



CAMILLA FREITAS MAIA

**AVALIAÇÃO DO USO DE METODOLOGIA SIMPLIFICADA
BASEADA NA COLORIMETRIA PARA AVALIAÇÃO DA
QUALIDADE DO ESGOTO DA UNIVERSIDADE FEDERAL
DE LAVRAS**

LAVRAS – MG

2022

CAMILLA FREITAS MAIA

**AVALIAÇÃO DO USO DE METODOLOGIA SIMPLIFICADA BASEADA NA
COLORIMETRIA PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO ESGOTO DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS**

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

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

**LAVRAS – MG
2022**

CAMILLA FREITAS MAIA

**AVALIAÇÃO DO USO DE METODOLOGIA SIMPLIFICADA BASEADA NA
COLORIMETRIA PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO ESGOTO DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS
EVALUATION OF THE USE OF A SIMPLIFIED METHODOLOGY BASED ON
COLORIMETRY FOR THE EVALUATION OF THE SEWAGE QUALITY AT THE
FEDERAL UNIVERSITY OF LAVRAS**

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

APROVADA em 16 de setembro de 2022.
Prof(a). Dr(a). Camila Silva Franco UFLA
Me. Ana Elis Moraes de Almeida UFLA
Aroldo Lopes de Paula Valácio UFLA
Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos UFLA

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

**LAVRAS – MG
2022**

*Aos meus pais, Denise e José da Paixão, por todo amor,
por sempre acreditarem em mim nessa jornada.
Dedico*

AGRADECIMENTOS

À Deus primeiramente por ter me dado força e coragem para continuar batalhando pelos meus sonhos.

Aos meus pais Denise e José da Paixão, sei que abriram mão de muitas coisas para me dar conforto e a oportunidade de conquistar coisas que infelizmente não puderam realizar quando jovens. Obrigada pela educação que me foi ensinada por vocês, por todo amor e apoio incondicional que me dão todos os dias, obrigada por sempre se fazerem presentes na minha vida. Se consegui chegar até aqui foi por vocês!

Aos meus familiares, especialmente aos meus avós Neli e Antônio por todos os ensinamentos passados, todas as conversas cheias de palavras de amor e sabedoria, e também pelas orações que me foram direcionadas. E também aos meus avós Nezinho (*in memorian*) e Maria (*in memorian*), sei que me acompanharam em cada etapa da minha vida e me guiaram em todos os passos.

Ao meu amor Gustavo, obrigada pelo seu apoio e amor, por nunca ter me deixado desistir. Obrigada por fazer com que tudo fosse mais leve e divertido, você foi essencial nessa conquista, e é em minha vida. Obrigada por trazer à tona o meu melhor!

As minhas amigas-irmãs Luana e Grazielle, que estão ao meu lado desde os tempos de escola, pelos nossos encontros quando estive em Porto Real, e por todos os desabafos, choros e risadas compartilhadas com vocês.

A Karina, Sindel, Diego, tia Sônia, Robson e tio Branco (*in memorian*), obrigada por fazerem parte da minha vida na graduação, e principalmente por terem me acolhido e recebido tão bem quando cheguei aqui, vocês têm um lugar especial reservado em meu coração, são a família que Lavras me presenteou.

Ao professor Mateus, pela orientação desde a iniciação científica até aqui, pelos ensinamentos e confiança.

Ao G-óleo, principalmente os professores Pedrão e Fraga, por fazerem desse núcleo de estudos uma extensão de nossas casas, nos tornando melhores como futuros profissionais e como pessoa, sempre levarei comigo os conselhos e palavras de sabedoria.

A Ana Elis por ter se disposto a me ajudar neste trabalho dando direcionamentos, e também me acalmando de alguma forma.

Aos colegas do laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental (DAM), vocês com toda a certeza tornaram todo o trabalho mais animado e divertido.

As técnicas Juliana e Lorena responsáveis pelos laboratórios do núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, por sempre estarem dispostas a nos ajudar nos momentos de perrengue. Aos técnicos da ETE-UFLA, Aroldo, Tobias e Henrique, por sempre estarem dispostos a ajudar e tirar dúvidas, e pelas longas conversas e conselhos oferecidos.

A Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Engenharia Ambiental (DAM) da Escola de Engenharia da UFLA pela oportunidade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), e FAPEMIG.

A todos que cruzaram meu caminho e de uma maneira ou de outra me apoiaram.

Muito Obrigada!

RESUMO

O desenvolvimento de técnicas simplificadas de monitoramento de estações de tratamento de águas residuárias (ETARs) e estações de tratamento de esgotos (ETEs) pode facilitar a tomada de decisão na operação das unidades; proporcionar a realização mais frequente da caracterização da água residuária a ser tratada; além de poder baratear essa prática e permitir maior implantação de ETEs no país, resultando em atendimento da maior parcela da população. Assim, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar a adoção de uma metodologia simplificada para a obtenção das concentrações de pH, condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor aparente (CA) e verdadeira (CV), e sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) do esgoto afluente e efluente à estação de tratamento de esgoto da UFLA (ETE-UFLA), a partir da utilização da escala RGB (Red, Green e Blue) de cor. Para tal, foram realizadas análises laboratoriais das amostras com metodologias analíticas conhecidas e estabelecidas, com monitoramento semanal e realização de 20 campanhas. As amostras coletadas foram fotografadas e os valores da escala RGB das imagens obtidos a partir do uso de aplicativos de smartphones. A partir desses valores, e com a conversão da escala RGB à escala cinza, fez-se a avaliação da correlação e da regressão simples e múltipla, investigando modelos de equações. Com base nos resultados obtidos, observou-se que a ETE-UFLA apresentou uma boa eficiência na remoção de cor aparente e verdadeira, DQO e turbidez do esgoto, enquanto que os valores de pH já se encontravam na faixa adequada (da legislação e para o tratamento biológico) e se manteve assim após o tratamento, contudo a eficácia na remoção de sólidos e condutividade elétrica não foram satisfatórios. Os resultados obtidos neste trabalho não indicaram uma correlação efetiva entre as três variáveis de escala RGB de cor e as variáveis de caracterização do esgoto (bruto e tratado), e tampouco a escala de cinza, obtendo valores do coeficiente de Spearman inferiores à 0,40. Os ajustes lineares e não lineares realizados não resultaram em elevados coeficientes de determinação ($R^2 < 0,47$). Os resultados obtidos não produziram modelos aplicáveis em razão da grande variabilidade dos dados da ETE-UFLA, que variam conforme à elevatória de alimentação e ao período do ano (recesso ou período com aulas na faculdade). Por outro lado, encontrou-se boa correlação entre as variáveis CE e SV, turbidez e CA, CA e ST, CA e SF ($R > 0,75$). Recomenda-se, por fim, a avaliação da metodologia no esgoto de uma ETE municipal ou de outra água residuária que apresente menor variação de características. O monitoramento por um período maior e a transformação dos dados obtidos (normalização) pode também auxiliar na obtenção de melhores ajustes.

Palavras-chave: Caracterização. Correlação. Escala RGB de cor. Monitoramento de estações de tratamento de esgoto. Regressão.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	8
2	OBJETIVOS.....	9
2.1	Objetivos Específicos.....	9
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	9
3.1	Panorama do saneamento no Brasil.....	9
3.2	Características do esgoto sanitário.....	12
3.3	Tipos de tratamento de esgoto.....	14
3.4	Monitoramento das estações de tratamento de esgoto.....	18
3.5	Utilização da cor como parâmetro para avaliação de diferentes aplicações.....	19
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	20
4.1	Área de estudo.....	20
4.2	Amostragem e análises.....	22
4.3	RGB e ajuste de modelo linear.....	24
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
5.1	Caracterização do efluente.....	26
5.2	Correlação entre RGB e variáveis.....	34
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	43
	REFERÊNCIAS.....	43

1 INTRODUÇÃO

A rapidez na tomada de decisões e a automação de processos são essenciais no setor industrial, pois permite evitar falhas nas etapas de transformação, além de economia de tempo e recursos. Pensando nas estações de tratamento de águas residuárias (ETARs) e estações de tratamento de esgotos (ETEs) como unidades de transformação de efluentes em recursos, seja água passível de reúso direto (agrícola ou industrial, por exemplo) ou indireto (planejado ou não planejado após lançamento em mananciais hídricos), sejam resíduos sólidos empregáveis como adubos orgânicos, fonte de energia e nutrientes, seja na confecção de sorventes e subprodutos gasosos aproveitáveis como matriz energética, esses conceitos podem ser de grande valia. Essa visão pode inclusive otimizar processos, tornar mais práticos determinados procedimentos, aumentar a cobertura de saneamento no país e mitigar a contaminação do meio ambiente.

Em algumas ETEs já é possível observar sistemas automatizados de elevatórias e bateladas de alimentação de esgotos; aerações programadas; limpadores automáticos de grades e peneiras do tratamento preliminar; transmissão online de dados de sondas multivariáveis, entre outros. No entanto, não é possível avaliar todas as variáveis de caracterização de águas residuárias por meio de introdução de eletrodos no líquido (técnica que também apresenta elevados custos), requerendo a amostragem e realização de métodos analíticos demorados e onerosos. Dessa forma, torna-se importante desenvolver metodologias que permitam substituir as análises atuais, o que traria diversos benefícios às ETARs/ETEs como evitar a sobrecarga do sistema ou definir *on time*; a taxa de aeração necessária para a carga afluyente naquele instante.

Na literatura, encontra-se trabalhos que demonstraram haver boas correlações entre as variáveis como condutividade elétrica e sólidos dissolvidos; turbidez e sólidos suspensos (e totais) (BERTOSSO *et al.*, 2013; VILAS BOAS, 2014), podendo utilizar a variável de determinação mais rápida e simples para estimar os valores da outra variável de metodologia mais demorada. Uma outra potencial alternativa é a utilização de bandas espectrais e métodos colorimétricos, como já é realizado na identificação da eutrofização em corpos hídricos por análise de imagens de satélites; inferência sobre o teor de matéria orgânica em solos, entre outros (ANJOS, JUNIOR, 2005; DA COSTA, DE OLIVEIRA, SANTOS, 2012). Pesquisas recentes demonstraram o uso de ferramentas para relacionar a escala de cinza com a concentração de sólidos e DQO, além da escala RGB (red, green e blue) para inferir sobre o grau de colmatação em sistemas alagados construídos (MATOS *et al.*, 2019). Neste cenário, com um aplicativo de análise de cores em um smartphone, seria possível que um operador

inferisse rapidamente sobre as características do esgoto, permitindo rapidez na tomada de decisões e até favorecendo a adoção do controle, mesmo em ETEs de menor porte, o que poderia trazer resultados para aumento da cobertura da população com serviços de tratamento de esgotos.

2 OBJETIVOS

Com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar a utilização de metodologia simplificada para caracterização do esgoto da Universidade Federal de Lavras, relacionando a banda espectral RGB com as variáveis sólidos totais, fixos e voláteis; cor verdadeira e aparente; turbidez; pH; condutividade elétrica (CE) e demanda química de oxigênio (DQO).

2.1 Objetivos específicos

- Caracterizar o esgoto sanitário bruto e tratada da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), quanto ao pH, condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor verdadeira (CV) e aparente (CA) e sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV), fazendo análises de desempenho, estatística descritiva e da distribuição dos dados;
- Avaliar o desempenho da ETE-UFLA, considerando o esgoto bruto e a saída do esgoto tratado;
- Avaliar a aplicabilidade da escala RGB de cores das amostras de esgoto na substituição do monitoramento das variáveis de caracterização do esgoto da ETE-UFLA.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Panorama do saneamento no Brasil

A água é um recurso essencial à vida e a diferentes atividades humanas, razão pela qual o seu acesso é um direito universal. No entanto, apesar de possuir um ciclo biogeoquímico relativamente rápido, há grande preocupação em relação à sua disponibilidade em várias regiões do planeta. Os motivos são distribuição irregular de chuvas e mananciais; o grande consumo para irrigação e para as indústrias; o grande crescimento populacional; e a contaminação das águas (ANDRADE, 2016). Assim, ao mesmo tempo em que cresce a demanda de água para suprir a necessidade hídrica da população em crescimento e as atividades econômicas em expansão, também aumenta a produção de fontes de contaminação dos mananciais, por meio

de despejos de esgoto doméstico, industrial, entre outros, com elevadas concentrações de nutrientes, micro contaminantes e patógenos acarretando em prejuízos para o ecossistema aquático ali presente, como para a população que faz uso da água do corpo hídrico.

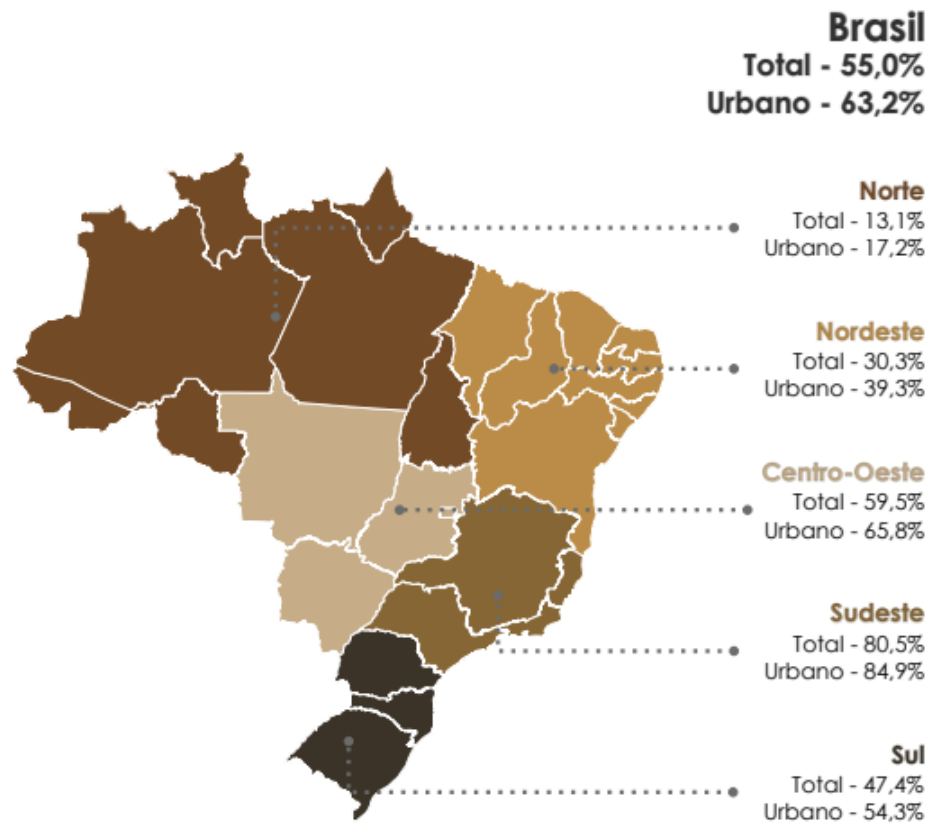
Como consequência, os custos de tratamento de água têm se elevado nos últimos anos, dada a deterioração da qualidade de rios e lagos, tornando essencial o tratamento das águas residuárias geradas, visando obter o seu retorno seguro ao meio ambiente (corpos hídricos) (DANELON; AUGUSTO; SPOLADOR, 2021). Para resguardar a qualidade ambiental, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA dispõe de legislações que devem ser cumpridas, em especial as Resoluções nº 357 de 17 de março de 2005 e nº 430 de 13 de maio de 2011. A primeira Resolução (CONAMA 357/2005) diz respeito aos critérios para classificação e enquadramento dos corpos hídricos e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Já a Resolução nº 430/2011 complementa a anterior sobre os aspectos de qualidade da água residuária para lançamento no curso receptor.

Na esfera estadual, São Paulo, Goiás, Santa Catarina, Alagoas, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Rondônia, Bahia, Pernambuco, Rio Grande do Sul, Maranhão, Minas Gerais, Pará, Amazonas, Mato Grosso do Sul e Ceará possuem sua própria deliberação normativa (MORAIS; SANTOS, 2019), que deve apresentar padrões iguais ou mais restritivos que a CONAMA 357/2005 e 430/2011. Nos demais estados, deve-se observar a legislação federal.

Apesar da existência da legislação pertinente ao tratamento de águas para lançamento no curso d'água e da garantia por lei do direito aos serviços de saneamento a todos os cidadãos, o não cumprimento desses requisitos é dos contribuintes de maior importância para a contaminação dos recursos hídricos (MARCHAND *et al.*, 2014; SATHE; MUNAVALLI, 2019).

Dados do ano de 2020, por exemplo, apontam que apenas 55% dos brasileiros são atendidos com coleta do esgoto gerado, e 50,8% dessa parcela é tratado, sendo essa cobertura é ainda menor fora dos grandes centros urbanos (BRASIL, 2022). Desses, a região sudeste é a que apresenta maior porcentagem de esgoto coletado, seguido pela região centro-oeste, ambas acima da média nacional, em seguida estão, respectivamente, as regiões sul, nordeste e norte, conforme apontado no levantamento do SNIS de 2020 (Figura 1) (BRASIL, 2022). Em todas as regiões, no entanto, há índices que estão longe do preconizado pela novo Marco de Saneamento, que é o atendimento, até 2033, de 90% da população com coleta e tratamento de esgotos.

Figura 1. Panorama do esgoto no Brasil.



Fonte: Brasil (2022).

Mesmo nas regiões que possuem tratamento de esgotos, as eficiências obtidas frequentemente não são suficientes para manutenção ou obtenção da qualidade de água na classe na qual os trechos dos cursos d'água foram enquadrados. Dados do Atlas de Esgotos apontam que, com a eficiência de tratamento observada em 2013, ainda são despejados cerca de 250 toneladas de DBO no meio ambiente por dia (BRASIL, 2017). Sabe-se que a situação é ainda pior para outros contaminantes, como nitrogênio, fósforo e coliformes, resultando em muitos corpos receptores com condições muito ruins (BRASIL, 2017). Como exemplo, um levantamento feito com 8.863 amostras coletadas em pontos distintos de monitoramento de rios e reservatórios no Brasil indicam que 12% dos trechos avaliados dos cursos d'água apresentavam qualidade ruim ou péssima na avaliação do IQA (Índice de Qualidade de Água) (ANA, 2017).

Essa condição da baixa cobertura da população com serviços de saneamento e/ou de estações operando inadequadamente ocorre por alguns motivos tais como: i) falta de recursos

para implantação dos sistemas centralizados de tratamento de esgotos, que são caracterizados por possuírem complexidade operacional, estruturas mais robustas e ainda apresentarem custos elevados de instalação e manutenção (OLIVEIRA *et al.*, 2013); ii) a falta de interesse político em investimento na disponibilização de água tratada, na coleta e tratamento de esgoto e resíduos, além de criar estruturas de micro e macrodrenagem urbana; iii) falta de mão-de-obra qualificada e/ou empresas especializadas para gerenciamento e controle de estações de tratamento de esgotos; iv) monitoramento inadequado da operação, com dificuldade de obtenção de dados de caracterização dos esgotos ou número de dados insuficientes (baixa frequência de realização de análises de avaliação da qualidade) (SILVA, 2019; MARTINS, 2021).

3.2 Características do esgoto sanitário

O esgoto sanitário possui características físico-químicas e biológicas distintas de acordo com a sua origem, podendo variar de acordo com as estações do ano e até mesmo ao longo das semanas, e as horas do dia (MACKENZIE, 2010). Dessa forma, as principais variáveis para caracterizar e avaliar o esgoto sanitário bruto são: pH; Temperatura; matéria orgânica nas formas de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO); Sólidos Totais (ST); Sólidos Totais Fixos (STF); Sólidos Totais Voláteis (STV); nutrientes como Fósforo Total (P_T) e Nitrogênio Total (NT); microrganismos como as bactérias, fungos, protozoários, muitas vezes avaliado pelo uso dos indicadores coliformes totais e termotolerantes, além de *E. coli*, entre outros (Tabela 1).

Tabela 1. Características físico-químicas, bioquímica e microbiológica do esgoto sanitário com base em diferentes fontes da literatura.

Fonte	Variáveis								
	DBO	DQO	ST mg/L	NT	P_T	pH	CT	CTerm NPM 100/ml	E coli
Jordão e Pessoa (2011)	100-400	200-800	370-1160	20-85	5-20	6,5-7,5	10^6 - 10^9	10^5 - 10^8	10^6
Von Sperling (2017)	250-400	450-800	700-1350	35-60	4-15	6,7-8,0	10^6 - 10^{10}	10^6 - 10^9	10^6 - 10^9
Matos e Matos (2017)	20-400	170-1000	200-1200	20-90	4-12	6,8-7,2	-	-	-
Metcalf; Eddy (2014)	110-350	250-800	390-1230	-	4-12	6,7-8,0	-	-	-

Em que, DBO refere-se à Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO refere-se à Demanda Bioquímica de Oxigênio; ST refere-se à Sólidos Totais; NT refere-se a Nitrogênio Total; P_T refere-se à Fósforo Total;

CT refere-se à Coliformes Totais; CTerm refere-se à Coliformes Termotolerantes; E coli refere-se à *Escherichia coli*.

O pH indica a concentração de íons hidrogênio H^+ em meio aquoso, com isso Metcalf e Eddy (2003), indicam que a faixa de pH ideal para uma maior diversidade de microrganismos no tratamento biológico varia de 6,0 a 9,0. Em relação a temperatura, as atividades bacterianas ocorrem entre 25 a 35 °C, sendo considerada a faixa onde acontece a temperatura ótima. No entanto temperaturas superiores a 50°C interrompem a digestão aeróbica e também a nitrificação, já em temperaturas inferiores a 15°C acontece a inativação de bactérias que produzem metano, temperaturas próximas a 5 °C bactérias autotróficas nitrificantes tem sua atividade quase nula (METCALF; EDDY, 2003).

A quantificação de matéria orgânica se dá pela determinação de DBO e DQO, onde a DBO é capaz de mensurar qual a quantidade de oxigênio requerido para que ocorra a oxidação bioquímica da matéria orgânica (WEF *et al.*, 2005). A DQO indica a quantidade de oxigênio consumido enquanto ocorre a oxidação química da matéria orgânica (HAMMER, 2007). A DQO encontrada é sempre maior ou igual às concentrações de DBO em esgotos sanitários, visto que esse tipo de efluente possui matéria orgânica de difícil degradação biológica, por isso a relação DBO/DQO é bastante utilizada para indicar qual o tipo de tratamento é mais indicado para cada efluente. Sendo que para a relação DBO/DQO superior a 0,35, há indicativo da efetividade do tratamento biológico, por outro lado se a relação for inferior a 0,25, é sugestivo que a fração inerte (não biodegradável) é elevada, indicando um possível tratamento físico-químico (METCALF; EDDY, 2003).

Os esgotos possuem grande quantidade e variedade de materiais sólidos em sua composição, sendo que estes podem ser classificados de acordo com seu tamanho (sólidos suspensos e dissolvidos), características químicas (sólidos fixos e voláteis) e decantabilidade (sólidos em suspensão sedimentáveis e não sedimentáveis). Sendo assim, os sólidos totais englobam todos os tipos de sólidos presentes no esgoto, e os sólidos dissolvidos correspondem a fração de sólidos que é capaz de passar pelos poros de papel filtro com diâmetro inferior a 10^{-3} μm . Os sólidos voláteis representam a fração orgânica que é oxidada na calcinação, e os sólidos fixos representam a fração inerte. São considerados sólidos sedimentáveis, aqueles que são capazes de sedimentar no período de 1 hora, e a porção que não sedimenta representa os não sedimentáveis (von SPERLING, 2014).

Os nutrientes presentes no esgoto bruto causam grande impacto ambiental se não removidos durante o tratamento, visto que as consequências do lançamento de esgoto com

concentrações consideráveis de fósforo e nitrogênio desequilibram o ecossistema aquático, podendo causar o fenômeno da eutrofização. A origem de fósforo no esgoto se dá pela utilização de produtos que possuem fósforo em sua composição, materiais de limpeza, detergentes, fertilizantes, entre outros. Já o nitrogênio surge nos esgotos a partir da ureia presente na urina e em fertilizantes por exemplo (LOPES, 2015).

3.3 Tipos de tratamento de esgoto

Diante da importância da existência de tratamento de esgotos e que as unidades presentes nas ETEs operem adequadamente, garantindo a adequada depuração da água residuária, será discutido neste item algumas tecnologias e tipologias de tratamento, sendo dado destaque ao que é encontrado na ETE-UFLA, área de estudo do trabalho. No entanto, ressalta-se que as configurações das ETEs e ETARs podem ser diversas e devem ser escolhidas de acordo com a composição do efluente; os níveis de tratamento necessários (função do destino final da água residuária); disponibilidade de área e de capital (CORNELLI, 2015).

Um dos modelos mais completos de estações de tratamento é a composição utilizando as etapas de tratamento preliminar, primário, secundário, terciário e desinfecção, entretanto essa estrutura pode sofrer variações de acordo com a necessidade (VON SPERLING, 2014), e nessa tomada de decisão também são levados em consideração os aspectos econômicos, operacionais e sociais (BRASIL, 2017; CASTRO, 2007). Esta sessão irá abordar brevemente essa estrutura, suas variações e algumas alternativas a ela.

O tratamento preliminar tem como objetivo remover os sólidos grosseiros e materiais abrasivos, como a areia, que chegam na estação de tratamento de esgoto, a fim de evitar danos nas unidades de tratamento das etapas seguintes. Nesta fase do processo, os sólidos são removidos por meio de gradeamento e a areia pode ser removida utilizando um desarenador (VON SPERLING, 2014). O controle de vazão afluente na estação de tratamento de esgoto também faz parte do tratamento preliminar, e é feito utilizando calhas parshall ou outras tecnologias como medidores ultrassônicos (ROCHA, 2021a).

Assim como na etapa anterior, o objetivo do tratamento primário visa a remoção de sólidos, no entanto, o tamanho desses são bem menores, em forma de sólidos suspensos sedimentáveis, partículas compostas por matéria orgânica e inorgânica que sedimentam por meio da ação da gravidade. Usualmente são utilizados decantadores primários nessa fase do tratamento, podendo ter formato retangular ou circular, e a velocidade do escoamento do efluente deve ser baixa para auxiliar a decantação do sólido suspenso (JORDÃO; PESSÔA,

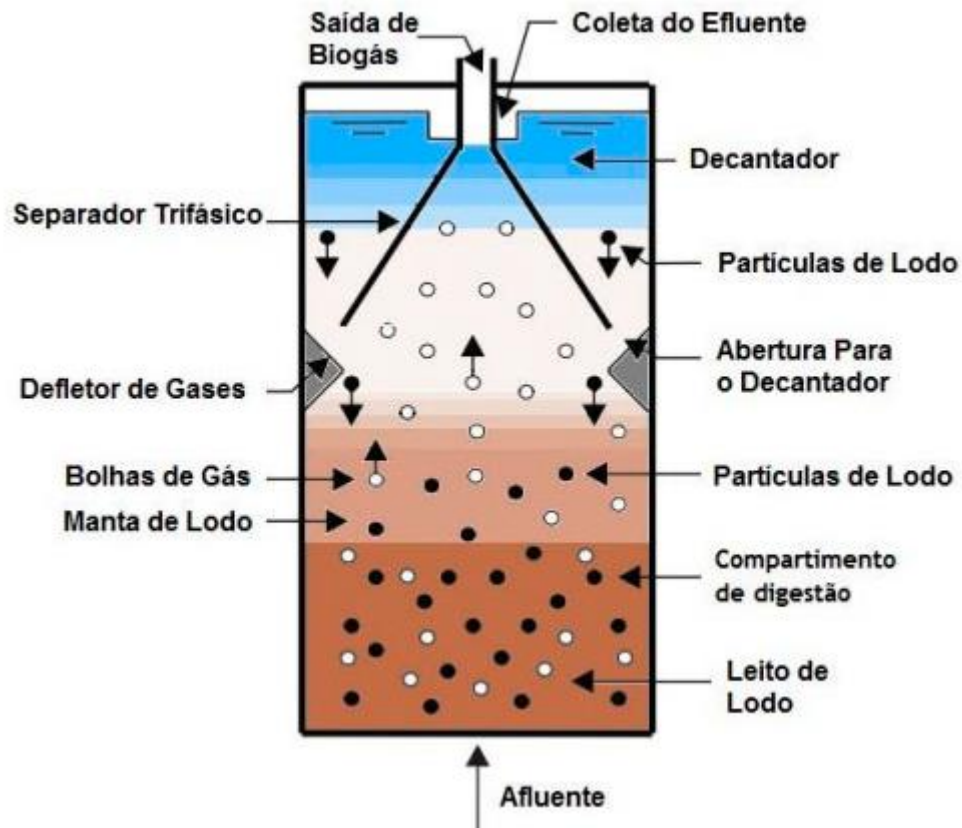
2011). Frequentemente, as unidades primárias são substituídas por reatores anaeróbias que possibilitam a sedimentação do lodo, a sua digestão, além de remoção de sólidos dissolvidos ((DE ALMEIDA *et al.*, 2019; OLIVEIRA, 2019), como será discutido a seguir.

O tratamento secundário consiste no tratamento biológico, com reprodução controlada dos fenômenos que ocorrem na natureza. É realizada a remoção de matéria orgânica (suspensa e dissolvida), nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de microrganismos patogênicos, por meio de reações bioquímicas em meio anaeróbio, aeróbio ou facultativo (coexistência ou alternância de ambos) (DEZOTTI, 2008).

O sistema combinado com tratamento anaeróbio seguido por tratamento aeróbio alcança bons resultados quanto a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes presentes no esgoto, reduz os requisitos de área e pode ainda demandar menos etapas de tratamento do lodo (ROCHA, 2021b). Um bom exemplo desse sistema combinado são os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) seguidos por Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), concepção de tratamento compacto e de boas eficiências de remoção, ocupando menos espaço que as lagoas de estabilização, por exemplo, e tendo menor demanda de energia em comparação com lodos ativados (CHERNICHARO, 2001, KHAN *et al.*, 2011).

Nos reatores UASB (Figura 2), o líquido é distribuído na parte inferior, tendo então movimento ascendente (*upflow*) em direção a um separador trifásico, que separa o líquido tratado que é recolhido nas canaletas; os gases recolhidos na parte superior do separador trifásico; e os sólidos sedimentam e constituem a manta de lodo (*sludge blanket*). Durante o tempo de detenção hidráulica (TDH), tempo que o esgoto permanece no interior do reator, ocorre a degradação anaeróbia (*anaerobic*) de sólidos dissolvidos e suspensos orgânicos, com geração de energia para crescimento e reprodução de células, que constituem a manta e leito de lodo (lodo secundário), além do biogás (removidos na campânula do separador trifásico) (BRANDT, 2018; ELAHEL, 2022).

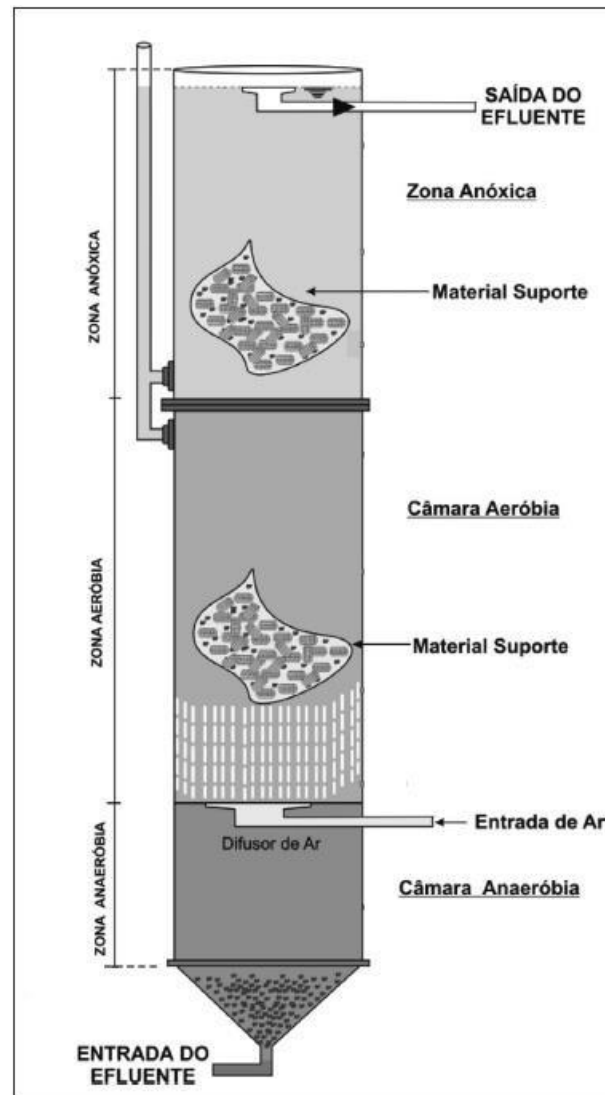
Figura 2. Esquema representativo dos componentes e funcionamento de um reator UASB.



Fonte: Chernicharo (2016).

Para alcançar os níveis necessários para lançamento no curso d'água, atendendo aos requisitos presentes na legislação pertinente, o tratamento deve prosseguir em unidades aeróbias, como, por exemplo, por um reator do tipo FBAS (Figura 3). Ao passar por esse, o esgoto encontra um meio filtrante, no qual há crescimento microbiano aderido, ocorrendo remoções por degradação e assimilação pelos microrganismos, além de sorção e filtração. O FBAS diferencia-se do Filtro Biológico Percolador (FBP) pelo sentido de passagem do esgoto, podendo ser ascendente ou descente (o FBP é sempre descendente) e pela aeração que é fornecida por meio de difusores (CHERNICHARO, 2001).

Figura 3. Esquema representativo de um FBAS.



Fonte: Della Giustina *et al.* (2010).

Já o tratamento terciário, também chamado de polimento, tem como finalidade a remoção de matéria orgânica recalcitrante, nutrientes que não foram removidos nas etapas anteriores, metais pesados, organismos patogênicos, dentre outros (MONTEIRO, 2013). A desinfecção, portanto, é um dos componentes do pós-tratamento de ETARs/ETEs, e se faz necessário para que se tenha a remoção de patógenos/agentes etiológicos tais quais bactérias, vírus, protozoários e helmintos, que se encontram no efluente mesmo após o tratamento secundário. Dessa forma a fim de que estes organismos patogênicos não cheguem até o solo ou curso d'água e venham a causar doenças aos seres humanos, as práticas de desinfecção de efluentes é a forma mais segura e de melhor custo benefício (BILOTTA, 2012).

As tecnologias mais empregadas na desinfecção de águas residuárias são a cloração, radiação ultravioleta (UV) e ozonização, sendo que a primeira técnica é a mais utilizada devido

a simplicidade em sua aplicação, boa eficiência na inativação dos microrganismos patogênicos, além de apresentar menores custos e demandar menor manutenção (DE SOUZA; VIDAL; CAVALLINI; QUARTAROLI *et al.*, 2012; PIANOWSKI; JANISSEK, 2003). O cloro utilizado age na parede celular do microrganismo, interferindo na permeabilidade seletiva fazendo com o que a célula colapse e assim, ocorra a inativação do patógeno, apresentando princípio semelhante à da ozonização (LOURENÇÃO, 2009).

A desinfecção por meio de radiação UV, por sua vez, tem ação sobre estruturas moleculares essenciais na execução de funções celulares, ocasionando em danos no DNA e RNA, inativando os microrganismos patogênicos. A exposição à luz solar ou o uso de lâmpadas próprias favorece absorção da radiação, que penetra nas células promovendo uma reação fotoquímica que causa essa disfunção nos microrganismos. Essa tecnologia tem como principais vantagens a simplicidade operacional, menor tempo de contato, menor área requerida para instalação, possui boa eficácia na inativação de uma maior variedade de microrganismos patogênicos (DE SOUZA, 2012). O uso das lâmpadas UV pode ser utilizada como única etapa da desinfecção ou combinada a outra técnica, como é o caso da ETE-UFLA, no qual há utilização após a cloração.

3.4 Monitoramento das estações de tratamento de esgoto

Para que as estações de tratamento de esgoto funcionem de maneira adequada, é necessário realizar o monitoramento das mesmas, permitindo a adoção de procedimentos que permitam a redução da carga de contaminantes e a mitigação dos impactos ambientais de lançamento no curso d'água. Podem ocorrer, por exemplo, choques de carga orgânica e de carga hidráulica, em razão de lançamentos não esperados ou contribuições pluviais parasitárias muito intensas (em períodos de chuvas, por exemplo); e a introdução de cargas tóxicas nos reatores, que podem afetar a microbiota presente nesses sistemas e causar prejuízos na operação da ETE. Dessa forma, é preciso ter uma identificação rápida do problema, para que a ação seja igualmente veloz (AQUINO; CHERNICHARO, 2005; ALBORNOZ *et al.*, 2016). Além de verificar o esgoto que entra na estação, o monitoramento deve ser feito também na saída, para analisar se o tratamento está sendo eficiente e, conseqüentemente, se os padrões de lançamento estão sendo atendidos, uma vez que nesse momento também é possível diagnosticar perturbações nesse sistema (PEREIRA, 2021).

Para a avaliação das características do esgoto são feitas análises laboratoriais, sendo que algumas delas são trabalhosas, onerosas e com resultados demorados, como é o caso da

determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que tem o seu valor obtido após 5 dias (padrão é a DBO após incubação por 5 dias à 20 °C). A análise da série de sólidos, por sua vez, pode demorar 24h ou mais, sendo preciso secar, filtrar e queimar (em mufla) as amostras. Inferir sobre as concentrações de fósforo que, de acordo com a amostra, pode levar muitas horas, enquanto que a DQO (demanda química de oxigênio) pode ser lida após 3 horas (APHA, 1998). Na avaliação da contagem de coliformes é preciso um grande tempo de preparação, do meio de cultura, esterilização dos materiais utilizados, e ainda aguardar 24/48 h para obtenção dos resultados (MELO JÚNIOR, 2019). Como consequência, torna-se difícil a tomada de decisão dos operadores, encarece a operação das ETEs/ETARs, resultando em monitoramento menos frequente do desempenho da estação, bem como pode inviabilizar a adoção de unidades menores de tratamento (soluções descentralizadas) (PEREIRA, 2021). Assim sendo, encontrar alternativas pode inclusive resultar em aumento da cobertura com serviços de saneamento no país.

Para economizar no tempo de obtenção dos resultados da operação de uma ETE, algumas tecnologias já têm sido utilizadas ou avaliadas. Por exemplo, pode-se empregar sondas multiparâmetros que são capazes de determinar *on time* valores de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, turbidez, sólidos totais em suspensão, tornando essa verificação da qualidade mais rápida, visto que o sensor é submerso e permanece em repouso por poucos minutos e já é possível obter os valores para cada uma das variáveis (MENDONÇA, 2016). Entretanto essa opção ainda demanda de um alto investimento inicial e apresenta elevado custo operacional, inviabilizando seu uso em larga escala. Outra tecnologia bastante utilizada são os medidores de vazão ultrassônicos, que conseguem coletar, armazenar e fornecer dados referentes a vazão de entrada do efluente em tempo real (KATO, 2021).

Como há outras metodologias de mais rápida determinação, caso da condutividade elétrica, turbidez, e cor aparente e verdadeira, alguns trabalhos avaliaram a possibilidade de determinação de variáveis como sólidos totais dissolvidos e DQO pela análise dessas de metodologia mais simples e rápida (FERREIRA, 2011; FORESTI JUNIOR *et al.*, 2016).

3.5 Utilização da cor como parâmetro para avaliação de diferentes aplicações

A cor tem sido testada em novas tecnologias para realizar o monitoramento e avaliação de cobertura vegetal através do uso de imagens de satélite com o uso das bandas espectrais RGB. Um exemplo disso é a utilização dessas imagens para verificar a ocorrência de

eutrofização e realizar a avaliação da qualidade de corpos hídricos, através de sensoriamento remoto (ANJOS, JUNIOR, 2005; DA COSTA, DE OLIVEIRA, SANTOS, 2012).

Outra aplicação no âmbito da Engenharia Ambiental é o trabalho de Matos *et al.* (2019), que utilizaram imagens geradas por um georadar (equipamento que emite ondas eletromagnéticas) a fim de identificar colmatação no leito de sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial (SACs-EHSS) de forma não invasiva. Os padrões gerados do meio poroso do SAC-EHSS foram associadas à escala de cores RGB, possibilitando estimar a porosidade restante do meio após vários anos de operação. Essa técnica foi adaptada do que já é empregado hoje para caracterização de plumas orgânicas e inorgânicas de contaminação de solo e águas subterrâneas, e que também é empregado para avaliar feições do ambiente subterrâneo (COOPER *et al.*, 2008; MORRIS; KNOWLES, 2011; MATOS *et al.*, 2016).

Outra metodologia que pode ser citada foi a empregada por Corrêa (2015) que consistiu na aquisição de imagens capturadas por uma webcam inserida em uma câmara construída para diminuir interferências externas, simulando assim um espectrofotômetro. Com essa prática, o autor objetivou obter, a partir da escala RGB, as concentrações de fósforo e flúor em águas de abastecimento. Já von Sperling *et al.* (2020) desenvolveram uma metodologia para avaliar a turbidez, sólidos suspensos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) a partir de uma escala de cinzas construída com base nos valores de turbidez, encontrando uma boa correlação entre a cor do efluente com o valor variáveis do efluente na escala de cinzas.

Esses exemplos de sucesso indicam que a utilização de imagens para estimar variáveis apresenta um potencial inestimável para a análise de tanto águas para abastecimento quanto para águas residuárias de maneira rápida, prática e menos onerosa.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Universidade Federal de Lavras (UFLA), instituição que possui um contingente de aproximadamente 14 mil pessoas, entre estudantes de graduação, pós-graduação e servidores que transitam todos os dias pelo campus de Lavras; 17 laboratórios multiusuários cadastrados e muitos outros laboratórios acadêmicos, nos quais há geração de resíduos químicos e biológicos (em boa parte); além de possuir um Restaurante Universitário com capacidade para servir 4 mil refeições por dia (UFLA, 2021).

Como a universidade produz um grande montante de esgoto sanitário por dia (atualmente, aproximadamente $61 \text{ m}^3/\text{d}$), fez-se necessária a implantação de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-UFLA) própria dentro do campus (Figura 4), na cidade de Lavras em Minas Gerais cujas coordenadas são $21^\circ 13' 49.1'' \text{S } 44^\circ 59' 22.9'' \text{W}$, com capacidade para receber $800 \text{ m}^3/\text{dia}$ de esgoto. A estação é composta por sistema de tratamento preliminar utilizando gradeamento (placas perfuradas com granulometria grosseira e fina), seguido de caixa de gordura (acoplado a um elevatória), um sistema combinado com 6 reatores anaeróbios do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) seguido de 6 Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), filtros de areia, tanque de cloração e tanque de contato com lâmpadas UV.

Figura 4. Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Lavras.



Fonte: UFLA (2022).

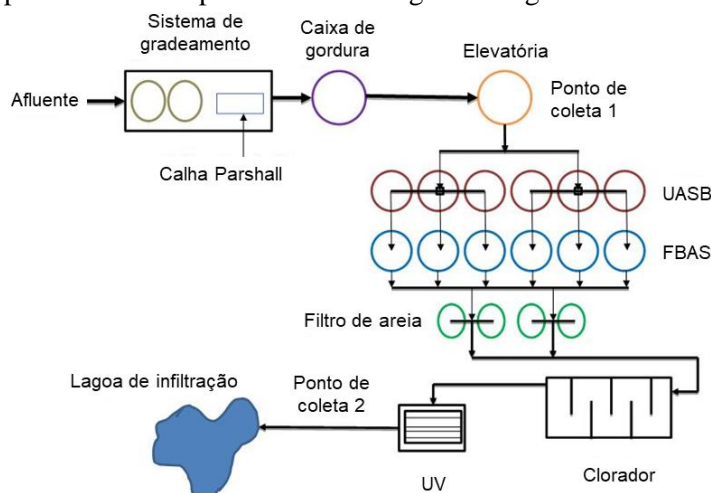
A alimentação da ETE-UFLA ocorre por meio de duas estações elevatórias de esgoto, sendo a Estação Elevatória da Goiaba (EEG) que recebe todo o esgoto gerado na área norte do Campus, incluindo o Restaurante Universitário, e a Estação Elevatória da Veterinária (EEV) que recebe esgoto sanitário da área sul do campus, assim como do efluente gerado no Hospital Veterinário e das baias utilizadas na Zootecnia. Dessa forma, o esgoto pode apresentar grande variabilidade ao longo do mesmo dia em razão das distintas características do esgoto proveniente das elevatórias (FIALHO, 2019). Segundo Soares (2021), as características do esgoto da UFLA podem mudar inclusive em relação à época do ano, tendo apresentado variações no período de recesso, aulas e suspensão das atividades presenciais devido a pandemia do COVID-19.

4.2 Amostragem e análises

Foram realizadas 20 coletas do esgoto bruto e do esgoto tratado, em dias distintos, sendo as amostras obtidas, respectivamente, após o tratamento preliminar na elevatória (Ponto 1) e após o tanque de contato com lâmpadas UV (Ponto 2) da ETE-UFLA, representados na Figura 5, no período de abril a julho de 2022. Essa fase englobou períodos de recesso escolar (amostragens 1 a 13) e de retorno às aulas presenciais na universidade (amostragens 14 a 20), podendo investigar também sobre o efeito do número de usuários (servidores, estudantes e visitantes) da instituição nas características do esgoto.

Importante ponderar que todos os resíduos químicos gerados nos ambientes de pesquisa, são armazenados e, bombonas ou outros condicionadores, sendo coletado individualmente e destinado corretamente por empresa terceirizada (SOARES, 2021). Já os resíduos biológicos também seguem as regulamentações de descarte da NBR 10.004, devendo ser tratado como Resíduos do Serviço de Saúde (RSS) (ABNT, 2004). Todas essas ações são supervisionadas pela DQMA (Diretoria de Qualidade e Meio Ambiente) da UFLA. Dessa forma, o esgoto não é um meio de descarte dos citados materiais gerados no âmbito das pesquisas e atendimentos humanos e veterinários. Porém, sabe-se que a limpeza de vidrarias e superfícies contaminadas, descartes acidentais e outras fontes podem acabar contribuindo com traços de resíduos químicos e biológicos (SANTOS, 2022).

Figura 5. Esquema representativo dos pontos de amostragem do esgoto afluente e efluente à ETE-UFLA.



Fonte: Adaptado de Fialho (2019).

As amostras de esgoto foram acondicionadas em garrafas PET transparente de 500 mL (Figuras 6 e 7) e encaminhadas imediatamente para o laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental (DAM) da Escola de Engenharia da UFLA. No momento da chegada das alíquotas das águas residuárias, foram realizadas análises

de pH seguindo Standard Methods 4500H⁺B, utilizando medidor pH de bancada modelo MPA-210 da marca TECNOPON; e condutividade elétrica (CE) (método 2510B), utilizando condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650, seguindo as recomendações dos fabricantes para a calibração dos mesmos.

Figura 6. Da esquerda para a direita se encontram as amostras 9, 13 e 15 respectivamente, referentes a entrada.



Fonte: Da autora (2022).

Figura 7. Da esquerda para a direita se encontram as amostras 11, 13 e 15 respectivamente, referentes a saída.



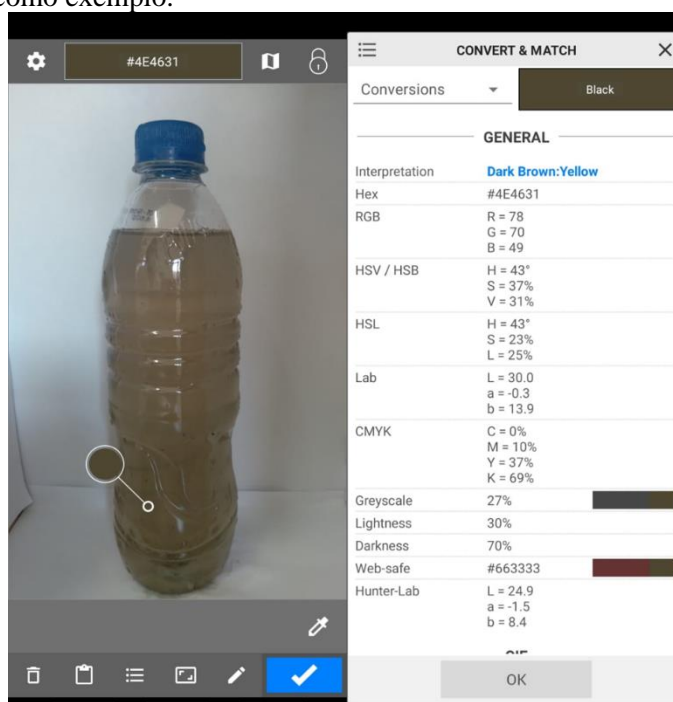
Fonte: Da autora (2022).

No mesmo dia, também foram preparadas soluções para determinação de Demanda Química de Oxigênio (DQO) pelo método de refluxo fechado titulométrico, seguindo a metodologia do Standard Methods 5520C (com diluição de 10x); turbidez, utilizando o turbidímetro modelo AP 2000 da marca Policontrol, seguindo o método nefelométrico 2130B; Cor Aparente (CA) e Cor Verdadeira (CV) (método 2120C); além de sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV), empregando secagem em estufa, queima em mufla e gravimetria em balança de precisão de 2 casas decimais (método 2540), sendo todas as análises realizadas em triplicata (APHA, 1998; BAIRD *et al.*, 2012).

4.3 RGB e ajuste de modelo linear

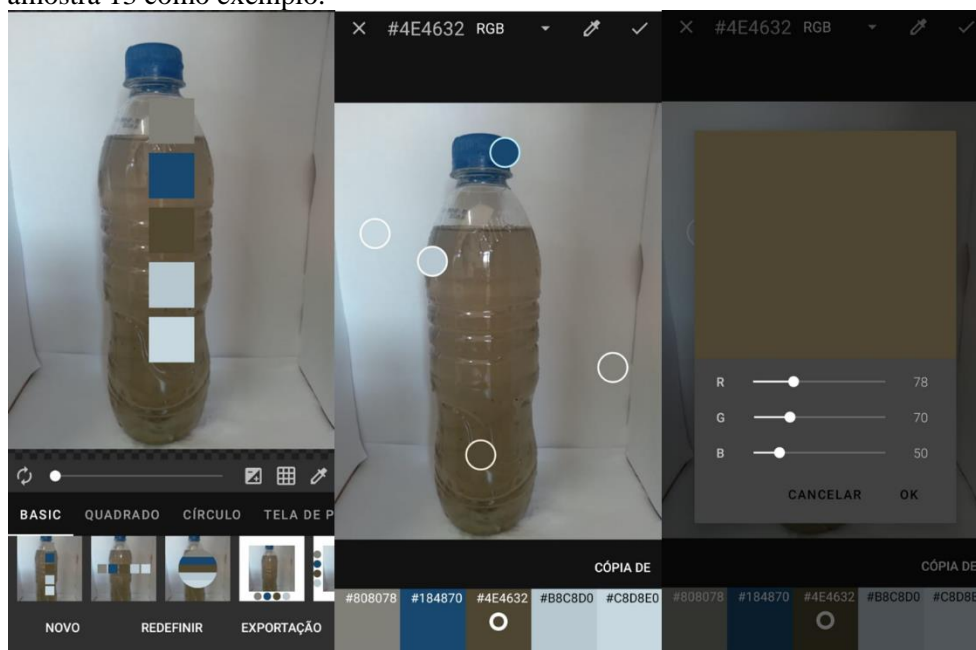
Para a extração/obtenção dos valores da escala RGB de cor, foram retiradas fotos das amostras ainda nas garrafas assim que as mesmas chegavam no laboratório, com um smartphone modelo Galaxy A01 da marca Samsung, empregando os aplicativos Paleta e Color Grab (Figuras 8 e 9). Com utilização dos mesmos foi possível obter os valores da escala RGB das imagens tanto para as amostras do esgoto bruto e tratado. As garrafas foram colocadas em uma caixa de sapato forrada internamente com folhas brancas na tentativa de recriar um “estúdio” a fim de diminuir as interferências externas, como a luminosidade em excesso, prática adaptada da utilizada por Corrêa (2015).

Figura 8. Exemplo de obtenção dos valores de RGB através do aplicativo Color Grab, utilizando a amostra 13 como exemplo.



Fonte: Da autora (2022).

Figura 9. Exemplo de obtenção dos valores de Paleta através do aplicativo Color Grab, utilizando a amostra 13 como exemplo.



Fonte: Da autora (2022).

Com o intuito de correlacionar os valores de RGB obtidos e as variáveis analisadas, também foi feita a conversão para a escala de cinza utilizando duas equações. A primeira para determinação da escala de cinza em função da intensidade ($G_{Intensity}$), com cálculo da média entre os três valores (equação 1), enquanto que a segunda objetiva obter a escala de cinza em função da luminosidade ($G_{Luminance}$), utilizada para corrigir a percepção humana ao brilho (KANAN, 2012).

$$G_{Intensity} = \frac{1}{3}(R+G+B) \quad (\text{Equação 1})$$

$$G_{Luminance} = 0.3R + 0.59G + 0.11B \quad (\text{Equação 2})$$

Obtidos os valores R, G, B e Gray, das escalas descritas anteriormente, fez a análise de correlação com as variáveis de caracterização do esgoto da ETE-UFLA (bruto e tratado). Para escolha entre as análises de Pearson ou de Spearman, inicialmente fez-se a avaliação da distribuição dos dados, utilizando os testes de Kolmogorov-Smirnov, Chi-quadrado e Lilliefors. Considerando 5% de significância, no software Statistica 10.0, optou-se pelo primeiro teste de correlação no caso de observação de dados seguindo distribuição normal, ou pelo segundo no caso de distribuição não normal (uso de testes não paramétricos).

Nessa análise, também foi calculado o coeficiente de assimetria e de curtose das séries de distribuição, utilizando o Excel e as funções **DISTORÇÃO** e **CURT**. Séries com coeficiente de assimetria positivo indicam assimetria positiva ou à direita (moda < mediana < média); com

valor negativo é assimetria negativa ou à esquerda (moda > mediana > média) e valor igual a 0 é indicativo de curva simétrica (distribuição normal). Em relação à curtose, se é igual a 3 é perfeitamente simétrica, se igual a 0 é mesocúrtica; se menor que 0 é leptocúrtica e se maior que 0 é platicúrtica (OLIVEIRA, 2012).

Após essa testagem, fez-se então as avaliações do ajuste de modelo aos dados obtidos, empregando a regressão simples (usando variáveis e a escala Gray) ou múltipla (usando variáveis e a escala R, G e B), testando equações lineares, polinomiais, exponenciais e logarítmicas utilizando os softwares Microsoft Excel e SigmaPlot. Na análise foi observado o coeficiente de determinação (R^2) e também a significância dos coeficientes, de forma a inferir se foi obtido um bom ajuste. Para essas avaliações, empregou-se o software R Studio, utilizando o pacote *NonlinearRegression* (AZEVEDO, 2022), testando os modelos de ajustes não lineares disponíveis no mesmo.

Ainda foi feita a avaliação da matriz de correlação entre as variáveis de caracterização de esgoto, de forma a inferir a possibilidade de se obter valores de uma variável medindo outra, análise apresentada em muitos outros trabalhos, inclusive com esgoto da ETE-UFLA, porém sem bons resultados por Porto (2018). O ajuste de equações não foi apresentado neste trabalho, ficando como recomendações para a realização de futuros trabalhos com a mesma água residuária.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do efluente

A seguir estão apresentados na Tabela 2 os resultados médios, bem como a mediana, desvio padrão, coeficiente de variação e a eficiência global de remoção das variáveis analisadas do esgoto bruto e tratado.

Tabela 2. Média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis analisadas antes e após tratamento (entrada e saída).

Variável	Afluente				Efluente				E.G.
	média	mediana	D.P.	C.V.	média	mediana	D.P.	C.V.	
pH	7,47	7,44	0,14	2%	7,19	7,15	0,14	2%	-
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1205,23	1067,50	451,78	37%	1017,32	968,50	260,66	26%	-
DQO (mg/L)	366	346	163	45%	41	41	14	35%	87%
Turbidez (UNT)	98,89	106,00	44,58	45%	4,36	4,00	2,26	52%	94%
CA (UH)	1543,37	1550,45	686,65	44%	356,20	359,92	36,27	10%	71%
CV (UH)	632,43	566,18	168,96	27%	342,57	338,69	28,77	8%	44%

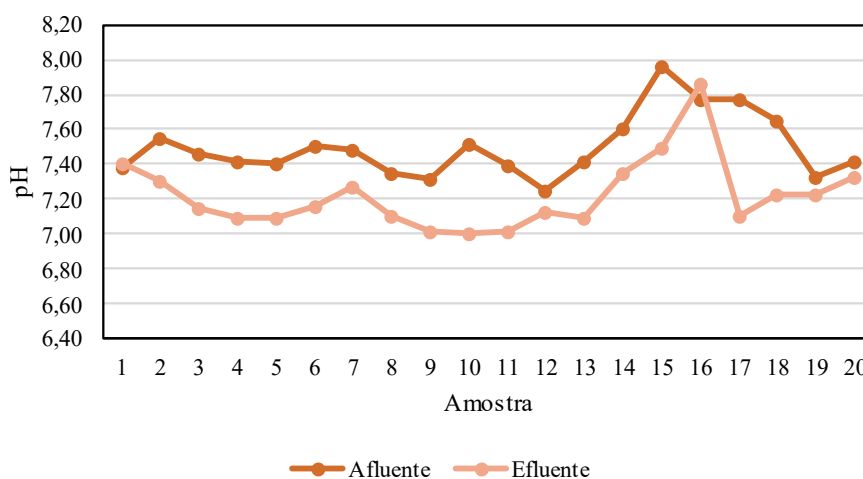
ST (mg/L)	540	545	233	43%	378	370	53	14%	15%
SF (mg/L)	279	260	111	40%	174	177	56	32%	30%
SV (mg/L)	265	250	141	53%	211	205	65	31%	-5%

Legenda: D.P. Desvio Padrão; C.V. Coeficiente de Variação; E.G. Eficiência Global de remoção.

Fonte: Da autora (2022).

Nas Figuras 10 a 18 estão apresentados os valores medidos das variáveis ao longo do período de monitoramento, respectivamente, das variáveis, pH, condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor aparente (CA), cor verdadeira (CV) e sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV), respectivamente.

Figura 10. Comportamento dos valores de pH do esgoto afluente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



Fonte: Da autora (2022).

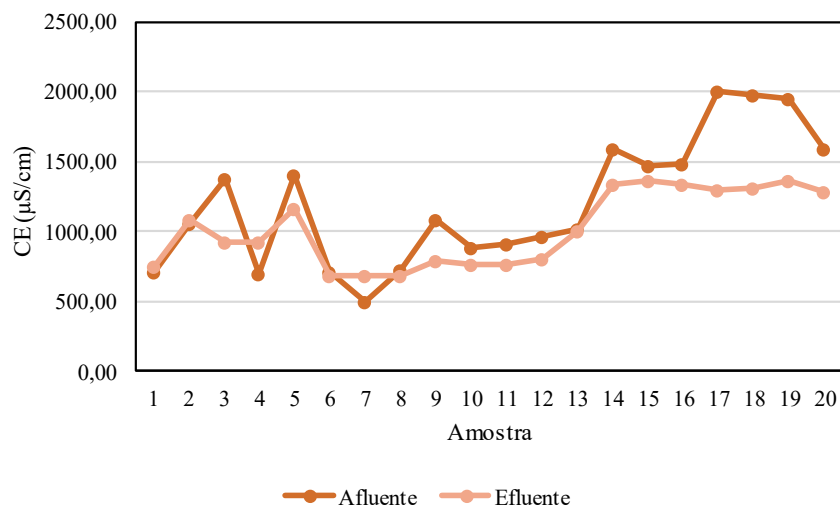
Analisando a Figura 10 e a Tabela 2, verifica-se que o pH (afluente e efluente) sempre esteve dentro da faixa permitida para lançamento de efluentes em corpos hídricos de acordo com as resoluções CONAMA nº 357 e 430 (5,0-9,0) (BRASIL, 2005; 2011), assim como a Deliberação Normativa (DN) COPAM/CERH N°01 DE 2008 (6,0-9,0) (MINAS GERAIS, 2008). Os valores encontrados também são considerados adequados para o tratamento biológico (6,0-9,0) e estão na faixa típica do esgoto sanitário (6,5-8,0) (METCALF; EDDY, 2003; von SPERLING, 2014). Dessa forma, para essa variável, a água residuária gerada em uma instituição de ensino não foge ao comumente encontrado em estações de tratamento de esgotos (ETEs) municipais. Apesar dessa condição de valores dentro da faixa típica, os dados de entrada da 15ª amostragem e o referente à saída na amostragem de número 16 foram considerados outliers, assim ambos foram retirados para as correlações e demais cálculos. Segundo Kwak e Kim (2017), é considerado outlier pelo método de quartilamento dados que se encontram fora

da faixa delimitada pelo valor de 1,5 vezes o interquartil (amplitude entre o primeiro e o terceiro quartil), acima ou abaixo desse intervalo.

Outra análise que pode ser feita na Figura 10 é que há aumento dos valores de pH, iniciando na data de coleta de número 14. Esse fato pode ser explicado pelo retorno das aulas presenciais na universidade, que acarreta no aumento das contribuições de sanitários, laboratórios, atendimentos no hospital veterinário, entre outros, comparando ao período sem atividades letivas presenciais. Novamente é importante ressaltar que esse não é um procedimento padrão e recomendado pela instituição. Apesar de todos os esforços da Diretoria de Gestão da Qualidade e Meio Ambiente (DQMA-UFLA) para o correto descarte de resíduos químicos e biológicos, infelizmente ainda pode haver esse descarte inadequado desses resíduos na rede de esgoto.

Mesmas observações foram feitas por Soares (2021), sendo que o autor identificou que há diferença significativa das características do esgoto da UFLA no período de aulas, férias e no período de suspensão das atividades presenciais devido a pandemia do COVID-19. O aumento da CE, variável que será discutida a seguir, também ocorreu a partir da amostra 14 (Figura 11), justamente após o retorno das atividades letivas presenciais

Figura 11. Comportamento dos valores de CE do esgoto afluyente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



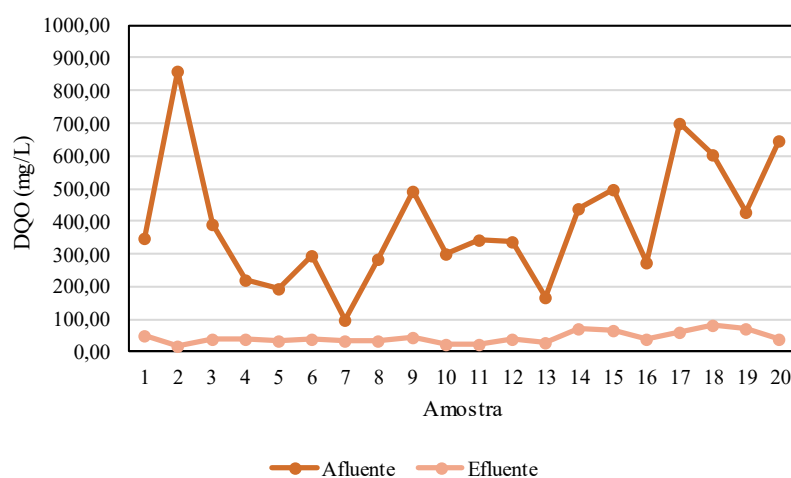
Fonte: Da autora (2022).

Um monitoramento anteriormente realizado no esgoto da ETE-UFLA proporcionou a indicação de que os valores de CE do esgoto bruto variam entre 867 até 1180 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo que entre os meses de abril-julho, a medida varia entre 1156 e 1180 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (PORTO, 2018), valores semelhantes aos valores de CE para entrada, como apresentado na Tabela 2, referentes

aos mesmos meses. Ainda sobre a condutividade elétrica, observa-se que há redução de 10% da entrada para saída, valor baixo que pode ser justificado para mineralização da matéria orgânica e disponibilização de íons em solução nos reatores anaeróbio e aeróbio, além da inexistência de unidades que contenham algas, plantas ou sorventes, sabidamente mais efetivos na redução da concentração de cátions e ânions (BRANDÃO, 2021).

A DQO (Figura 12) também aumentou mais para o final da série analisada, porém esse incremento somente foi perceptível a partir da décima sétima coleta, ainda que esses valores sejam inferiores ao da segunda semana de amostragem. A identificação de *outliers* das análises de DQO, utilizando o modelo de quartilamento apontou como dados discrepantes ou atípicos as amostras 2, referente à entrada, e 18, referente à saída, que foram excluídas dos cálculos estatísticos e correlações. Alguns valores dentro das triplicatas das amostras 17, referente à entrada, e das amostras 10, 14, 15 e 19 referentes à saída também foram considerados *outliers* e excluídos das médias diárias.

Figura 12. Comportamento das concentrações de DQO do esgoto afluente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



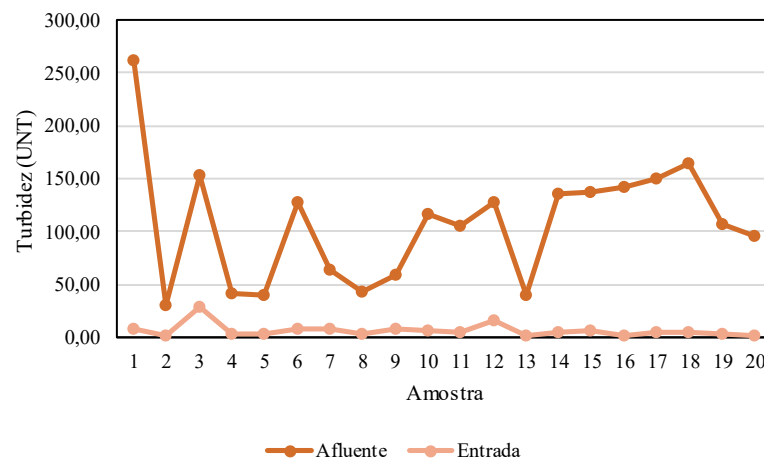
Fonte: Da autora (2022).

Apesar do aumento no valor de entrada nas últimas coletas, a eficiência de remoção de DQO ficou em, aproximadamente, 87%, sendo que a DQO média do esgoto bruto foi de 366 mg/L, tendo 41 mg/L para o esgoto tratado. De acordo com von Sperling (2014), valores comuns para DQO para efluentes domésticos antes do tratamento é da ordem de 700 mg/L, apontando que o esgoto recebido na ETE-UFLA já apresentava uma DQO baixa. Já o valor médio da DQO de saída é aproximadamente 4 vezes menor que o valor de lançamento definido pela Deliberação Normativa (DN) COPAM/CERH N°01 DE 2008 (BRASIL, 2008), que determina a concentração de DQO seja menor ou igual a 180 mg/L, ou que haja eficiência

média mínima de 65% para esgoto sanitário (também atendido). As eficiências obtidas na avaliação foram inclusive superiores ao encontrado por (SANTOS et. al., 2021), que obtiveram redução da concentração em 75% para a mesma ETE-UFLA.

Quando avaliada a turbidez das amostras de entrada e saída do esgoto (Figura 13), observou-se uma eficiência de remoção de 94%, tendo um valor médio na entrada de 98,89 UNT e na saída 4,36 UNT (Figura 13). Para esses valores foram removidos *outliers* das amostras 1, da entrada, e 3 e 12, da saída.

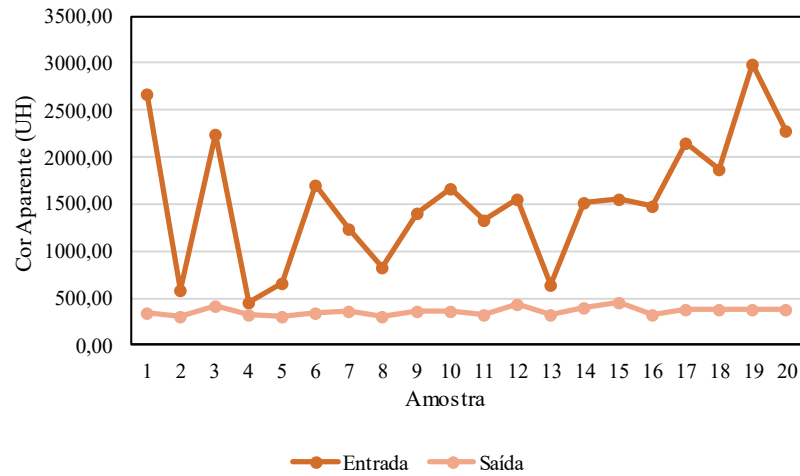
Figura 13. Comportamento dos valores de turbidez do esgoto afluente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



Fonte: Da autora (2022).

Para a cor aparente (Figura 14) tem-se resultados dos valores médios iguais a 1543,37 UH e 356,20 UH para entrada e saída, respectivamente, indicando uma eficiência de 71% de redução de cor. A amostra 15 dos dados de saída foi identificada como *outlier* e excluída da média. Pode-se observar que o comportamento dos gráficos de turbidez e cor aparente apresentam perfis semelhantes, uma vez que essas variáveis estão diretamente relacionadas aos sólidos suspensos presentes no efluente (LOPARDO, 2002; BOLÍVAR-CUARTAS; CASTAÑO-MUÑOZ; GUTIÉRREZ-FLÓREZ, 2021).

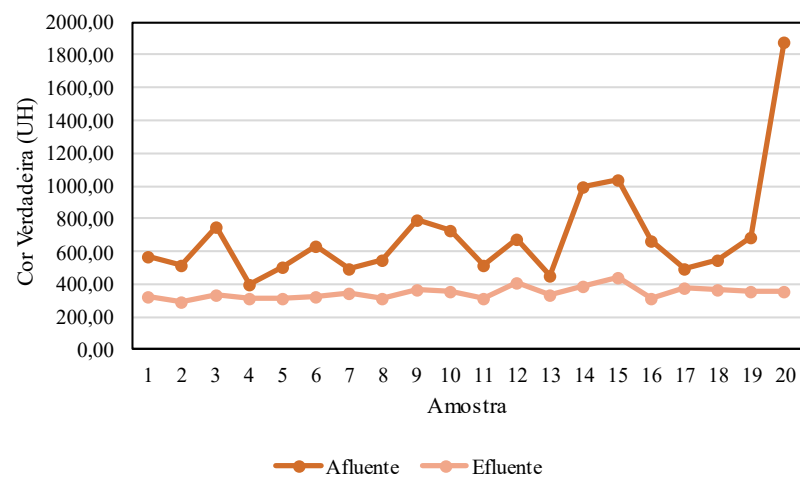
Figura 14. Comportamento dos valores de CA do esgoto afluyente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



Fonte: Da autora (2022).

Em relação à cor verdadeira, influenciada pela presença de sólidos dissolvidos, observa-se uma eficiência de remoção de 44%. É perceptível também que há maior diferença entre as variáveis cor aparente e cor verdadeira na entrada do que na saída (Tabela 2 e Figuras 14 e 15), isso ocorre pelo fato de que o efluente tratado apresenta menor presença de sólidos suspensos, havendo maior aproximação dos valores das duas variáveis.

Figura 15. Comportamento dos valores de CV do esgoto afluyente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



Fonte: Da autora (2022).

Avaliando o comportamento das curvas de valores de cor verdadeira, observa-se que os valores da saída apresentaram pequena variação ao longo do tempo (vide Coeficiente de Variação da Tabela 2), bem inferiores ao da entrada. Em geral, essa condição foi observada para as demais variáveis (exceção da turbidez) indicando que as características do esgoto da

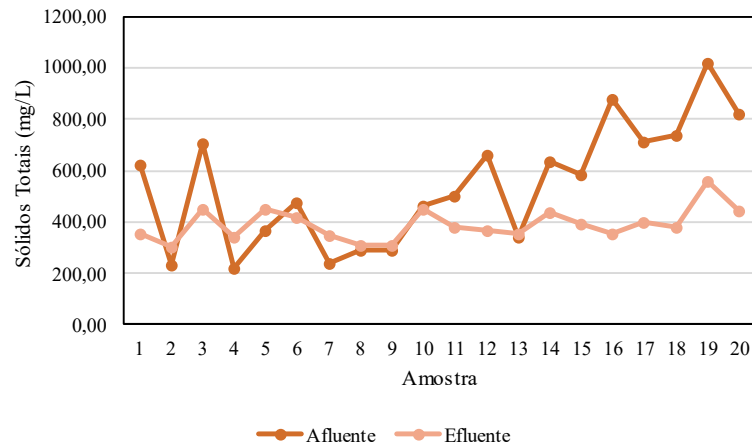
ETE-UFLA variaram muito, porém que o tratamento favorece a presença de dados mais homogêneos na saída. Essa grande variabilidade dos valores da ETE-UFLA pode ser explicada pela flutuação do número de usuários e contribuintes com esgoto no campus e também às características das elevatórias que alimentam a estação de tratamento, assim como foi encontrado nos resultados das avaliações de Fialho (2019) e Soares (2021). Como consequência, há a expectativa de haver maior aproximação dos dados de saída da distribuição normal, em comparação com os dados de entrada.

Os valores de cor verdadeira das amostras do afluente à ETE-UFLA tiveram, assim como para a maioria das variáveis, aumento nas semanas 14 e 15, porém, ao contrário das outras séries de dados, houve retorno ao patamar anterior após essas campanhas de amostragem. E o valor obtido na vigésima amostragem foi considerado como um *outlier* pelo modelo de quartilamento.

As variáveis cor aparente e real, além da turbidez são variáveis que não possuem padrões para lançamento no curso d'água, apenas sendo encontrados valores referências para as classes de qualidade da água (MINAS GERAIS, 2008). No entanto, as mesmas variáveis foram monitoradas e discutidas no trabalho, pois frequentemente são utilizadas em análises de correlação com outras variáveis de caracterização de esgotos como a série de sólidos, bem como também é utilizada a condutividade elétrica (não citada na legislação pertinente) para inferir sobre a concentração de íons em solução (FERREIRA, 2011; PORTO, 2018).

Os sólidos totais (ST) na entrada apresentaram valor médio de 540 mg/L, enquanto na saída seu valor médio foi de 377 mg/L, resultando em uma eficiência global de aproximadamente 15% (Figura 16). Nunes *et al.* (2016) encontraram uma eficiência de remoção global para a ETE-UFLA de cerca de 30% de remoção de sólidos totais. Já para sólidos fixos (SF) (Figura 17) e voláteis (SV) (Figura 18) foram obtidos encontrados valores de 279 e 265 mg/L, respectivamente, na entrada, e 174 e 211 mg/L na saída, resultando em eficiências globais de 30% e -5%, nesta mesma ordem.

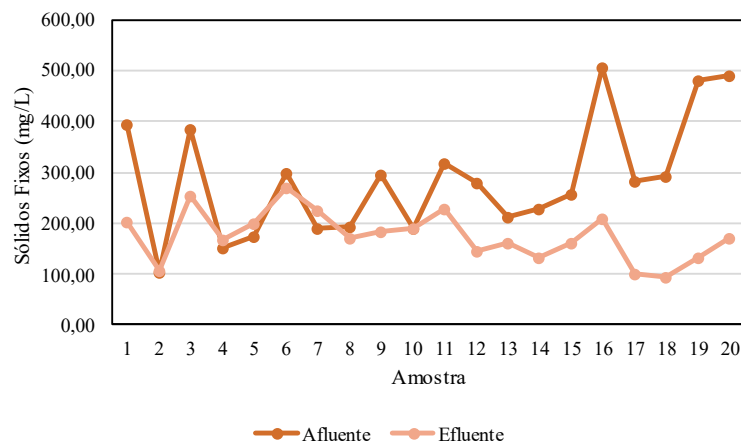
Figura 16. Comportamento das concentrações de ST do esgoto afluente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



Fonte: Da autora (2022).

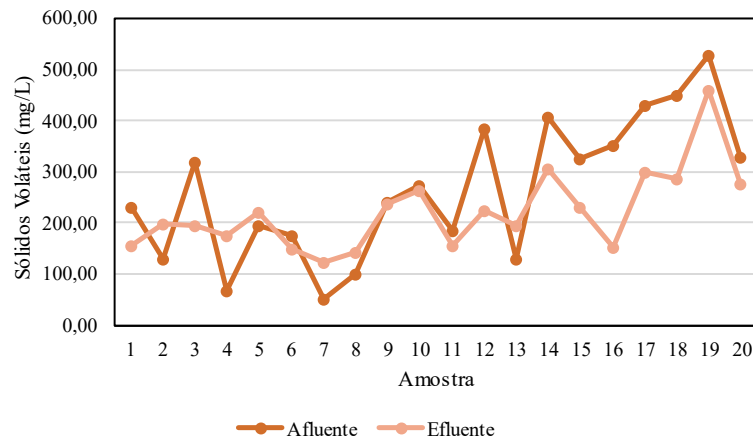
Na literatura são citados valores típicos de ST, SF e SV para esgoto doméstico concentrações iguais a 1100, 80 e 320 mg/L, respectivamente (VON SPERLING, 2014). Percebe-se que os resultados encontrados para sólidos totais e voláteis estão abaixo do usual, o que pode explicar as baixas eficiências de remoção na ETE-UFLA. Já as concentrações de SF estão acima do comumente encontrado. Contudo, valores semelhantes aos encontrados no presente trabalho foram obtidos por Del-guercio (2017) para o efluente sem tratamento, com concentrações de 506, 280 e 226 mg/L para ST, SF e SV respectivamente. Ressalta-se que Del-guercio (2017) encontrou tais valores em período chuvoso, diferente do analisado neste trabalho, onde não foram registradas precipitações nos dias de coleta. Assim sendo, há indícios de que o esgoto da ETE-UFLA é menos orgânico e biodegradável do que o esgoto presente em ETEs municipais (LIMA, 2019; PAEZ, 2019; MAFRA, 2020).

Figura 17. Comportamento das concentrações de SF do esgoto afluente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



Fonte: Da autora (2022).

Figura 18. Comportamento das concentrações de SV do esgoto afluente e efluente à ETE-UFLA nas amostragens realizadas.



Fonte: Da autora (2022).

Discutindo um pouco mais sobre as baixas eficiências obtidas para as três variáveis da série de sólidos, inferiores ao valor encontrado por Nunes *et al.* (2016) na remoção de sólidos totais (29,6%), pode-se apontar outros fatores além da baixa concentração afluente. Em diversos trabalhos são apontados, por exemplo, o desprendimento e perda de lodo no efluente, o que poderia explicar as eficiências negativas de remoção de SV (MORAIS, 2011). Porém, na ETE-UFLA dada à baixa produção de lodo e atividade microbiana observada (PAEZ, 2019), acredita-se que os motivos sejam dois: i) A coleta da entrada e da saída simultâneas, o que pode resultar em coleta de amostras referentes a elevatórias diferentes e com características muito distintas. Essa questão foi também levantada por Soares (2021); ii) Os reatores da ETE-UFLA passaram por períodos prolongados de baixa alimentação, em razão do longo período de isolamento social, que pode ter resultado em deficiência da produção celular e, conseqüentemente, em baixo metabolismo de degradação da matéria orgânica. Como consequência, os princípios de remoção foram basicamente físicos, o que explica as maiores eficiências de remoção de SF em relação à SV e ST, sugerindo que o mesmo ocorre com a DQO.

Diante desse panorama, verifica-se tratar de um esgoto com características muito particulares, diferindo do comumente encontrado em ETEs municipais. A seguir serão apresentadas tentativas de se obter a caracterização dessa água residuária.

5.2 Correlação entre RGB e variáveis

A primeira análise realizada foi de verificação se os dados seguem a distribuição normal (Tabela 3), condição não verificada em nenhuma das variáveis medidas em laboratório e nem

dos valores da escala RGB encontrados. Conseqüentemente, passou-se a analisar os dados com emprego de testes não paramétricos, caso do coeficiente de correlação de Spearman. Importante ressaltar que nesta etapa foram considerados todos os dados e que os *outliers* somente foram excluídos nas análises de regressão.

Tabela 3. Análises da distribuição dos dados avaliados

Afluente				Efluente			
Variável	Distribuição o normal	Coefficiente de assimetria	Curtose	Variável	Distribuição o normal	Coefficiente de assimetria	Curtose
pH	Não	1,187	1,209	pH	Não	1,460	1,899
CE	Não	0,362	-0,999	CE	Não	0,114	-1,776
DQO	Não	0,899	0,586	DQO	Não	0,820	-0,378
Turbidez	Não	0,722	1,138	Turbidez	Não	2,774	8,906
CA	Não	0,270	-0,376	CA	Não	0,660	-0,219
CV	Não	2,772	9,273	CV	Não	0,968	0,913
ST	Não	0,169	-0,700	ST	Não	0,912	1,320
SF	Não	0,629	-0,385	SF	Não	0,392	-1,065
SV	Não	0,143	-0,928	SV	Não	0,901	1,689
R	Não	-0,198	-0,584	R	Não	-0,163	0,751
G	Não	0,028	-0,398	G	Não	-0,175	0,319
B	Não	0,520	-0,255	B	Não	-0,478	1,172

Fonte: Da autora (2022).

Observa-se que, ao contrário da expectativa levantada pelo menor coeficiente de variação na saída em relação à entrada, que os dados do esgoto tratado não se aproximaram mais da distribuição em comparação com as de entrada. Ou seja, não houve tendência de maior aproximação do coeficiente de assimetria do valor 0,0. Dessa forma, supõe-se que os dados variam menos em relação à média, no entanto, ainda não há uma distribuição com mais valores na faixa média e menores à medida de que se afasta dos valores centrais. O mesmo ocorre com o coeficiente de curtose e aproximação do valor 3,0 da série de dados que apresentam normalidade. De fato, dificilmente dados ambientais seguem distribuição normal como também observado por Sabino, Lage e Almeida (2014).

Para inferir sobre a correlação de Spearman, construiu-se a matriz (gerada no Statistica) que relacionava as variáveis medidas entre si e com os valores da escala RGB na entrada da ETE-UFLA (Tabela 4) e sua saída (Tabela 5).

Tabela 4. Matriz de correlação de Spearman da série de dados da entrada e a escala RGB

Variável	CE	pH	DQO	Turbidez	CA	CV	ST	SF	SV	R	G	B
CE	1,00	0,34	0,63	0,32	0,42	0,36	0,74	0,35	0,83	-0,10	-0,11	-0,04
pH	0,14	1,00	0,25	0,37	0,03	0,01	0,08	-0,13	0,19	0,40	0,44	0,42
DQO	0,63	0,25	1,00	0,33	0,48	0,47	0,48	0,29	0,56	0,01	-0,02	0,02
Turbidez	0,32	0,37	0,33	1,00	0,76	0,38	0,70	0,63	0,64	-0,35	-0,32	-0,16
CA	0,42	0,04	0,48	0,76	1,00	0,56	0,80	0,80	0,70	-0,42	-0,47	-0,36
CV	0,36	0,01	0,47	0,38	0,56	1,00	0,56	0,56	0,53	-0,31	-0,41	-0,44
ST	0,74	0,08	0,48	0,70	0,80	0,56	1,00	0,83	0,91	-0,49	-0,53	-0,39
SF	0,35	-0,13	0,29	0,63	0,76	0,51	0,83	1,00	0,56	-0,62	-0,67	-0,56
SV	0,83	0,19	0,56	0,64	0,70	0,53	0,91	0,56	1,00	-0,37	-0,41	-0,27
R	-0,10	0,40	0,01	-0,35	-0,42	-0,31	-0,49	-0,62	-0,40	1,00	0,97	0,83
G	-0,11	0,44	-0,02	-0,32	-0,47	-0,41	-0,53	-0,67	-0,41	0,97	1,00	0,90
B	-0,04	0,42	0,02	-0,16	-0,36	-0,44	-0,39	-0,56	-0,27	0,83	0,90	1,00

Fonte: Da autora (2022).

Tabela 5. Matriz de correlação de Spearman da série de dados da saída e a escala RGB

Variável	CE	pH	DQO	Turbidez	CA	CV	ST	SF	SV	R	G	B
CE	1,00	0,50	0,50	-0,41	0,40	0,36	0,26	-0,56	0,61	-0,10	-0,08	-0,02
pH	0,50	1,00	0,49	-0,10	0,25	0,16	0,02	-0,07	0,06	-0,08	-0,15	-0,13
DQO	0,50	0,49	1,00	0,26	0,64	0,66	0,46	-0,38	0,59	-0,06	-0,13	-0,11
Turbidez	-0,41	-0,10	0,26	1,00	0,56	0,50	0,42	0,33	0,03	-0,03	-0,14	-0,26
CA	0,40	0,25	0,64	0,56	1,00	0,91	0,72	-0,15	0,60	-0,16	-0,17	-0,20
CV	0,36	0,16	0,66	0,50	0,91	1,00	0,60	-0,29	0,69	-0,28	-0,32	-0,30
ST	0,26	0,02	0,46	0,24	0,72	0,60	1,00	0,09	0,56	-0,23	-0,19	-0,13
SF	-0,56	-0,07	-0,38	0,33	-0,15	-0,29	0,09	1,00	-0,73	-0,30	-0,28	-0,30
SV	0,61	0,06	0,60	0,03	0,60	0,69	0,56	-0,73	1,00	0,00	-0,01	0,05
R	-0,10	-0,08	-0,06	-0,03	-0,16	-0,28	-0,23	-0,30	0,00	1,00	0,94	0,81
G	-0,08	0,15	-0,13	-0,14	-0,17	-0,31	-0,19	-0,28	0,01	0,94	1,00	0,89
B	-0,02	-0,13	-0,11	-0,26	-0,20	-0,30	-0,13	-0,30	0,05	0,81	0,89	1,00

Fonte: Da autora (2022).

Pelo observado nas Tabelas 4 e 5, há correlações significativas entre algumas variáveis e valor de R, G ou B (analisados separadamente), porém, o valor médio, em valores absolutos, para R (coeficiente de correlação de Spearman) foi de 0,442 para os dados de entrada e de 0,328 para os dados de saída. Segundo Schober *et al.* (2018), considera-se que há correlações inexistentes valores entre 0,00 e 0,10, correlação fraca valores entre 0,10 e 0,39, correlações moderadas valores entre 0,40 e 0,69, correlações fortes valores entre 0,70 e 0,89 e correlações muito fortes valores acima de 0,90. Com isso, percebe-se que uma parcela significativa dos valores apresenta correlações fracas ou inexistentes. Outro ponto que vale se ressaltar gira em torno dos valores de correlação maiores de 0,40 que ainda estão próximos dessa faixa, que, podem ser considerados com correlação moderada pela classificação, entretanto estão bem próximos de apresentarem correlações fracas.

O *software* SigmaPlot foi utilizado para realizar uma relação entre a escala RGB e as variáveis do efluente estudadas utilizando ajustes lineares para a obtenção de uma equação que relacionasse os valores de R, G e B com o resultado médio de cada variável (Tabela 2). O modelo de regressão linear múltipla foi utilizado para tentativa de obtenção de equações. O valor de R^2 para o ajuste com cada uma das variáveis do esgoto (bruto e tratado) está apresentado na Tabela 6.

Tabela 6. Valores de R^2 para regressão linear múltipla no SigmaPlot.

Variáveis	R^2	
	Afluente	Efluente
pH	0,1610	0,2130
CE	0,2300	0,0150
DQO	0,2120	0,0280
Turbidez	0,1230	0,1360
CA	0,3490	0,2290
CV	0,3620	0,2640
ST	0,4770	0,1010
SF	0,4080	0,0580
SV	0,4020	0,0920

Fonte: Da autora (2022).

A partir dos valores de R^2 foi possível observar que não houve um bom ajuste para nenhuma das variáveis e, portanto, não é possível utilizar o modelo de regressão linear múltipla para obtenção de uma equação que relacione os valores de R, G e B com cada uma das variáveis do efluente. Os valores de coeficiente de determinação indicam a porcentagem que àquela variável, por exemplo pH, pode ser explicada pela sua relação com os valores de R, G e B. Para o pH na entrada, por exemplo, aproximadamente 16% da sua variabilidade pode ser explicado pelos valores de R, G e B, valor considerado baixo. No entanto, apesar de não existir um consenso na literatura quanto a um valor numérico considerado alto para o coeficiente de

variação, uma vez que valores elevados de R^2 não necessariamente confirmam a correlação entre os dados, existe a necessidade de se estudar a combinação entre valores próximos à 1 de R^2 e outras variáveis estatísticas e analíticas (SCHOBER, 2018).

Assim, como descrito no item 4.3, a escala RGB foi convertida para a escala de cinza com o intuito de se correlacionar apenas um número, e não três, com a variável analisada. Os valores de RGB e sua conversão para escala de cinza levando em conta a intensidade ($G_{Intensity}$) e luminosidade ($G_{Luminance}$) estão apresentados nas Tabelas 7 e 8.

Tabela 7. Valores obtidos de RGB e das escalas de cinza referentes as amostras de esgoto bruto.

Amostra	R	G	B	$G_{Intensity}$	$G_{Luminance}$
1	83	72	54	69,67	73,32
2	125	111	100	112,00	113,99
3	64	59	55	59,33	60,06
4	129	116	107	117,33	118,91
5	108	92	77	92,33	95,15
6	61	53	42	52,00	54,19
7	93	81	69	81,00	83,28
8	112	101	83	98,67	102,32
9	41	41	43	41,67	41,22
10	92	76	63	77,00	79,37
11	60	44	29	44,33	47,15
12	50	40	31	40,33	42,01
13	78	70	50	66,00	70,20
14	90	78	64	77,33	80,06
15	103	79	51	77,67	83,12
16	72	62	53	62,33	64,01
17	94	88	88	90,00	89,80
18	89	76	70	78,33	79,24
19	35	30	29	31,33	31,39
20	100	76	52	76,00	80,56

Fonte: Da autora (2022).

Tabela 8. Valores obtidos de RGB e das escalas de cinza referentes as amostras de esgoto tratado.

Amostra	R	G	B	$G_{Intensity}$	$G_{Luminance}$
1	154	138	113	135,00	140,05
2	154	146	127	142,33	146,31
3	168	156	132	152,00	156,96
4	144	130	117	130,33	132,77
5	167	152	131	150,00	154,19
6	135	123	111	123,00	125,28
7	141	123	115	126,33	127,52
8	178	167	147	164,00	168,10
9	113	100	91	101,33	102,91
10	141	123	109	124,33	126,86
11	149	141	121	137,00	141,20
12	150	139	111	133,33	139,22
13	142	129	112	127,67	131,03
14	157	139	125	140,33	142,86
15	119	104	80	101,00	105,86
16	134	115	100	116,33	119,05
17	152	144	133	143,00	145,19

18	147	130	114	130,33	133,34
19	145	137	118	133,33	137,31
20	139	133	121	131,00	133,48

Fonte: Da autora (2022).

Com os valores da escala de cinza e os resultados médios das repetições de cada uma das variáveis analisadas (Tabela 2) foi possível realizar tentativas de ajustes lineares e não lineares para a obtenção de equações que relacionem a cor vinda do RGB (Gray) com as variáveis estudadas. Nas Tabelas 9 e 10 apresentam os modelos que foram empregados na tentativa de obtenção das equações utilizando o software Microsoft Excel 2019 e os coeficientes de determinação obtidos.

Tabela 9. Valores de R^2 para regressão linear no Excel para G intensity e variáveis do esgoto.

	R^2					
	Afluyente			Efluente		
	Linear	Quadrática	Exponencial	Linear	Quadrática	Exponencial
pH	0,0856	0,2717	0,0846	0,0718	0,0822	0,0715
CE	0,0149	0,0319	0,0138	0,0099	0,0187	0,0096
DQO	0,0269	0,0406	0,0269	0,0175	0,0188	0,0179
Turbidez	0,1094	0,3056	0,0661	0,0159	0,0309	0,0156
CA	0,2938	0,3337	0,2535	0,0851	0,0919	0,0863
CV	0,0207	0,1128	0,0162	0,2091	0,2349	0,2140
ST	0,3286	0,3462	0,3007	0,0338	0,0536	0,0325
SF	0,3485	0,3618	0,3193	0,0389	0,0416	0,0397
SV	0,1977	0,2125	0,1794	0,0025	0,0101	0,0024

Fonte: Da autora (2022).

Tabela 10. Valores de R^2 para regressão linear no Excel para G luminance e variáveis do esgoto.

	R^2					
	Afluyente			Efluente		
	Linear	Quadrática	Exponencial	Linear	Quadrática	Exponencial
pH	0,0938	0,3097	0,0926	0,0678	0,0837	0,0674
CE	0,0193	0,0344	0,0182	0,0095	0,0310	0,0091
DQO	0,0216	0,0368	0,0214	0,0159	0,0160	0,0158
Turbidez	0,1067	0,3269	0,0625	0,0229	0,0468	0,0229
CA	0,2999	0,3433	0,2584	0,0687	0,0717	0,0693
CV	0,0137	0,0933	0,0107	0,1920	0,2067	0,1952
ST	0,3387	0,3586	0,3090	0,0350	0,0528	0,0338
SF	0,3487	0,3643	0,3184	0,0396	0,0476	0,0413
SV	0,2109	0,2272	0,1910	0,0027	0,0129	0,0027

Fonte: Da autora (2022).

Novamente, foi observado que o ajuste não atendeu aos requisitos apresentados anteriormente. Percebe-se que na Tabela 9, com uso do Gintensity, que o maior valor de R^2 encontrado para as variáveis do efluente na entrada foi de 0,3618, enquanto que para a saída foi de 0,2349, valores esses distantes de 1,00. Já na Tabela 10 (G luminance), os maiores valores de R^2 para as variáveis de efluente na entrada e saída, foi de 0,3646 e 0,2067, respectivamente, também distantes de 1,00. Esses valores indicam não há uma grande porcentagem da variação

dos valores das variáveis que podem ser explicados pela variação da escala de cinza e escala RGB e, conseqüentemente, também não devem ser obtidos coeficientes significativos (não foram avaliados em razão do baixo R^2).

Sendo assim, foram feitas novas tentativas com emprego do software R, sendo nesse ambiente estatístico somente os modelos Exponencial e de Michaelis-Menten retornaram valores quando foram utilizados valores iniciais aleatórios dos coeficientes das equações, condição para ser avaliada a regressão. Estes valores iniciais aleatórios são previsões obtidas utilizando-se a dispersão dos dados que estão sendo analisados e a partir deles são realizadas iterações com o modelo desejado (AZEVEDO, 2022). Os valores de R^2 para esses modelos estão apresentados nas Tabelas 11 e 12.

Tabela 11. Valores de R^2 para ajustes de modelos não lineares entre Gintensity e variáveis do esgoto.

	R^2			
	Modelo Exponencial		Modelo Michaelis-Menten	
	Afluyente	Efluyente	Afluyente	Efluyente
pH	0,0848	0,0844	0,1705	0,0764
CE	0,0149	0,0097	0,0237	0,0077
DQO	0,0238	0,0205	0,0086	0,0241
Turbidez	-	0,0182	0,0167	-
CA	-	0,0869	0,2372	0,0984
CV	0,0174	0,2161	0,0014	0,2451
ST	0,2294	0,0115	0,2119	0,0218
SF	0,3527	0,0058	0,2528	0,0068
SV	0,1875	0,0014	0,2100	0,0243

Fonte: Da autora (2022).

Tabela 12. Valores de R^2 para ajustes de modelos não lineares entre Gluminance e variáveis do esgoto.

	R^2			
	Modelo Exponencial		Modelo Michaelis-Menten	
	Afluyente	Efluyente	Afluyente	Efluyente
pH	0,0870	0,0771	0,1706	0,0669
CE	0,0184	0,0090	0,0301	0,0055
DQO	0,0187	0,0182	0,0051	0,0188
Turbidez	0,0839	0,0273	0,0141	-
CA	0,2707	0,0697	0,2414	0,0766
CV	0,0120	0,1970	0,0009	0,2163
ST	0,2270	0,0124	0,2030	0,0236
SF	0,3474	0,0064	0,2493	0,0086
SV	0,1967	0,0012	0,2136	0,0001

Fonte: Da autora (2022).

O primeiro fato a ser destacado das Tabelas 11 e 12 é a falta de alguns valores, isso ocorre, pois com os valores iniciais dos coeficientes dos modelos não foi possível ajustar curvas dos modelos aos dados no software. Uma alternativa para se obter esses valores é a suposição de valores diferentes para os coeficientes, entretanto essa suposição não estaria baseada na

metodologia para a obtenção destes valores iniciais, podendo ser caracterizada como “chutes” (AZEVEDO, 2022).

Dos valores de R^2 apresentados na Tabela 11, referente ao esgoto bruto, o maior foi de 0,3527 no modelo exponencial, enquanto para os dados do esgoto tratado foi igual a 0,2451 no modelo de Michaelis-Menten, ambos distantes de 1. Mais uma vez, foi possível observar quanto as variáveis do efluente analisado variam ao longo dos valores da escala de cinza. Relatos de operadores indicam que o esgoto da ETE-UFLA muda muito de características e de cor ao longo do dia, e que uma mesma cor (escala RGB) pode estar associada a composições diferentes, sugerindo grande influência de químicas na água residuária. Na Tabela 12, os dados foram semelhantes aos apresentados na Tabela 11, sendo o maior valor de R^2 encontrado para a entrada igual a 0,3474 também no modelo exponencial, e para a saída igual a 0,2163 no modelo de Michaelis-Menten.

Outro ponto importante é que apesar de apresentar valores de R^2 para as tentativas de regressão, o modelo de Michaelis-Menten não seria o modelo mais indicado, pois a equação foi elaborada para descrever a cinética de reações catalisadas por enzimas atuando em um substrato para produção irreversível de um produto (MARTINS, 2015).

Para as próximas avaliações, recomenda-se investigar o possível ajuste de modelos de regressão aos dados de monitoramento das variáveis, já que nas Tabelas 4 e 5 foi possível observar correlações de Spearman significativas. Houve ajustes de R com correlações moderadas ou fortes para CE e SV, turbidez e CA, CA e ST, CA e SF. Para ST e SV, e ST e SF, os coeficientes também foram elevados, no entanto, como essas estão associadas ($ST = SF + SV$), não se deve realizar análises de regressão.

Por outro lado, Porto (2018), por exemplo, não obteve êxito ao tentar relacionar a condutividade elétrica com sólidos dissolvidos totais, também trabalhando com o efluente da ETE-UFLA. Como discutido aqui e também ressaltado pelo autor, essa condição pode ocorrer devido as características do efluente da UFLA, que é um esgoto com traços domésticos, porém com contribuições importantes do hospital veterinário e de laboratórios.

Outras recomendações ainda sobre o esgoto da ETE-UFLA é tentar ajustes sem utilizar todas as variáveis da escala RGB, definindo por um ou por dois, por exemplo. E ainda fazer as transformações de normalização dos dados, com utilização de transformações logarítmicas, com raízes ou divisões no caso de dados com assimetria direita, e elevar valores ao quadrado, no caso de dados com assimetria à esquerda (OLIVEIRA, 2012). Também, recomenda-se o uso dessa metodologia simplificada em um esgoto que apresente características mais homogêneas, como esgoto de ETEs municipais e águas residuárias provenientes de processos controlados.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos conclui-se que:

- O tratamento do esgoto realizado na ETE-UFLA apresenta boa eficiência quanto às remoções de cor aparente e verdadeira, turbidez e DQO. No entanto, os valores da eficiência de remoção de sólidos não foram tão expressivos, principalmente quando analisada a eficiência para remoção dos sólidos voláteis, cuja eficiência foi negativa;
- O esgoto da ETE-UFLA apresenta características muito variadas no mesmo dia e dependendo do período de coleta;
- Não foi possível estabelecer uma correlação significativa, que pode ser devido a grande variabilidade de características do esgoto da ETE-UFLA;
- Para as variáveis CE e SV, turbidez e CA, CA e ST, e CA e ST, há coeficientes de correlação superiores à 0,75, podendo indicar possíveis bons ajustes de modelos para estimar uma variável pela outra;
- Também, recomenda-se o uso dessa metodologia simplificada em um esgoto que apresente características mais homogêneas, como esgoto de ETEs municipais e águas residuárias de processos controlados.
- Recomenda-se o uso de novas abordagens para obter sucesso no ajuste dos dados da ETE-UFLA como monitoramento por períodos maiores, emprego de transformações para normalização dos dados e uso de menos variáveis da escala RGB.

REFERÊNCIAS

ABNT, NBR. 10004. **Resíduos sólidos–Classificação**, v. 71, 2004.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. **Agência Nacional de Águas**, 2017. Disponível em: <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoia1ZjQwZWUtYmRkYS00YjM0LWFhMjItMTMyOTQ0NDljNGQyIiwidCI6ImUwYmI0MDEyLTgxMGItNDY5YS04YjRkLTY2N2ZjZDFiYWY4OCJ9>> Acessado em 1 de setembro de 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: Informe Anual. Brasília, DF: ANA, 2017. 169 p. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/> . Acesso em: 1 setembro de 2022.

ALBORNOZ, L. L. et al. Monitoramento, caracterização e avaliação da eficiência de remoção de poluentes em uma estação compacta de tratamento de efluentes. **Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**, v. 10, 2016.

ANDRADE, N. R. **Escassez de água no Brasil: racionamento e reúso**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Econômicas) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

ANJOS, O. A.; SILVA JÚNIOR, M. C. J. Uso do Sensor Thematic Mapper (Landsat-7) na Análise da Qualidade da Água nas Lagoas Formosa (GO) e Bonita (DF). **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil**, p. 16-21, 2005.

APHA. American Public Health of Water and Wastewater, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20 ed. American Public Health Association, Washington.

AQUINO, S. F. de; CHERNICHARO, C. AL. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 152-161, 2005.

AZEVEDO, A. M. NonlinearRegression: Ferramentas para a análise de experimentos com regressao nao linear para experimentos com e sem repeticao. 2022. R package version 0.0.1.

BAIRD, R. B. et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: American public health association, 2012.

BERTOSSI, A. P. A. et al. Seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas utilizando Estatística Multivariada. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 5, p. 2025-2036, 2013.

BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Utilização de lâmpadas germicidas na desinfecção de esgoto sanitário. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, p. 120-129, 2012.

BOLÍVAR-CUARTAS, S. M.; CASTAÑO-MUÑOZ, D. L.; GUTIÉRREZ-FLÓREZ, O. D. Modelo Correlacional de Sólidos Suspensos Totais Presentes em Águas Residuais Domésticas Usando Análise de Turbidez. **Producción+ Limpia**, v. 16, n. 1, p. 186-197, 2021.

BRANDÃO, I. A. R. **Análise quanto ao uso de jardins flutuantes na redução de carga orgânica em uma estação de tratamento de esgoto**. 2021. 70f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia), Curso de Bacharelado em Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande - Paraíba - Brasil, 2021. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/23740>

BRANDT, E. M. F. et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 4: controle de corrosão e emissões gasosas. **Revista Dae**, [S.L.], v. 66, n. 214, p. 56-72, 2018. Revista DAE.

Brasil – CONAMA, 2005. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília.

Brasil – CONAMA, 2011. Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (BRASIL). **Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas/Agência Nacional de Águas**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017, 88 p il., 2017.

Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – Agostos de 2022. Brasília: SNS/MDR, 2022. 31 p.: il.

CASTRO, L. M. A. **Proposição de Metodologia para a Avaliação dos Efeitos da Urbanização nos Corpos de Água**. 2007. 297 f. Tese (Doutorado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 2016, v. 5, 379 p. ISBN 9788542301724

CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. PROSAB. Belo Horizonte, 2001. 544p.

COOPER D, GRIFFIN P, COOPER P (2008) Factors affecting the longevity of subsurface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. Chapter 17. In: Vymazal J (ed) Wastewater treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands, Institute of Systems Biology and Ecology Czech Academy of Sciences, Springer, pp 191–198

CORNELLI, Renata et al. Métodos de tratamento de esgotos domésticos: uma revisão sistemática. **Revista de estudos ambientais**, v. 16, n. 2, p. 20-36, 2015.

CORRÊA, G. L. P. Desenvolvimento e avaliação de um protótipo de colorímetro por imagens digitais. 2015. 83 f. 2015. Dissertação (Mestrado em Sistemas e Processos Industriais) - Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, Santa Cruz do Sul.

DA COSTA, I. B. C.; DE OLIVEIRA, S. M. L.; SANTOS, J. W. M. C. Avaliação da qualidade da água do reservatório de Manso através do sensoriamento remoto orbital (Landsat-5/tm). **Biodiversidade**, v. 11, n. 1, 2012.

DANELON, A. F.; AUGUSTO, F. G.; SPOLADOR, H. F. S. Water resource quality effects on water treatment costs: An analysis for the Brazilian case. **Ecological Economics**, v. 188, p. 107134, 2021.

DE ALMEIDA, R. et al. Biorreatores com membranas no tratamento de efluentes de refinaria de petróleo: estudo de caso. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 12, p. 28594-28604, 2019.

DE SOUZA, J. B. et al. Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de esgoto sanitário. 2012.

DEL-GUERCIO, A. M. F.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; FONTANETTI, C. S. Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto doméstico pelo teste do micronúcleo em *Oreochromis niloticus* (Cichlidae). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, p. 1121-1128, 2017.

DELLA GIUSTINA, S. V. et al. **Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator**

UASB. Engenharia Sanitaria e Ambiental, [S.L.], v. 15, n. 3, p. 257-266, set. 2010. FapUNIFESP (SciELO).

DEZOTTI, M. Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos: Volume 5 da Série Escola Piloto de Engenharia Química. Editora E-papers, 2008.

ELAHÉL, A. A. B. S. Avaliação da aplicabilidade de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) modificados para tratamento de esgoto doméstico. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

FERREIRA, C. F. C. Predição da demanda química de oxigênio (DQO) através da correlação com a cor do efluente hídrico de indústria de celulose. 2011.

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

FORESTI JUNIOR, M. P. et al. Determinação de sólidos totais dissolvidos por meio da Condutividade Elétrica. In: XXIX CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFLA, 29., 2016, Lavras. **Anais [...].** Lavras, MG, 2016.

GERAIS, Minas. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** **Diário do Executivo, Belo Horizonte**, v. 13, p. 26-32, 2008.

HAMMER, M. J.; JR HAMMER, M. J. **Water and Wastewater Technology.** 6 ed. New Jersey: Prentice Hall International Inc, 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 6ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 1050 p. 2011.

KANAN, C.; COTTRELL, G. W. Color-to-grayscale: does the method matter in image recognition? **PloS one**, v. 7, n. 1, p. e29740, 2012.

KATO, P. P. **Proposta de implantação de um sistema para controle da vazão de lançamento do efluente de uma indústria de ração animal a partir da análise de parâmetros especificados em legislação.** 2021. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

KHAN, A. A. et al. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, p. 1232-1251, 2011.

KWAK, Sang Kyu; KIM, Jong Hae. Statistical data preparation: management of missing values and outliers. **Korean journal of anesthesiology**, v. 70, n. 4, p. 407-411, 2017.

LIMA, L. C. **Tratamento do esgoto sanitário da Universidade Federal de Lavras, em estação piloto, objetivando sua caracterização, remoção de poluentes e cinética.** 2019. 178 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019

LOPARDO, N. Estudo hidrodinâmico e correlação com sólidos suspensos e turbidez na Lagoa Itapeva do litoral norte do estado do Rio Grande do Sul. 2002.

LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes.** 2015. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

LOURENÇÃO, J. Avaliação da resistência de microrganismos patogênicos à desinfecção sequencial com ozônio-radiação ultravioleta e cloro-radiação ultravioleta. **São Carlos**, 2009.

MAFRA, D. C. B. **Remoção de fósforo de efluente sanitário utilizando filtros com lodo de ETA.** 2020. 98 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2020.

MACKENZIE, L. D. **Water and wastewater engineering: Design principles and practice.** Ed. McGraw-Hill Companies. 2010.

MARCHAND, L. et al. Copper removal from water using a bio-rack system either unplanted or planted with *Phragmites australis*, *Juncus articulatus* and *Phalaris arundinacea*. **Ecological engineering**, v. 64, p. 291-300, 2014.

MARTINS, A. R. Representação do efeito de inibição enzimática reversível para o modelo cinético de Michaelis-Menten no estado transiente. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 18, p. 112-120, 2015.

MARTINS, E. T. D. Levantamento panorâmico do saneamento básico no município de Tamboril – CE. 2021. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Centro Universitário Unichristus. Fortaleza, 2021.

MATOS M. P. et. al. Clogging in constructed wetlands: estimation of medium porosity by ground-penetrating radar. Proceedings, 15th IWA international conference on wetland systems for water pollution control, IWA Gdansk, Poland, 3–9 September, vol 2, pp 625–640, 2016.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistemas Alagados Construídos.** 1ª Ed, Editora UFV, 2017, 371 p.

MATOS, M. P. et al. Clogging in constructed wetlands: indirect estimation of medium porosity by analysis of ground-penetrating radar images. **Science of the total environment**, v. 676, p. 333-342, 2019.

MELO JÚNIOR, A. S. Avaliação de coliformes fecais em wetlands. **Atas de Saúde Ambiental-ASA (ISSN 2357-7614)**, v. 7, p. 217-217, 2019.

MENDONÇA, A. M. **Confiabilidade dos parâmetros monitorados em águas por sonda multiparâmetros.** 2016. 89 f. 2016. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul.

METCALF & EDDY, Inc, **Wastewater engineering: treatment and reuse.** 4. ed. rev. New York: McGraw, 2003.

MONTEIRO, V. R. C. et al. Tratamento Terciário de Esgoto Sanitário Proveniente de Lagoa de Polimento Utilizando Sistema de Coagulação/Precipitação Seguido de Radiação Ultravioleta PDF. **Semina. Ciências exatas e tecnológicas**, v. 34, n. 1, p. 67-80, 2013.

MORAIS, I. L. H. **Aerobic granular sludge treatment of paper mill effluents**. 2011. 119 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal; Meio Ambiente e Conservação da Natureza; Silvicultura; Tecnologia e Utilização de) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. dos. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. 2019.

MORRIS, R. H.; KNOWLES, P. Measurement techniques for wastewater filtration systems. **Waste Water-Treatment and Reutilization**, p. 109-132, 2011.

NUNES, M. V. F. et al. Remoção de sólidos na estação de tratamento de esgotos da Universidade Federal de Lavras. In: XXIX CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFLA, 29., 2016, Lavras. **Anais [...]**. Lavras, MG, 2016.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. **LIRA, WS., and CÂNDIDO, GA., orgs. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa. Campina Grande: EDUEPB**, p. 213-232, 2013.

OLIVEIRA, L. T. S. de. Estudo de ampliação da estação de tratamento de esgoto da Penha. 2019. 145 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2019

Oliveira, S. C. Tratamento estatístico de dados ambientais: Apostila. UFMG, 137 p., 2012.
PAEZ, S. **Estudo da atividade metanogênica específica e microbiota de iodo proveniente de um reator UASB instalado na ETE-UFLA tratando esgoto sanitário**. 2019. 85 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

PEREIRA, J. de M. **Influência da água pluvial na ETE do campus central da UFRN**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

PIANOWSKI, E. H.; JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos. **Sanare: Revista Técnica da Sanepar**, v. 20, n. 20, p. 6-17, 2003.

PORTO, F. L. M. M. **Avaliação do uso da condutividade elétrica para monitoramento da remoção de sólidos dissolvidos na Estação de Tratamento de Esgotos da UFLA**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2018.

ROCHA, D. P. et al. Avaliação da viabilidade da implantação e operação de sistema UASB para tratamento de esgotos em escala centralizada no município de Paim Filho, RGS. 2021. b

ROCHA, L. G. da. Análise de dados de transientes obtidos por instrumentação em sistema de recalque de água na cidade de Porto Alegre. 2021. a

SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. de B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, p. 87-94, 2014.

SANTOS, R. R. et al. Monitoramento da eficiência do tratamento e detecção de SARS-COV-2 em esgoto do campus universitário da UFLA. In: XXXIV Congresso de Iniciação Científica da UFLA, 34., 2021, Lavras. **Anais [...]**. Lavras, MG, 2021.

SANTOS, R. R. **ANÁLISE COMPARATIVA DAS CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO UNIVERSITÁRIO COM O EFLUENTE SANITÁRIO DA CIDADE DE LAVRAS-MG**. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 36 p., 2022.

SATHE, S. M.; MUNAVALLI, G. R. Domestic wastewater treatment by modified bio-rack wetland system. **Journal of Water Process Engineering**, v. 28, p. 240-249, 2019.

SCHOBBER, P.; BOER, C.; SCHWARTE, L. A. Correlation coefficients: appropriate use and interpretation. **Anesthesia & Analgesia**, v. 126, n. 5, p. 1763-1768, 2018.

SILVA, A. R. da. Gestão dos riscos ocupacionais no manejo do lodo de estações de tratamento de esgotos e a NBR ISO 31000. 2019.

SOARES, J. dos S. **Sistemas alagados construídos do tipo Bio-Rack como tratamento simplificado de esgoto sanitário para soluções individuais**. 2021. 111 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2021.

UFLA. Plano de Desenvolvimento Institucional da UFLA 2021-2025. Versão 1.3. Lavras, 2022.

UFLA. Tratamento de esgoto. Dieretoria de Gestão da Qualidade e Meio Ambiente – DQMA. Disponível em: <<https://dqma.ufla.br/tratamento-esgoto>>. Acessado em 22 de agosto de 2022.

VILAS BOAS, A. H. **Uso experimental de câmeras digitais para o estudo da concentração de sólidos em suspensão em sistemas aquáticos continentais**. 2014. 81p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. v.1, 4ª edição, Editora UFMG, 2017, 472 p.

VON SPERLING, M.; LIMA, E. M. M. N.; DE ANDRADE MORAES, M. A. A simple field essay for detecting departures from expected performance in small-scale, remote or rural wastewater treatment plants. **Water Science and Technology**, v. 82, n. 7, p. 1380-1392, 2020.

Water Environment Federation - WEF; American Society of Civil Engineers - ASCE; Environmental Water Resources Institute - EWRI. **Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants** (ASCE/EWRI Manuals and Reports on Engineering Practice). McGraw-Hill, New York. 2005.