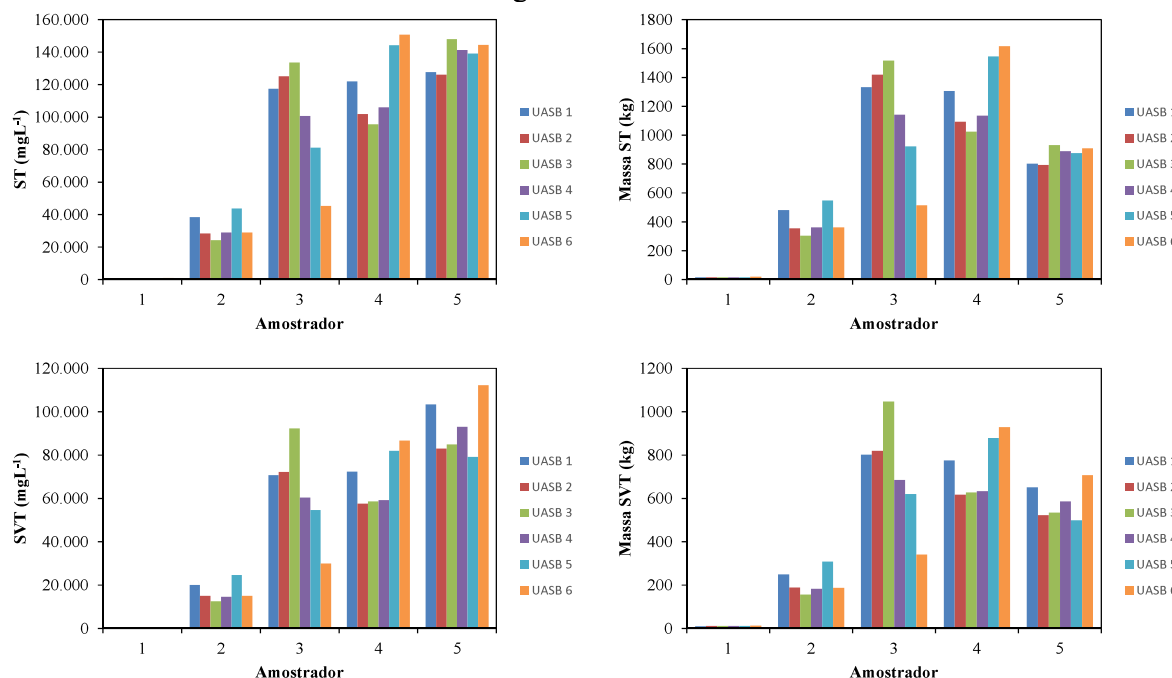
O ponto 2 apresentou a variação mais significativa entre os períodos analisados. Enquanto em 2022 os reatores 1, 2 e 3 mantinham concentrações baixas (entre 600 e 1000 mg L⁻¹). Já os dados de 2023 indicam uma elevação drástica nesses valores. Esse comportamento sinaliza uma expansão da manta de lodo ou um acúmulo de biomassa, o que impõe a necessidade de um descarte controlado para evitar que o lodo atinja o ponto 1 (saída).

Figura 32 – Variação dos valores de concentração e massa de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) nos amostradores ao longo da altura dos seis reatores UASB – junho/2022.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2022)

Figura 33 – Variação dos valores de concentração e massa de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) nos amostradores ao longo da altura dos seis reatores UASB – agosto/2023.



Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

Nota-se na Tabela 11 que a massa total de lodo aumentou em todos os reatores UASB. Entretanto, este aumento foi menos pronunciado comparado ao que ocorreu em 2018, no estudo de Farias *et al.*, e em 2021, no estudo de Lima. Já a massa de SVT reduziu nos UASB 2, 3 e 4.

Tabela 11 - Valores da massa de sólidos totais (ST) e percentuais de sólidos totais voláteis (STV) observadas nos reatores UASB no presente trabalho (junho/2022 e agosto/2023) e avaliadas por Farias *et al.* (2019) e Lima (2021).

Período	Variáveis	UASB1	UASB2	UASB3	UASB4	UASB5	UASB6
fev/18 Farias <i>et al.</i> (2019)	ST (kg)	1751,5	1823,5	1695,2	2004,2	2319,3	2473,3
	STV (kg)	1121,4	1136,9	1048,4	1224,5	1545,9	1496,3
	%STV	64,0	62,3	61,8	61,1	66,7	60,5
nov/21 Lima (2021)	ST (kg)	1789,3	3814,8	3725,4	3292,5	4152,4	2709,5
	STV (kg)	667,2	1395,3	1497,5	1238,2	1792,2	1109,8
	%STV	37,3	36,6	40,2	37,6	43,2	41,0
jun/22	ST (kg)	3481,5	3667,6	3742,5	3499,0	3641,0	2895,8
	STV (kg)	2299,0	2387,9	2508,4	2272,0	2236,3	1839,7
	%STV	66,0	65,1	67,0	64,9	61,4	63,5
ago/23	ST (kg)	3939,9	3677,0	3793,1	3545,2	3907,6	3422,7
	STV (kg)	2488,9	2159,1	2378,5	2099,1	2316,0	2177,4
	%STV	63,2	58,7	62,7	59,2	59,3	63,6

Fonte: Elaborado a partir de Farias *et al.* (2019); Lima (2021); DMA (2023)

Quanto à carga orgânica biológica (COB) aplicada aos reatores, verifica-se que, em 2023, ela variou entre 0,016 kg kg⁻¹ d⁻¹ (UASB 1) e 0,019 kg kg⁻¹ d⁻¹ (UASB 2 e UASB 4), na forma de [DQO] [SVT]⁻¹ [dia]⁻¹.

No período de pandemia, Lima (2021) verificou valores menores nos reatores, variando de 0,004 a 0,010 kg kg⁻¹ d⁻¹, na forma de [DQO] [SVT]⁻¹ [dia]⁻¹. Farias *et al.* (2019) já encontraram valores de COB próximos ao do presente trabalho, entre 0,014 e 0,020 kg kg⁻¹ d⁻¹. A COB aplicada a um reator UASB com biomassa desenvolvida e já adaptada pode atingir valores em torno de 2,0 kg kg⁻¹ d⁻¹ na forma de [DQO] [SVT]⁻¹ [dia]⁻¹ (Chernicharo, 2016), indicado para os UASB da ETE/UFLA. O que confirma que a ETE está sobredimensionada e que há necessidade de aumentar a disponibilidade de alimento para as bactérias por meio do aumento da COV, o que pode ser conseguido trabalhando com menos reatores.

Além disso, a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) é um indicador do nível de digestão. Enquanto lodos não digeridos apresentam razões entre 0,75 e 0,80, lodos estabilizados situam-se na faixa de 0,60 a 0,65 (Andreoli; Von Sperling; Fernandes, 2001). Conforme os dados apresentados na Tabela 12, a maioria dos valores obtidos para os seis reatores confirma a presença de uma biomassa devidamente digerida e estável, o que é fundamental para o desempenho biológico a longo prazo.

Tabela 12 – Valores da relação SV/ST de cada uma das alturas dos amostradores dos seis reatores UASB nos anos de 2022 e 2023.

		2022	2023
UASB 1	5	0,691	0,810
	4	0,635	0,594
	3	0,662	0,602
	2	0,664	0,518
	1	0,507	0,636
UASB 2	5	0,758	0,658
	4	0,601	0,565
	3	0,639	0,577
	2	0,645	0,531
	1	0,515	0,751
UASB 3	5	0,734	0,574
	4	0,672	0,613
	3	0,633	0,691
	2	0,580	0,513
	1	0,748	0,709
UASB 4	5	0,665	0,659
	4	0,619	0,558
	3	0,659	0,600
	2	0,704	0,504
	1	0,764	0,737
UASB 5	5	0,609	0,570
	4	0,606	0,568
	3	0,626	0,672
	2	0,678	0,562
	1	0,738	0,663
UASB 6	5	0,761	0,778
	4	0,589	0,574
	3	0,625	0,662
	2	0,549	0,518
	1	0,356	0,650

Fonte: DMA (Elaborada pela autora) (2023)

5.4 Produção estimada de biogás

A produção estimada de biogás para os seis reatores UASB foi calculada para os meses do ano de 2023. Para a realização deste cálculo, a temperatura média mensal utilizada na equação está apresentada na Tabela 13. Além disso, os valores de $K(t)$, que representam o fator de correção, foram calculados e também estão presentes na Tabela 13.

Tabela 13 – Temperatura média (°C) e valores de $K(t)$ (kg m^{-3}) de cada mês do ano de 2023.

Mês	T	K(t)
Janeiro	22,2	2,64
Fevereiro	25,0	2,61
Março	24,9	2,61
Abril	22,5	2,63
Maiο	20,3	2,65
Junho	18,9	2,67
Julho	19,6	2,66
Agosto	21,6	2,64
Setembro	25,4	2,61
Outubro	24,2	2,64
Novembro	26,2	2,61
Dezembro	26,2	2,61

Fonte: INMET; DMA (Elaborada pela autora) (2023)

É fundamental salientar que foram adotados valores específicos para os coeficientes de produção celular. Para o coeficiente de produção celular da fase acidogênica (Y_{acid}), o valor utilizado foi de $0,15 \text{ gDQO}_{\text{cel}} \text{ gDQO}_{\text{removido}}^{-1}$ e para o coeficiente de produção celular da fase metanogênica (Y_{metan}), adotou-se o valor de $0,03 \text{ gDQO}_{\text{cel}} \text{ gDQO}_{\text{removido}}^{-1}$. Após a substituição da temperatura média, dos valores de $K(t)$ e dos coeficientes de produção celular nas Equações 1, 2, 3, 4 e 5, descritas previamente, os resultados obtidos para a produção de biogás foram consolidados na Tabela 14, que detalha os dados de DQO removida, DQO biomassa acidogênica, DQO biomassa metanogênica e o volume de CH_4 para cada reator ao longo do ano.

Tabela 14 – Valores da produção estimada de biogás.

Unidade	Variável	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
UASB 1	DQO _{removida} (kg d ⁻¹)	41,18	30,59	20,86	11,40	5,47	9,29	18,57	18,84	1,51	21,78	44,57	12,03
	DQO _{biomassa acid}	6,18	4,59	3,13	1,71	0,82	1,39	2,79	2,83	0,23	3,27	6,69	1,81
	DQO _{biomassa metan}	1,05	0,78	0,53	0,29	0,14	0,24	0,47	0,48	0,04	0,56	1,14	0,31
	DQO _{CH4}	33,95	25,22	17,20	9,40	4,51	7,66	15,31	15,53	1,25	17,96	36,75	9,92
	V _{CH4} (m ³ d ⁻¹)	12,87	9,66	6,58	3,57	1,70	2,87	5,75	5,88	0,48	6,85	14,12	3,81
UASB 2	DQO _{removida} (kg d ⁻¹)	27,71	39,58	20,86	6,94	-	2,59	18,96	28,41	-	22,97	30,37	18,85
	DQO _{biomassa acid}	4,16	5,94	3,13	1,04	-	0,39	2,84	4,26	-	3,45	4,56	2,83
	DQO _{biomassa metan}	0,71	1,01	0,53	0,18	-	0,07	0,48	0,72	-	0,59	0,77	0,48
	DQO _{CH4}	22,85	32,63	17,20	5,72	-	2,14	15,63	23,43	-	18,94	25,04	15,54
	V _{CH4} (m ³ d ⁻¹)	8,66	12,49	6,58	2,17	-	0,80	5,87	8,86	-	7,23	9,62	5,97
UASB 3	DQO _{removida} (kg d ⁻¹)	37,49	39,58	-	3,40	-	1,53	20,04	27,35	5,59	21,78	10,50	18,03
	DQO _{biomassa acid}	5,62	5,94	-	0,51	-	0,23	3,01	4,10	0,84	3,27	1,58	2,70
	DQO _{biomassa metan}	0,96	1,01	-	0,09	-	0,04	0,51	0,70	0,14	0,56	0,27	0,46
	DQO _{CH4}	30,91	32,63	-	2,80	-	1,26	16,52	22,55	4,61	17,96	8,66	14,86
	V _{CH4} (m ³ d ⁻¹)	11,72	12,49	-	1,06	-	0,47	6,21	8,53	1,77	6,85	3,33	5,71
UASB 4	DQO _{removida} (kg d ⁻¹)	14,34	22,95	-	3,70	11,49	2,72	15,32	24,47	-	21,18	-	19,12
	DQO _{biomassa acid}	2,15	3,44	-	0,56	1,72	0,41	2,30	3,67	-	3,18	-	2,87
	DQO _{biomassa metan}	0,37	0,59	-	0,09	0,29	0,07	0,39	0,62	-	0,54	-	0,49
	DQO _{CH4}	11,83	18,92	-	3,05	9,48	2,24	12,63	20,18	-	17,46	-	15,76
	V _{CH4} (m ³ d ⁻¹)	4,48	7,24	-	1,16	3,57	0,84	4,75	7,63	-	6,67	-	6,06
UASB 5	DQO _{removida} (kg d ⁻¹)	38,30	29,32	-	10,19	3,17	14,85	15,93	26,92	-	17,44	-	17,62
	DQO _{biomassa acid}	5,75	4,40	-	1,53	0,48	2,23	2,39	4,04	-	2,62	-	2,64
	DQO _{biomassa metan}	0,98	0,75	-	0,26	0,08	0,38	0,41	0,69	-	0,44	-	0,45
	DQO _{CH4}	31,58	24,17	-	8,40	2,62	12,24	13,14	22,20	-	14,38	-	14,53
	V _{CH4} (m ³ d ⁻¹)	11,97	9,25	-	3,19	0,99	4,59	4,94	8,40	-	5,49	-	5,58
UASB 6	DQO _{removida} (kg d ⁻¹)	46,94	21,99	13,44	6,80	-	2,92	18,60	27,03	-	3,69	-	17,89
	DQO _{biomassa acid}	7,04	3,30	2,02	1,02	-	0,44	2,79	4,05	-	0,55	-	2,68
	DQO _{biomassa metan}	1,20	0,56	0,34	0,17	-	0,07	0,47	0,69	-	0,09	-	0,46
	DQO _{CH4}	38,70	18,13	11,08	5,61	-	2,40	15,34	22,29	-	3,04	-	14,75
	V _{CH4} (m ³ d ⁻¹)	14,67	6,94	4,24	2,13	-	0,90	5,76	8,43	-	1,16	-	5,67
TOTAL	V _{CH4} (m ³ d ⁻¹)	64,38	58,07	17,40	13,28	6,25	10,48	33,28	47,74	2,24	34,25	27,07	32,81

Fonte: Elaborada pela autora (2025)

No que tange à produção de metano (V_{CH4}), o sistema atingiu seu ápice operacional no mês de janeiro, registrando um volume total de 64,38 m³ d⁻¹. Este desempenho foi impulsionado principalmente pelo reator UASB 6, que individualmente contribuiu com 14,67 m³ d⁻¹. Em contrapartida, o mês de junho representou um período de baixa produtividade biológica, com apenas 10,48 m³ d⁻¹, evidenciando uma flutuação que pode estar associada a variações na carga afluente ou condições ambientais.

Michelon (2019) avaliou um reator anaeróbico híbrido (UAHB) com leito móvel análogo à manta de lodo de um reator UASB. Sob um TDH de 12 horas, o autor obteve uma produção média de biogás de 1561 mL d^{-1} , valor inferior ao observado nesta pesquisa. Adicionalmente, o rendimento médio total de biogás em relação à carga de DQO removida foi de $0,23 \text{ m}^3 \text{ kgDQO}_{\text{rem}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, enquanto o presente estudo alcançou patamares superiores, entre $0,31$ e $0,32 \text{ m}^3 \text{ kgDQO}_{\text{rem}}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Outro estudo que avaliou um reator UASB para o tratamento de efluente rico em glutamato conseguiu, com um TDH de 4,5 horas e 6 horas, um rendimento total de biogás de $0,31 \text{ L gDQO}_{\text{rem}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Chen *et al.*, 2020).

5.5 Análise da matriz de correlação de Pearson

A análise das matrizes de correlação dos dados buscou identificar as interdependências entre variáveis físico-químicas críticas, como sólidos, matéria orgânica, pH e alcalinidade. Para a interpretação dos dados, considerou-se que a cor vermelha indica fortes correlações positivas e amarela sinaliza correlações fortes negativas.

No ano de 2022 (Tabela 16), destaca-se o comportamento das diferentes frações de sólidos (totais, voláteis e fixos) e alcalinidades (total, bicarbonato, intermediária e parcial), que apresentaram altos coeficientes de correlação (maioria superiores a 0,90). Essa sincronia indica um comportamento uniforme do sistema de tamponamento e valida a consistência das medições realizadas, tanto dentro de um mesmo reator quanto na comparação entre os outros reatores.

Ainda no âmbito das correlações positivas, verificou-se uma forte associação entre os teores de sólidos e a DQO. Este resultado sugere que a maior parte da carga orgânica presente no sistema está associada aos sólidos em suspensão, ou seja, momentos de maior concentração de matéria orgânica coincidem com uma maior presença de sólidos.

Em contrapartida, as correlações negativas revelaram dinâmicas fundamentais para o monitoramento da estabilidade do processo anaeróbio. A relação inversa mais crítica observada foi entre os AVT e o pH. Este comportamento confirma a teoria clássica de reatores anaeróbios, onde o acúmulo de ácidos voláteis consome a alcalinidade disponível, resultando na queda do pH.

Em síntese, os dados estatísticos retratam um sistema operacionalmente consistente e homogêneo, mas alertam para a necessidade de um controle rigoroso sobre a geração de ácidos. A forte relação inversa entre AVT e pH confirma que o monitoramento contínuo dessas variáveis é crucial para prever instabilidades e evitar a falha no sistema de tamponamento diante de variações na carga orgânica.

Dando continuidade à análise para o ano de 2023 (Tabela 17), o comportamento das correlações positivas manteve-se consistente, houve novamente a forte interdependência entre as diferentes frações de sólidos (totais, voláteis e fixos). Essas relações mostraram-se as mais expressivas tanto internamente em cada unidade quanto na comparação entre os diferentes reatores UASB. Tal cenário sugere uma elevada consistência na composição do lodo, mantendo estáveis as proporções entre as frações orgânica e inorgânica, bem como indica que o aumento na carga de sólidos ocorre de maneira sistêmica e simultânea em várias unidades, reforçando a homogeneidade operacional do sistema.

No que tange às correlações negativas observadas neste período, houve mudanças no padrão de interações físico-químicas. A DBO apresentou uma forte correlação inversa com diversas medidas de DQO e de sólidos. Além disso, foi identificado um comportamento específico no reator UASB 2, onde o pH (tanto de entrada quanto de saída) demonstrou uma correlação negativa significativa (entre -0,72 e -0,75) com os SF. Esse dado indica que, para esta unidade específica em 2023, condições de pH mais elevado estiveram associadas a menores concentrações de sólidos inorgânicos no sistema.

Tabela 15 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis referentes aos reatores no ano de 2022.

	Variáveis	pH	DQO	DBO	ST	SF	SV	AI	AP	AT	AB	AVT	NTK
UASB 1	pH	1,00											
	DQO	-0,36	1,00										
	DBO	0,59	0,18	1,00									
	ST	-0,31	0,99	0,15	1,00								
	SF	-0,35	0,99	0,16	0,99	1,00							
	SV	-0,22	0,95	0,16	0,98	0,95	1,00						
	AI	0,47	-0,53	-0,02	-0,51	-0,59	-0,42	1,00					
	AP	0,45	-0,49	-0,31	-0,44	-0,52	-0,35	0,88	1,00				
	AT	0,48	-0,55	-0,13	-0,52	-0,60	-0,43	0,99	0,95	1,00			
	AB	0,57	-0,56	-0,04	-0,53	-0,61	-0,43	0,98	0,94	0,99	1,00		
	AVT	-0,96	0,25	-0,76	0,21	0,24	0,13	-0,27	-0,19	-0,26	-0,36	1,00	
	NTK	-0,81	0,25	-0,62	0,23	0,20	0,21	0,07	0,02	0,05	-0,05	0,86	1,00
UASB 2	pH	1,00											
	DQO	-0,04	1,00										
	DBO	0,49	0,33	1,00									
	ST	-0,34	0,62	0,05	1,00								
	SF	-0,36	0,59	0,09	0,99	1,00							
	SV	-0,33	0,64	0,01	1,00	0,98	1,00						
	AI	0,55	0,30	0,01	-0,40	-0,43	-0,36	1,00					
	AP	0,60	0,00	-0,31	-0,34	-0,40	-0,29	0,83	1,00				
	AT	0,60	0,17	-0,12	-0,42	-0,46	-0,37	0,98	0,93	1,00			
	AB	0,67	0,12	-0,04	-0,49	-0,53	-0,44	0,97	0,92	0,99	1,00		
	AVT	-0,84	0,33	-0,56	0,69	0,68	0,69	-0,36	-0,31	-0,37	-0,48	1,00	
	NTK	-0,03	0,71	-0,31	0,44	0,36	0,51	0,49	0,50	0,50	0,41	0,43	1,00
UASB 3	pH	1,00											
	DQO	-0,15	1,00										
	DBO	0,43	0,27	1,00									
	ST	-0,19	0,97	0,21	1,00								
	SF	-0,18	0,99	0,20	0,98	1,00							
	SV	-0,19	0,94	0,21	0,99	0,95	1,00						
	AI	0,57	-0,43	-0,06	-0,43	-0,47	-0,39	1,00					
	AP	0,64	-0,37	-0,31	-0,35	-0,37	-0,33	0,87	1,00				
	AT	0,62	-0,44	-0,16	-0,43	-0,47	-0,41	0,98	0,95	1,00			
	AB	0,70	-0,48	-0,07	-0,48	-0,51	-0,46	0,97	0,94	0,99	1,00		
	AVT	-0,83	0,49	-0,55	0,54	0,52	0,53	-0,38	-0,34	-0,39	-0,51	1,00	
	NTK	-0,17	-0,59	-0,76	-0,44	-0,51	-0,39	0,10	0,34	0,21	0,18	0,11	1,00
UASB 4	pH	1,00											
	DQO	-0,29	1,00										
	DBO	0,60	0,19	1,00									
	ST	-0,25	1,00	0,19	1,00								
	SF	-0,25	1,00	0,20	0,99	1,00							
	SV	-0,25	0,99	0,19	1,00	0,99	1,00						
	AI	0,50	-0,57	-0,02	-0,55	-0,57	-0,53	1,00					
	AP	0,45	-0,50	-0,35	-0,46	-0,47	-0,45	0,87	1,00				
	AT	0,50	-0,58	-0,16	-0,55	-0,57	-0,54	0,98	0,95	1,00			
	AB	0,57	-0,63	-0,10	-0,60	-0,61	-0,59	0,97	0,94	0,99	1,00		
	AVT	-0,77	0,50	-0,56	0,49	0,45	0,50	-0,12	-0,05	-0,11	-0,22	1,00	
	NTK	-0,20	0,82	-0,04	0,85	0,80	0,87	-0,16	-0,05	-0,14	-0,22	0,68	1,00
UASB 5	pH	1,00											
	DQO	-0,29	1,00										
	DBO	0,49	0,21	1,00									
	ST	-0,29	1,00	0,16	1,00								
	SF	-0,30	1,00	0,15	1,00	1,00							
	SV	-0,28	1,00	0,16	1,00	1,00	1,00						
	AI	0,57	-0,47	0,00	-0,49	-0,50	-0,49	1,00					
	AP	0,56	-0,52	-0,42	-0,49	-0,50	-0,49	0,75	1,00				
	AT	0,60	-0,55	-0,18	-0,55	-0,55	-0,55	0,96	0,91	1,00			
	AB	0,66	-0,59	-0,11	-0,60	-0,60	-0,60	0,95	0,90	0,99	1,00		
	AVT	-0,73	0,55	-0,60	0,56	0,57	0,56	-0,19	-0,13	-0,19	-0,29	1,00	
UASB 6	pH	1,00											
	DQO	-0,32	1,00										
	DBO	0,51	0,20	1,00									
	ST	-0,23	0,98	0,18	1,00								
	SF	-0,26	0,99	0,15	0,99	1,00							
	SV	-0,20	0,97	0,20	0,99	0,97	1,00						
	AI	0,47	-0,53	0,02	-0,42	-0,47	-0,37	1,00					
	AP	0,52	-0,50	-0,34	-0,38	-0,39	-0,38	0,78	1,00				
	AT	0,52	-0,57	-0,13	-0,45	-0,48	-0,42	0,97	0,92	1,00			
	AB	0,57	-0,60	-0,07	-0,48	-0,52	-0,45	0,97	0,90	1,00	1,00		
	AVT	-0,70	0,40	-0,74	0,42	0,44	0,39	-0,09	0,10	-0,03	-0,11	1,00	
	NTK	0,16	0,17	-0,52	0,22	0,27	0,18	-0,16	0,47	0,09	0,05	0,39	1,00

Fonte: Elaborada pela autora (2026)

Tabela 16 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis referentes à entrada, aos reatores e à saída no ano de 2023.

		pH		DOO						DBO		ST						SF						SV												
		Ent	Saída	Ent	UASB1	UASB2	UASB3	UASB4	UASB5	UASB6	Saída	Ent	UASB1	UASB2	UASB3	UASB4	UASB5	UASB6	Saída	Ent	UASB1	UASB2	UASB3	UASB4	UASB5	UASB6	Saída	Ent	UASB1	UASB2	UASB3	UASB4	UASB5	UASB6	Saída	
pH	Ent	1.00																																		
	Saída	0.93	1.00																																	
	Ent	0.13	0.23	1.00																																
	UASB1	0.40	0.48	0.55	1.00																															
	UASB2	-0.70	-0.63	0.16	0.13	1.00																														
	UASB3	0.23	0.23	0.09	-0.20	-0.19	1.00																													
DOO	UASB4	0.20	0.39	0.03	0.22	-0.02	0.36	1.00																												
	UASB5	0.00	0.22	0.75	0.75	0.48	-0.07	0.32	1.00																											
	UASB6	-0.03	-0.02	0.65	0.53	0.66	-0.01	0.15	0.73	1.00																										
	Saída	0.02	0.19	0.01	0.11	-0.09	-0.34	-0.22	0.06	-0.30	1.00																									
	Ent	-0.23	-0.42	-0.75	-0.81	-0.10	0.09	-0.11	-0.86	-0.44	-0.20	1.00																								
	DBO	Ent	0.09	0.03	0.61	0.27	-0.02	-0.18	-0.64	0.21	0.17	0.34	-0.38	1.00																						
ST	UASB1	-0.27	-0.31	0.22	0.13	0.12	-0.20	-0.32	0.14	0.16	-0.33	-0.32	0.04	1.00																						
	UASB2	-0.59	-0.50	0.20	-0.09	0.88	-0.06	0.01	0.43	0.62	-0.04	0.01	0.01	-0.14	1.00																					
	UASB3	0.44	0.47	0.62	0.59	-0.13	0.10	-0.16	0.54	0.38	-0.10	-0.78	0.42	0.50	-0.17	1.00																				
	UASB4	-0.60	-0.51	0.24	-0.07	0.88	-0.07	0.00	0.46	0.64	-0.04	-0.03	0.04	-0.11	1.00	-0.15	1.00																			
	UASB5	-0.60	-0.51	0.21	-0.09	0.88	-0.07	0.01	0.44	0.63	-0.03	0.00	0.02	-0.13	1.00	-0.18	1.00	1.00																		
	UASB6	-0.58	-0.51	0.25	-0.15	0.81	-0.10	-0.03	0.39	0.61	-0.11	0.04	0.07	-0.10	0.97	-0.14	0.98	0.98	1.00																	
SF	Saída	-0.51	-0.42	0.39	0.04	0.86	-0.03	-0.07	0.55	0.72	-0.05	-0.16	0.19	-0.05	0.97	0.04	0.98	0.97	0.96	1.00																
	Ent	-0.34	-0.27	0.47	0.22	0.24	-0.08	-0.48	0.31	0.04	0.37	-0.43	0.78	0.13	0.14	0.23	0.16	0.14	0.12	0.27	1.00															
	UASB1	-0.16	-0.19	0.26	-0.09	-0.04	0.39	-0.25	0.04	0.04	-0.38	-0.25	0.08	0.79	-0.16	0.53	-0.13	-0.16	-0.14	-0.05	0.23	1.00														
	UASB2	-0.73	-0.75	-0.13	-0.23	0.44	-0.25	-0.19	-0.07	0.07	-0.29	0.11	-0.28	0.76	0.18	-0.14	0.20	0.19	0.17	0.13	0.03	0.52	1.00													
	UASB3	0.19	0.29	0.64	0.56	0.26	0.21	-0.10	0.73	0.54	-0.10	-0.82	0.36	0.52	0.90	0.94	0.93	0.88	0.12	0.89	0.42	0.63	0.01	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00		
	UASB4	-0.60	-0.50	0.27	-0.04	0.89	-0.06	0.01	0.49	0.65	-0.04	-0.07	0.05	-0.08	1.00	-0.11	1.00	1.00	0.97	0.98	0.19	-0.11	0.20	0.93	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
SV	UASB5	-0.60	-0.51	0.22	-0.08	0.89	-0.06	0.01	0.44	0.63	-0.03	-0.01	0.02	-0.12	1.00	-0.17	1.00	1.00	0.97	0.97	0.15	-0.15	0.20	0.89	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
	UASB6	-0.55	-0.48	0.28	-0.18	0.72	-0.14	-0.05	0.36	0.57	-0.17	0.05	0.12	-0.07	0.91	-0.10	0.91	0.91	0.98	0.90	0.11	-0.13	0.15	0.06	0.91	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00		
	Saída	-0.60	-0.50	0.26	-0.04	0.90	-0.05	-0.01	0.47	0.64	-0.04	-0.05	0.08	-0.11	0.99	-0.12	1.00	0.99	0.97	0.98	0.22	-0.13	0.17	0.81	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
	Ent	0.56	0.37	0.39	-0.01	-0.40	0.13	-0.45	-0.14	0.15	0.00	-0.01	0.64	-0.10	-0.17	0.40	-0.17	-0.18	-0.07	-0.04	0.06	0.06	-0.49	0.14	-0.18	0.00	-0.17	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
	UASB1	-0.16	-0.27	0.15	-0.26	-0.09	0.43	-0.38	-0.17	-0.04	-0.41	-0.04	0.13	0.71	-0.17	0.42	-0.15	-0.17	-0.14	-0.07	0.21	0.97	0.49	0.50	-0.14	-0.16	-0.12	-0.14	0.18	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
	UASB2	-0.57	-0.49	0.20	-0.10	0.87	-0.06	0.00	0.42	0.62	-0.03	0.02	0.02	-0.16	1.00	-0.18	1.00	1.00	0.98	0.97	0.12	-0.19	0.16	0.54	0.99	1.00	1.00	0.91	0.99	-0.15	-0.19	1.00	1.00	1.00	1.00	
SV	UASB3	-0.57	-0.48	0.23	-0.08	0.87	-0.07	0.00	0.44	0.64	-0.04	-0.01	0.04	-0.13	1.00	-0.15	1.00	1.00	0.98	0.98	0.13	-0.17	0.16	0.72	1.00	1.00	1.00	0.92	0.99	-0.14	-0.18	1.00	1.00	1.00	1.00	
	UASB4	-0.60	-0.51	0.21	-0.10	0.88	-0.07	0.00	0.42	0.63	-0.05	0.01	0.02	-0.13	1.00	-0.18	1.00	1.00	0.98	0.97	0.14	-0.15	0.19	0.74	1.00	1.00	1.00	0.92	0.99	-0.16	-0.16	1.00	1.00	1.00	1.00	
	UASB5	-0.60	-0.51	0.21	-0.10	0.87	-0.07	0.00	0.42	0.62	-0.03	0.01	0.02	-0.14	1.00	-0.19	1.00	1.00	0.98	0.97	0.14	-0.16	0.19	0.80	1.00	1.00	1.00	0.91	0.99	-0.17	-0.17	1.00	1.00	1.00	1.00	
	UASB6	-0.59	-0.51	0.21	-0.12	0.86	-0.06	-0.01	0.41	0.62	-0.05	0.03	0.03	-0.13	1.00	-0.18	1.00	1.00	0.98	0.97	0.13	-0.15	0.19	0.44	0.99	1.00	1.00	0.92	0.99	-0.14	-0.15	1.00	1.00	1.00	1.00	
	Saída	0.05	-0.16	0.02	-0.19	0.18	-0.37	-0.46	-0.16	0.37	-0.16	0.32	0.22	0.00	0.35	0.00	0.34	0.35	0.44	0.35	-0.28	-0.21	-0.02	-0.22	0.31	0.34	0.48	0.31	0.58	-0.09	0.37	0.38	0.35	0.38	1.00	

Fonte: Elaborada pela autora (2026)

6 CONCLUSÃO

A análise do desempenho da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA) revelou que o sistema biológico enfrenta desafios significativos para manter a eficiência operacional constante sob as atuais condições de carga. Durante o período de monitoramento em 2022 e 2023, observou-se que os reatores UASB operaram com uma eficiência de remoção de DQO instável, apresentando uma queda drástica de 67% no primeiro ano para apenas 3% no segundo. Este fenômeno está diretamente relacionado à carga orgânica volumétrica média de apenas $0,65 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Adicionalmente, a alimentação intermitente proveniente das elevatórias provoca choques hidráulicos que resultam no arraste contínuo de sólidos para fora dos reatores anaeróbios, elevando a concentração de material particulado no efluente intermediário.

No que tange aos aspectos físico-químicos, o sistema demonstrou uma resiliência notável no controle do potencial hidrogeniônico. O pH médio manteve-se na faixa considerada ideal para a atividade de microrganismos metanogênicos e para o cumprimento das normas de lançamento. Entretanto, o monitoramento da alcalinidade total revelou valores abaixo da faixa recomendada pela literatura, indicando que o tamponamento do sistema é dependente da alcalinidade a bicarbonato para neutralizar o acúmulo de ácidos voláteis e evitar variações bruscas que poderiam levar ao colapso do processo. O coeficiente de Ripley, que apresentou valores médios em torno de 0,4 com picos superiores em determinados meses, reforça a necessidade de um controle rigoroso sobre a reserva alcalina para prevenir instabilidades operacionais futuras.

A etapa de pós-tratamento realizada pelos Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS) mostrou-se fundamental para a manutenção da qualidade do efluente final, especialmente na remoção de nitrogênio. O sistema alcançou eficiências médias de remoção de NTK superiores a 60%, o que demonstra a eficácia da nitrificação biológica promovida pela aeração. Contudo, a presença de picos de concentração próximos ao limite legal de 20 mg L^{-1} para nitrogênio amoniacal alerta para a necessidade de otimização contínua dos sopradores de ar. Além disso, os FBAS atuaram como uma barreira física para os sólidos arrastados dos reatores UASB, garantindo que a eficiência global de DQO atingisse 79% em 2022 e 66% em 2023, embora esses valores ainda estejam aquém do potencial máximo recomendado para sistemas combinados.

Diante do cenário, a melhoria do desempenho da ETE-UFLA requer a implementação imediata de estratégias de controle operacional focadas na gestão da biomassa e na estabilização hidráulica. É preciso estabelecer um cronograma regular de descarte de lodo excedente para

evitar a colmatação dos filtros e garantir a hidrodinâmica adequada dentro dos reatores UASB, onde o acúmulo excessivo de sólidos no fundo pode favorecer a formação de caminhos preferenciais e zonas mortas. Para corrigir a baixa disponibilidade de substrato, recomenda-se operar a estação com um número reduzido de reatores, o que elevaria a carga orgânica aplicada por unidade e favoreceria a atividade microbiana.

REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S. I. *et al.* Decentralized wastewater treatment using passively aerated biological filter. **Environmental Technology**, v. 40, p. 250-260, 2019.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **NBR 9648**: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. 1986. Rio de Janeiro, 1986.
- AHMED, W. RODRÍGUEZ, J. Modelling sulfate reduction in anaerobic digestion: Complexity evaluation and parameter calibration. **Water Research**, v. 130, p. 255-262, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.064>.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos**: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2001.
- ARAÚJO, A. P. C. S.; FREITAS, B. de O. Ocorrência do processo de nitrificação em biofiltro aerado submerso utilizando como meio suporte um material não convencional. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 5., 2014, Belo Horizonte. **Anais [...]**. Belo Horizonte: IBEAS, 2014.
- APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20ed. Washington: AWWA/APHA/WEF, 2023. s.p.
- AZEVEDO, P. G. F. de; OLIVEIRA, D. C. da S.; CAVALCANTI, L. A. P. Processos físicos e químicos para o tratamento de efluentes: uma revisão integrativa. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 17, p. 1667-1678, 2020.
- BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 271-277, 2008.
- BORJA, Patrícia Campos. Política pública de saneamento básico: uma análise da recente experiência brasileira. **Saúde e sociedade**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 432- 447, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/sausoc/v23n2/0104-1290->. Acesso em: set. 2024.
- BRASIL. CNODS – Comissão Nacional para os ODS. A Agenda 2030. 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/secretariageral/pt-br/cnods/agenda-2030>. Acesso em: abr. 2025.
- BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 020, de 18 de junho de 1986**. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=documento.download&id=23456. Acessado em: ago. 2025.
- BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. 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. Disponível em:

https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450.

Acessado em: out. 2024.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em:

https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627.

Acessado em: out. 2024.

BRASIL. **Lei Federal Nº 6.938 de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: nov. 2024.

BRASIL. **Lei Federal Nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm. Acesso em: nov. 2024

BRASIL. **Lei Federal Nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece as Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm. Acesso em: nov. 2024.

BRASIL. **Lei Federal Nº 14.026 de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm. Acesso em: nov. 2024.

BRASIL. Ministério das Cidades. Relatório dos serviços de esgotamento sanitário 2025. Brasília: SINISA, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acao-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/sinisa/resultados-sinisa/RELATORIO_SINISA_ESGOTAMENTO_SANITARIO_2025.pdf. Acesso em: mar. 2026.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. (2019). Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab). Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento. Acesso em: nov. 2024.

CARDOSO, M. da C.; SOUZA, M. N. A. de. Sustentabilidade ambiental em instituições de ensino superior: uma proposta para implantação de ações e práticas. **Revista Brasileira de Educação e Saúde**, v. 10, n. 4, p. 191-197, 2020.

CARNEIRO, A. G. Papel das instituições de ensino superior na educação ambiental e a responsabilidade socioambiental no Brasil. **Revista Educacional de Sucesso**, v. 4, n. 1, p. 237-247, 2024.

CAVALEIRO, A. J.; ALVES, M. M. Digestão anaeróbia. *Revista de Ciência Elementar*, v.8, p. 1-6, 2020.

CETESB; ANA. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CHAVES, V. S. *et al.* Desempenho das estações de tratamento do esgoto de Aracaju. **Revista DAE**, v. 66, p. 51-58, 2017.

CHEN, H. *et al.* Anaerobic treatment of glutamate-rich wastewater in a continuous UASB reactor: effect of hydraulic retention time and methanogenic degradation pathway. **Chemosphere**, 245, 1-12, 2020.

CHERNICHARO, C. A. de L (coord). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016.

CHERNICHARO, C. A. de L. *et al.* Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, v. 66, n. 213, p. 5-19, 2018a.

CHERNICHARO, C. A. de L. *et al.* 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, 2018b.

CORREA, W. C.; AVELLAR, B. R. de O.; AISSE, M. M. Avaliação do desempenho de sistema reator UASB e filtro biológico percolador de baixa taxa no tratamento de esgoto sanitário em escala plena. **Revista DAE**, v. 72, n. 247, p. 1-15, 2024.

COTA, R. Da lei à realidade: desafios do saneamento básico no Brasil. JOTA, 2026. Disponível em: <https://www.jota.info/opiniao-e-analise/artigos/da-lei-a-realidade-desafios-do-saneamento-basico-no-brasil>. Acesso em: mar. 2026.

EJHED, H. *et al.* The effect of hydraulic retention time in onsite wastewater treatment and removal of pharmaceuticals, hormones and phenolic utility substances. **Science of the Total Environment**, n. 618, p. 250-261, 2018.

FARIAS, M. S. *et al.* Caracterização e aplicabilidade do lodo gerado nos reatores UASB da estação de tratamento de esgoto da UFLA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30., 2019, Natal. **Anais [...]**. Rio Grande do Norte: ABES, 2019.

FERREIRA, T.B. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos alimentares: avaliação de diferentes configurações de sistemas simplificados e estratégias operacionais no desempenho do processo. 2021. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.

FIA, F. R. L. *et al.* Caracterização do esgoto sanitário gerado na Universidade Federal de Lavras. In: CONGRESSO NACIONAL DE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, 34., 2023, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: AESABESP, 2023.

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

FONSECA, A. F. C.; PRADO FILHO, J. F. do. Ouro Preto, água limpa: o abastecimento doméstico de água no epicentro do ciclo do ouro. **RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n.3, 177-188, 2008. Disponível em: https://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/8342/1/ARTIGO_OuroPreto%20c3%81gua.pdf. Acesso em: nov. 2024.

FREITAS, B. de O. **Reator Anaeróbio-Aeróbio-Nitrificante-Anóxico (RAANA) com zonas biológicas sobrepostas, seguido de desinfecção**: tratamento de esgoto sanitário para remoção de matéria orgânica, nitrogênio, sulfeto e microrganismos indicadores. 2020. Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária e Saneamento). Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2020.

- 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**, 39, 1123-1133, 2005.
- GARFÍ, M. *et al.* Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 599-614, 2016.
- GOMES, M. F. M.; LIMA, J. E. de. ERU 257. **Métodos Quantitativos Aplicados ao Agronegócio**. Viçosa: UFV, 2003.
- HOYOS, N. L. M. *et al.* Proposta de nova configuração de reator anaeróbio híbrido aplicado ao tratamento de esgoto sanitário. **Revista DAE**, v. 67, n. 219, p. 73-88, 2018.
- INFULO, O. dos S. P. **Avaliação do desempenho dos reatores UASB em duplo estágio no sistema de tratamento de efluentes de suinocultura no campus do ISPG**. 2024. Monografia (Licenciatura em Engenharia Hidráulica Agrícola e Água Rural). Instituto Superior Politécnico de Gaza, Lionde, 2024.
- INMET. Dados da estação de Lavras. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/>.
- LETTINGA, G. *et al.* High-rate anaerobic wastewater treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. **Biotechnology and Genetic Engineering Reviews**, v. 2, n. 1, p. 253-284, 1984.
- LIM, S. J.; KIM, T-H. Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment processes. **Biomass and Bioenergy**, v. 60, p. 189-202, 2014.
- LIMA, L. C. **Tratamento do esgoto sanitário da Universidade Federal de Lavras, em estação piloto, objetivando sua caracterização, remoção de poluentes e cinética**. 2019. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.
- LIMA, N. **Estabilidade dos reatores UASB da ETE-UFLA em um período da pandemia com reduzida carga orgânica**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2021.
- MAIA, L. H. S. *et al.* Esgotamento sanitário: a importância do tratamento do esgoto doméstico e industrial em prol da qualidade de vida e sustentabilidade ambiental, uma revisão de literatura. **Revista FT**, v. 27, n. 123, 2023.
- MALINOWSKY, C. **Avaliação da digestão anaeróbia em duas fases de resíduos alimentares em escala piloto**. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.
- MARQUES, L. da C. **Análise da eficiência do tratamento em reatores UASB em Fortaleza-CE**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

- MATOSO, S. E. A. **Avaliação do desempenho dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) tratando esgoto doméstico e lodo de retorno dos decantadores secundários: estudo de caso da estação de tratamento de esgoto de Itabira/MG - ETE laboreaux**. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária). Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2020.
- MAZARELI, R. C. S. *et al.* Anaerobic codigestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, n.52, p.112-121, 2016.
- MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. **Public Works - Parts 1, 2, 3 and 4**, v. 9,10, 11, 12, p. 107-112, 123-126, 91-94, 95-99, 1964.
- MENDONÇA, S. R.; MENDONÇA, L. C. **Sistemas sustentáveis de esgotos: orientações técnicas para o projeto e dimensionamento de redes coletoras, emissários, canais, estações elevatórias, tratamento e reuso na agricultura**. São Paulo, SP: Blucher, 2016.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5.ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980p.
- MICHELON, L. K. **Avaliação da produção de biogás em um reator anaeróbio híbrido (UAHB) tratando esgoto sanitário sintético**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019.
- MIKI, M. K. Dilemas do UASB. **Revista DAE**, n. 183, p. 25-37, 2010. Disponível em: http://revistadae.com.br/downloads/Revista_DAE_Edicao_183. Acesso em: fev. 2025.
- MINAS GERAIS. COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental; CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, 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. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521>. Acessado em: out. 2024.
- MORELLO, C. G. **Comportamento de um filtro biológico aerado submerso (FBAS) no pós-tratamento de um reator anaeróbio de leito fluidizado (RALF)**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Estadual de Maringá, Paraná, 2013.
- MÜLLER, A. M. **Diagnóstico do sistema de esgotamento sanitário dos 50 municípios do oeste do paraná e proposição de modelo de gestão**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2021.
- MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E.; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no brasil. **Ambiente & Sociedade**, São

Paulo, v.18, n.3, p. 193-210, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/3tP56QFRgxQCX84J9zW9cpC/abstract/?lang=pt>. Acesso em: nov. 2024.

NAHIME, T. C. **Avaliação do potencial de produção de metano em reator UASB em escala experimental alimentado com esgoto sanitário da UFLA**. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

NEVES, A. P. N. das *et al.* Avaliação da eficiência de remoção de matéria orgânica em efluente sanitário em função da idade do lodo de reator UASB: um estudo de caso. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 7, n. 4, p. 449-456, 2019.

NOGUEIRA, A. C. de C. **Avaliação da digestão anaeróbia em duas fases de resíduos alimentares em escala piloto**. 2014. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

NUNES, C. A. **Análise de desempenho de uma estação de tratamento de esgoto compacta de um município de Santa Catarina**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.

OLIVEIRA, S. S. **Avaliação operacional de uma estação de tratamento de esgotos em uma universidade pública**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2019.

OLIVEIRA, D. C. da S.; AZEVEDO, P. G. F. de; CAVALCANTI, L. A. P. Processos biológicos para o tratamento de efluentes: uma revisão integrativa. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 8, n. 18, p. 397-415, 2021.

ONU. Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. ONU, 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/91863-agenda-2030-para-o-desenvolvimento-sustent%C3%A1vel>. Acesso em: abr. 2025.

ONU. Água potável e saneamento. ONU, s/d. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6>. Acesso em: abr. 2025.

PEIXOTO, F. S. *et al.* 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 [...]**. Palmas: CONNEPI, 2012.

RAMALHO, L. L. *et al.* A sustentabilidade nas universidades: uma revisão sistemática. *In*: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 25., 2023. **Anais [...]**. São Paulo: FEA/USP, 2023.

- RIBEIRO, J. C.; SILVA, G. H. R. da. Acompanhamento operacional e avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário: reator UASB seguido de filtro aerado submerso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n.1, p. 27-31, 2018.
- RIETOW, J. C. *et al.* Consolidação da tecnologia de reatores UASB no estado do Paraná para o tratamento de esgotos sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 28, p. 01-12, 2023.
- RIPLEY, L.E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.
- RODRIGUES, H. C. Codigestão anaeróbia de dejetos de ovinos com inclusões de dejetos de bovinos em biogigestores operando em batelada (parte I). Circular técnica, 346. Belo Horizonte: EPAMIG, 2021.
- SALGADO, L. H.; MOTTA, R. S. da. **Marcos regulatórios no Brasil: o que foi feito e o que falta fazer**. Rio de Janeiro: Ipea, 2005. 404 p.
- SANJUAN, K. E. V. **Remoção de atividade biológica em reator UASB seguido de filtro biológico aerado submerso**. 2024. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2024.
- SANTOS, J. V. T. S. **Avaliação do desempenho de filtro biológico como pós-tratamento de reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo visando ao reuso de esgoto sanitário**. 2018. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Alagoas, Delmiro Gouveia, 2018.
- SANTOS, L. V. A. *et al.* Avaliação de desempenho do reator UASB no tratamento do efluente da Universidade Federal de Sergipe. **Revista DAE**, v. 68, n. 227, p. 221-234, 2019.
- SANTOS, S. L. dos; VON HAANDEL, A. Influência da temperatura sobre o desempenho do tratamento anaeróbio de esgoto. **Revista DAE**, v. 67, n. 216, p. 52-69, 2018.
- SENADHEERA, U. E. *et al.* Up-flow anaerobic sludge bed reactors for sustainable wastewater management: challenges, innovations, and future directions. **Water**, v. 17, n. 476, 2025.
- SILVA, L. N. N. **Plano de gerenciamento de resíduos sólidos: uma proposta para o centro de desenvolvimento sustentável do semiárido**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Biossistemas). Centro e Desenvolvimento Sustentável do Semiárido - Universidade Federal de Campina Grande, Sumé, 2018.
- SILVA, T. M. R. **Aplicação de sistema combinado por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso ao tratamento de esgotos sanitários de unidades residenciais unifamiliares**. 2016. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

SILVA, D. D. da; SANTOS, L. A. dos; SANTOS, A. F. de M. S. Avaliação da performance de reator UASB, em escala de demonstração, utilizando vinhaça bruta como substrato para produção de bioenergia. *In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA*, 31., 2022. **Anais [...]**. Recife: UFRPE, 2022.

SOUZA, H. N.; OLIVEIRA, J. A.; BASTOS, R. K. X. Determinação da tratabilidade e toxicidade dos efluentes produzidos na UFV. *In: Relatório anual de pesquisa*. Universidade Federal de Viçosa, 52 p. 1997.

SOUZA, T. A. T. de. *et al.* Tratamento de esgotos sanitários em reator UASB seguido de lagoa de alta taxa. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 28., 2015. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: ABES, 2015.

TAUCHEN, J; BRANDLI, L. L. A gestão ambiental em instituições de ensino superior: modelo para implantação em campi universitários. **Revista Gestão e Produção**, v. 13, n.3, p. 503-515, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0104-530X2006000300012>.

UFLA. **Dados Abertos - Servidores da UFLA**. *In: Painéis e Indicadores UFLA*. Lavras: UFLA, 2022a. Disponível em: <https://paineis.ufla.br/governanca/435-servidores-ufla>. Acesso em: jan. 2026.

UFLA. **Dados Abertos - Alunos da pós-graduação lato sensu**. *In: Painéis e Indicadores UFLA*. Lavras: UFLA, 2022b. Disponível em: <https://paineis.ufla.br/pos-graduacao/402-alunos-da-pos-graduacao-stricto-sensu-dados-abertos-2>. Acesso em: jan. 2026.

UFLA. **Dados Abertos - Alunos da pós-graduação strictu sensu**. *In: Painéis e Indicadores UFLA*. Lavras: UFLA, 2022c. Disponível em: <https://paineis.ufla.br/pos-graduacao/400-alunos-da-pos-graduacao-stricto-sensu-dados-abertos>. Acesso em: jan. 2026.

UFLA. **Dados Abertos - Estudantes da Graduação**. *In: Painéis e Indicadores UFLA*. Lavras: UFLA, 2022d. Disponível em: <https://paineis.ufla.br/graduacao/374-estudantes-de-graduacao-da-ufla-dados-abertos>. Acesso em: jan. 2026.

VERSIANI, B.M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 470 p.

ZHENG, M. *et al.* N₂O and NO emission from a biological aerated filter treating coking wastewater: Main source and microbial community. **Journal of Cleaner Production**, v. 213, p. 365-374, 2019.