



GABRIELA DE LUZIA BARROS MESQUITA

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES CONDIÇÕES
OPERACIONAIS EM ESCALA DE BANCADA PARA
DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DA UFLA**

**LAVRAS – MG
2019**

GABRIELA DE LUZIA BARROS MESQUITA

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES CONDIÇÕES OPERACIONAIS EM ESCALA DE
BANCADA PARA DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DA UFLA**

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

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

Ms. Débora Ester Santos Fialho
Coorientadora

**LAVRAS – MG
2019**

GABRIELA DE LUZIA BARROS MESQUITA

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES CONDIÇÕES OPERACIONAIS EM ESCALA DE
BANCADA PARA DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DA UFLA**

**EVALUATION OF DIFFERENT OPERATING CONDITIONS ON BENCH
SCALE FOR DISINFECTION OF UFLA's EFFLUENT**

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

APRESENTADA em 24 de junho de 2019

Dra. Fátima Resende Luiz Fia	UFLA
Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi	UFLA
Dr. Mateus Pimentel de Mattos	UFLA
Ms. Débora Ester Santos Fialho	UFLA

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia

Orientadora

Ms. Débora Ester Santos Fialho

Coorientadora

**LAVRAS – MG
2019**

*Aos meus pais Mário e Soraya pelos esforços,
incentivos e carinho que permitiram que esse
sonho se realizasse e por serem o meu maior
exemplo de vida,*

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Departamento de Engenharia e ao Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, pela oportunidade.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro concedido.

À professora Fátima Resende Luiz Fia, pela orientação, paciência, ensinamentos, disposição para me ajudar e pelo empenho dedicado a mim e ao meu projeto. Posso dizer que minha formação, inclusive pessoal, não seria possível sem sua contribuição. Aos professores em geral, agradeço profundamente pela confiança, paciência e sabedoria compartilhadas durante todos esses anos de graduação.

À mestre Débora Ester Santos Fialho, pelas horas incansáveis trabalhando juntas, pela dedicação a mim e pela amizade sincera, sem os quais esse trabalho não seria possível.

Aos técnicos do laboratório do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária e da Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Lavras, em especial à Juliana de Oliveira Silva Giacoppo, pelo convívio e suporte, os quais tornaram a execução desse trabalho mais prazerosa e gratificante.

À Preserva Jr. e aos Engenheiros Sem Fronteiras - Núcleo Lavras, que se tornaram minhas primeiras experiências acadêmicas e me possibilitaram incontáveis aprendizados e inúmeras amizades ao longo dos anos.

À minha família por sua capacidade em acreditar e investir em mim. Aos meus tios e primos por sempre se fazerem presentes mesmo quando distantes e pela singular torcida. À minha mãe Soraya pelo cuidado e dedicação que deram, em alguns momentos, a esperança para seguir. Ao meu pai Mário, cuja presença significou a segurança e a certeza de que não estava sozinha nessa caminhada. Ao meu irmão Thiago pela parceria e admiração.

Ao Gustavo, a pessoa com quem amo compartilhar a vida. Obrigada pelo carinho, apoio e por sua capacidade de me trazer paz na correria do dia-a-dia.

Às amigas antigas e às novas feitas durante essa caminhada. Obrigada por se fazerem presentes em momentos de alegrias e de dificuldades, obrigada pela força, pelo companheirismo, pelas conversas, pelo apoio e pela característica única de sempre torcerem por mim.

Esse trabalho só foi possível graças ao esforço conjunto de todos vocês, saibam que serei eternamente grata!

MUITO OBRIGADA!

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.”

Arthur Schopenhauer

RESUMO

A elevada demanda de água para uso humano e industrial, associada à deterioração de corpos d'água pelo despejo de efluentes não tratados, tem promovido a busca constante por novas técnicas, viáveis e eficientes, de tratamento de águas residuárias, visando o desenvolvimento socioeconômico e a sustentabilidade ambiental. Nesse contexto, surge, como opção de tratamento terciário, a desinfecção de efluentes domésticos através de lâmpadas emissoras de radiação ultravioleta (UV). Trata-se de um tratamento físico aplicado como alternativa à cloração, já que não produz subprodutos tóxicos na água. Antecedendo a passagem do efluente pelo reator Ultravioleta, como uma alternativa para potencializar a desinfecção do efluente, tem-se o filtro lento de areia. Dessa forma, o estudo proposto objetivou avaliar a eficiência do uso de lâmpadas germicidas para a remoção de coliformes termotolerantes, bem como a determinação do melhor tempo de contato da lâmpada com o efluente, com e sem a passagem prévia do efluente pelo filtro lento de areia, sendo avaliadas duas taxas de aplicação superficial: de $150 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ e de $7,2 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$. A análise foi feita com uma única lâmpada de radiação ultravioleta (UV-C) germicida de 254 nm, acoplada a um sistema que permitia a entrada do efluente sanitário da ETE avaliada por fluxo de batelada. Os tempos de contato avaliados foram de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos. Os resultados revelaram que, para o efluente proposto, o melhor tempo de contato definido foi o de 50 segundos para coliformes termotolerantes, além disso, ao acoplar previamente o filtro de areia, a remoção foi maior para uma TAS de $7,2 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ e tempo de contato de 50 segundos, possibilitando uma inativação equivalente a 1,65 log. Através da abordagem experimental, concluiu-se que o sistema se mostrou eficiente para a remoção das variáveis estudadas, de tal forma que o efluente final está de acordo com os padrões estabelecidos pela legislação brasileira.

Palavras-chave: tratamento terciário, patógenos, radiação UV, esgoto sanitário, filtração lenta de areia.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 REFERENCIAL TEÓRICO	11
2.1 Contexto Mundial e Nacional	11
2.2 Saneamento e Saúde Pública	13
2.3 Tratamento de Efluentes	16
2.3.1 Filtração Lenta de Areia	19
2.3.2 Desinfecção Ultravioleta	21
3 METODOLOGIA	24
3.1 Caracterização ETE/UFLA	24
3.2 Reator Ultravioleta	25
3.3 Filtro de Areia	26
3.4 Análise Térmica	28
3.5 Análises Laboratoriais	28
3.6 Análises no R	28
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
4.1 Ensaio sem o Filtro de Areia	29
4.2 Ensaio com o Filtro de Areia	35
4.2.1 TAS=150 m ³ m ⁻² d ⁻¹	36
4.2.2 TAS=7,2 m ³ m ⁻² d ⁻¹	38
4.3 Análises Térmicas	39
5 CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS	42

1 INTRODUÇÃO

A elevada demanda de água para uso doméstico, industrial e agrícola tem provocado o crescente aumento do consumo de água doce e, conseqüentemente, a elevada produção de águas residuárias. Assim, no cenário atual, a finalidade dos projetos de saneamento está progressivamente associada ao contexto ambiental, que busca promover não só a saúde humana, como também, a conservação do meio físico e biótico. Desse modo, percebe-se a importância das questões situadas na interface entre os recursos hídricos e o saneamento ambiental. Entre essas questões destacam-se o tratamento, a disposição e a gestão adequada de efluentes, visando conciliar o desenvolvimento econômico à sustentabilidade ambiental e à manutenção da saúde pública.

Diante disso, a preocupação tange no que diz respeito à descarga incorreta de efluentes nos cursos de água, afetando seus usos posteriores, poluindo o meio ambiente e prejudicando a saúde humana. De acordo com o Instituto Trata Brasil, no País, atualmente, 44,92% do esgoto não é tratado, de forma que já são mais de 110 mil quilômetros de cursos de água pelo território nacional com qualidade comprometida pelo lançamento de efluentes sem tratamento (TRATA BRASIL, 2019). Como consequência da falta ou precariedade do saneamento, observa-se um elevado número de brasileiros acometidos por doenças de veiculação hídrica, uma vez que o contato humano com águas contaminadas é apontado como uma das principais fontes de disseminação de doenças. Em 2013, conforme o Ministério da Saúde (DATASUS, 2014) foram notificadas mais de 340 mil internações por infecções gastrointestinais no país. A fragilidade do sistema de saneamento brasileiro não afeta somente a saúde humana e a qualidade ambiental, como também a situação econômica. Ainda segundo o Instituto Trata Brasil (2019), a cada R\$1,00 investido em saneamento é gerada uma economia de R\$4,00 reais na saúde. Logo, a análise desses dados permite concretizar a importância que a desinfecção de águas residuárias assume na conjuntura brasileira atual, constituindo uma solução eficaz para a problemática apresentada.

A desinfecção de águas residuárias por radiação ultravioleta é um tratamento físico terciário que visa à remoção de organismos patogênicos pelo contato do efluente com a lâmpada germicida. Tal tratamento apresenta como ideia principal a emissão de UV-C (uma das faixas de comprimento da radiação UV), associada ao comprimento de onda de 254 nm ($472,3 \text{ kJ.mol}^{-1}$), para inativação de microrganismos, tornando-os debilitados para sobrevivência e inibindo sua reprodução (BILOTTA; DANIEL, 2012). A radiação UV é capaz de atravessar a parede celular dos microrganismos e romper sua estrutura de DNA ou RNA, de forma, muitas vezes, irreversível. Ao contrário da Cloração e Ozonização, que possuem elevado potencial para

formação de subprodutos tóxicos (compostos halogenados – trihalometanos - e bromato, respectivamente), a desinfecção por radiação Ultravioleta não gera resíduos nocivos na água. Além disso, é de simples manutenção e instalação e requer baixo espaço físico para seu funcionamento. Entretanto, tal sistema de desinfecção apresenta um elevado custo operacional, motivo pelo qual ainda é uma técnica pouco explorada em estações de tratamento de esgoto brasileiras.

Com o intuito de potencializar a ação desinfetante do reator UV, tem-se como alternativa a passagem anterior do efluente por filtros de areia. O filtro de areia é um dos métodos de tratamento mais antigos conhecidos, elaborado a partir da analogia com a percolação de água através do solo. Fundamentado nesse mecanismo, foi desenvolvido o filtro de areia lento, constituído pela fonte de alimentação do efluente, por uma camada de leito filtrante de areia, sustentada por uma camada de pedregulhos e pelo sistema de drenagem. A filtração lenta de areia (SSF) é uma tecnologia simples, que engloba processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo métodos de transporte, aderência e atividade biológica no meio filtrante.

Nessa perspectiva, o objetivo geral do presente trabalho foi realizar ensaios de desinfecção em um reator ultravioleta de bancada e determinar o melhor tempo de contato entre a lâmpada germicida e o efluente produzido na Universidade Federal de Lavras. Além disso, pretendeu-se também comparar a eficiência de desinfecção do efluente com e sem o acoplamento prévio do filtro de areia no sistema com a taxa de aplicação hidráulica utilizada na Estação de Tratamento de Efluentes da UFLA (ETE-UFLA) com demais taxas encontradas na literatura, a fim de verificar qual taxa aplicada proporciona a melhor remoção de microrganismos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Contexto Mundial e Nacional

A água é um recurso fundamental para a vida. Entretanto, devido ao crescimento populacional, industrialização, urbanização e ameaças de mudanças climáticas, a qualidade, a adequação e o gerenciamento de águas residuárias tornaram-se preocupações mundiais. A má qualidade dos efluentes dispostos em corpos receptores provoca a degradação da qualidade da água em rios, lagos e cursos, afetando o bem-estar humano e prejudicando questões econômicas e sociais (DIMAPILIS et al., 2018; NDULINI; SITHOLE; MTHEMBU, 2018).

A notoriedade dos serviços de água tratada e de oferta de saneamento na saúde das pessoas, no seu bem-estar e na melhoria das condições ambientais é amplamente reconhecida. Tais serviços são fundamentais à vida, impactando diretamente na saúde pública e no meio ambiente (DE MENDONÇA; DA MOTTA, 2005).

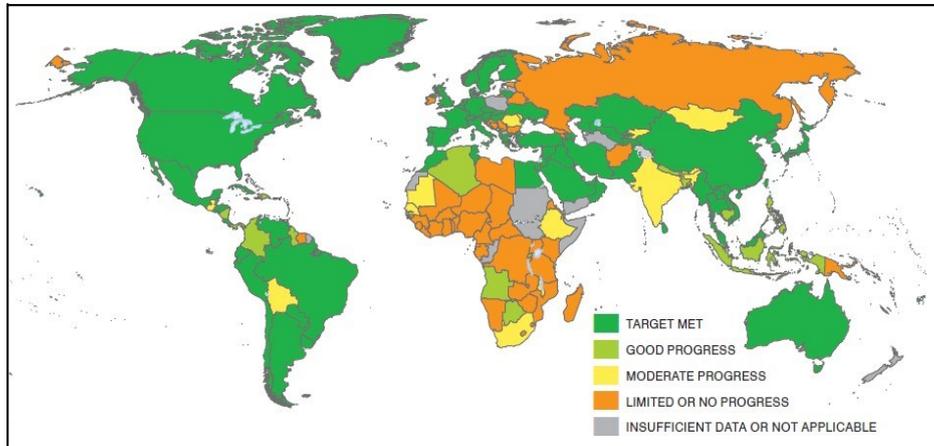
O saneamento básico, em especial, constitui um importante fato para a população em geral, sendo um direito de todos e vinculado à dignidade humana, ele está relacionado ao contexto cultural, ambiental e sanitário (SAKER, 2007). As ações de saneamento devem ser caracterizadas, principalmente, como ações de saúde pública, abrangendo projetos que visam melhorar a salubridade ambiental, o que inclui a oferta adequada de água em qualidade e quantidade, o gerenciamento sustentável de resíduos, a gestão das águas pluviais, o controle ambiental da proliferação de doenças e demais ações que busquem a promoção da saúde e da qualidade de vida (BRASIL, 2005). A inexistência de programas de saneamento básico também é refletida na economia, através de gastos elevados que visam combater propagação de doenças devido a condições insalubres de sobrevivência (FLORES et al., 2018).

Partindo para o contexto histórico, em 2000 os países membros das Nações Unidas assinaram o que mais tarde deu origem aos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM). A sétima meta descrita nesse documento visou reduzir, de 1990 até 2015, pela metade o número de pessoas sem acesso a água potável ou saneamento básico. Entretanto, muitos países enfrentaram dificuldades para alcançar essa meta, já que lutavam contra pobreza, instabilidade econômica e rápido crescimento populacional (UNICEF; WHO, 2015).

No cenário global, de acordo com a Organização Mundial da Saúde, apesar da maioria dos países desenvolvidos terem atingido acesso universal ao saneamento, o progresso do mesmo ainda está atrasado em muitos países em desenvolvimento, evidenciando as disparidades existentes no acesso. Em 2015, quase 700 milhões de pessoas não haviam alcançado a meta global estabelecida no ODM, além disso, 2,4 bilhões de pessoas ainda careciam de instalações de

saneamento melhoradas, com destaque para três regiões: África Subsaariana, Sul da Ásia e Leste da Ásia, como evidenciado pela Figura 1 (UNICEF; WHO, 2015).

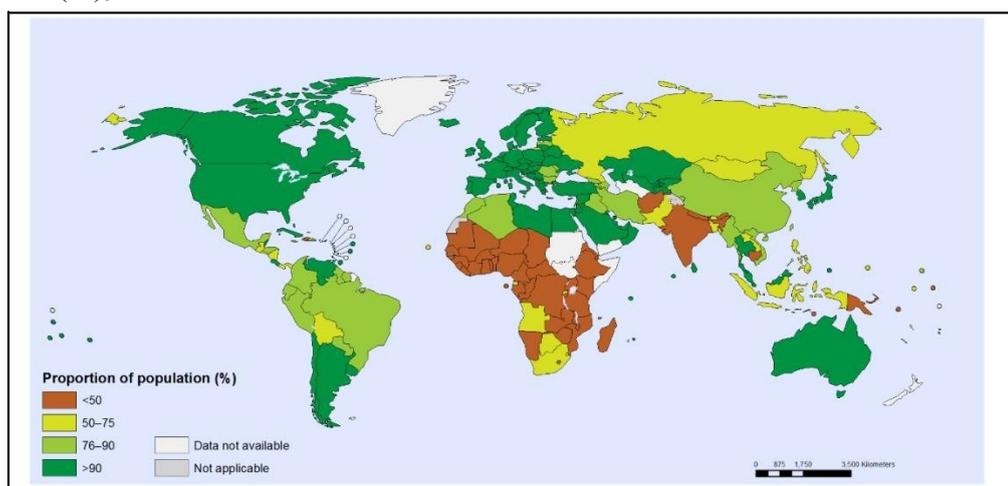
Figura 1 – Países divididos pelo alcance das metas estabelecidas nos ODM, em 2015.



Fonte: UNICEF; WHO, 2015.

Ainda nessa perspectiva, segundo o Observatório Mundial da Saúde, em 2015, 2,9 bilhões de pessoas tinham acesso a serviços de saneamento com segurança, ou seja, ao descarte de excrementos de forma segura e ambientalmente adequada. Nesse mesmo ano, como mostra a Figura 2, 2,3 bilhões de pessoas ainda utilizavam serviços precários de saneamento básico, enquanto que 892 milhões de pessoas usavam nenhum tipo de instalação sanitária e praticavam a defecação a céu aberto (UNICEF; WHO, 2015).

Figura 2 – Proporção da população global utilizando instalações melhoradas de saneamento (%), 2015.



Fonte: UNICEF; WHO, 2015.

No contexto nacional, a questão sanitária também é precária. No Brasil, o baixo acesso aos serviços de saneamento atinge especialmente as populações carentes, localizadas em

periferias ou áreas rurais, representando um padrão de desigualdade social. De acordo com a OMS, em 2017, apenas 38,6% da população brasileira tinha acesso a instalações adequadas de saneamento, enquanto que, no cenário urbano, o acesso era de 40,4%, tal qual explicitado pela Figura 3. Em relação à defecação a céu aberto, na área urbana 0% da população estava submetida a essa prática, enquanto que na área rural, essa porcentagem subia para 11% (UNICEF; WHO, 2017).

Figura 3 – Proporção de brasileiros com acesso a serviços de saneamento manuseados com segurança (*safely managed*), serviço básico (*basic service*), serviço limitado (*limited service*), serviço não melhorado (*unimproved*) e sem serviço (*no service*), em 2017.

Brazil	Sanitation		
	National	Rural*	Urban
	2015	2015	2015
Safely managed	39	-	40
Basic service	48	58	51
Limited service	1	1	1
Unimproved	11	30	8
No service	2	11	0

Fonte: UNICEF; WHO, 2017.

*Sem estimativas de serviços de saneamento manuseados com segurança (*safely managed*) disponíveis para a população rural, em 2017.

Frente a isso, é nesse âmbito que surgem as tecnologias e técnicas de gestão, tratamento e disposição final ambientalmente apropriada de efluentes e águas residuárias, visando garantir o acesso das populações a condições dignas de saneamento e abastecimento de água, promovendo a proteção ambiental, uma economia sustentável e a saúde pública.

2.2 Saneamento e Saúde Pública

A gestão adequada de efluentes domésticos é fundamental para garantir o bem-estar humano, uma vez que o seu mau gerenciamento pode acarretar consequências ambientais e, principalmente, problemas na saúde pública, evidenciando a estreita relação entre esses aspectos (DEILAMI et al., 2017). Historicamente percebe-se o enfoque do saneamento como uma prerrogativa para a manutenção da saúde pública, de forma que o viés ambiental passou a ser considerado apenas recentemente no Brasil (SOARES; BERNARDES; NETTO, 2002).

Antes de se considerar a conexão entre saneamento e saúde pública, faz-se necessário definir ambos os termos. Saneamento engloba não apenas a disposição de efluentes, como também uma ampla variedade de ações de saúde ambiental, como abastecimento de água, drenagem urbana, gestão de resíduos sólidos e até mesmo controle de doenças (CAIRNCROSS,

2018). Já saúde é definida, pela OMS (OMS, 1946), como “um estado de completo bem-estar físico, mental e social, e não apenas a ausência de doença ou enfermidade”. A melhoria das condições de saneamento está intrinsicamente associada à melhoria da saúde pública, uma vez que, mais do que evitar proliferação de doenças, o saneamento melhora o bem estar humano em demais dimensões, como conforto, conveniência, privacidade, segurança, status social e benefícios estéticos, promovendo o direito humano a uma qualidade de vida digna (CAIRNCROSS, 2018).

No que diz respeito à proliferação de doenças, os efeitos da falta de saneamento tornam-se substanciais. A exposição humana a efluentes aumenta o risco de diarreia, tracoma, esquistossomose e doenças associadas a microrganismos patogênicos, tais como déficit e comprometimento cognitivo ou morte. Para mulheres, torna-se ainda mais perigoso, face o risco de mortalidade materna e complicações na gestação (CARUSO et al., 2018).

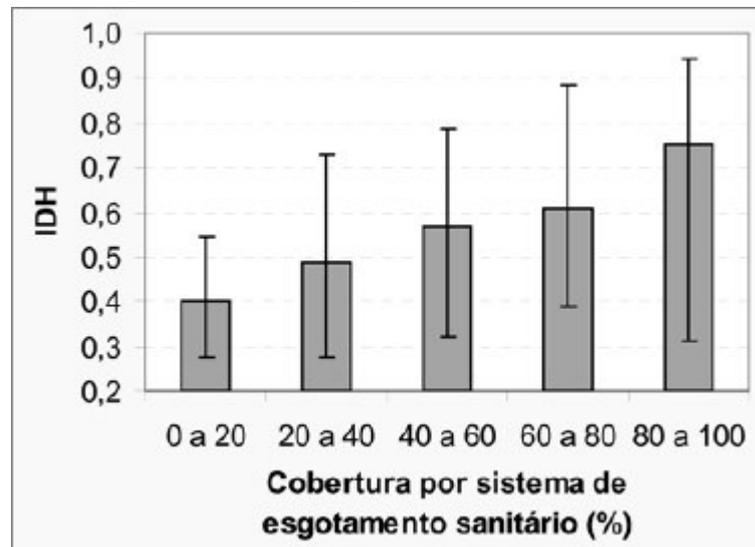
No cenário brasileiro, a contaminação de cursos d'água por falta de saneamento constitui um dos principais riscos à saúde pública, enfatizando, assim, a estreita ligação entre a qualidade da água e os diversos tipos de doenças que atingem as comunidades, em especial, aquelas não abrangidas por serviços de saneamento (LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005). Dentre as principais doenças relacionadas à precariedade de saneamento, destacam-se, para o Brasil, a cólera, infecções gastrointestinais, giardíase, febre tifoide, poliomielite, amebíase, esquistossomose e shigelose (MENDONÇA; MOTTA, 2005). Assim, para o contexto nacional, a relação de causalidade entre saneamento e epidemiologia é reconhecida pela legislação brasileira, na lei 8.080/90 (1990), art 3º, o qual destaca que:

Os níveis de saúde expressam a organização social e econômica do País, tendo a saúde, como determinantes e condicionantes, entre outros, a alimentação, a moradia, o saneamento básico, o meio ambiente, o trabalho, a renda, a educação, a atividade física, o transporte, o lazer e o acesso aos bens e serviços essenciais.

Libânio et al. (2005) realizaram um estudo relacionando o índice de desenvolvimento humano (IDH) e a existência de saneamento básico em alguns países. Um dos tópicos abrangidos pelo IDH é a expectativa de vida ao nascer, cuja temática está diretamente relacionada a condições de saúde e, conseqüentemente, ao saneamento ambiental, evidenciando, assim, o elo entre saneamento e desenvolvimento humano. Como apontado pela Figura 4, no Brasil foi verificado que os estados com piores indicadores sociais apresentam menores taxas de acesso a redes de saneamento, enquanto que, por outro lado, aqueles com melhores indicadores sociais apresentaram maiores taxas de acesso a redes de saneamento. Através do estudo, confirmou-se a necessidade de ações de melhoria das redes de saneamento para garantir o acesso

a condições dignas e salubres de desenvolvimento humano (LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005).

Figura 4 – Índice de Desenvolvimento Humano em 127 países, agrupados segundo os níveis de atendimento por sistemas de esgoto. Valores médios, mínimos e máximos.

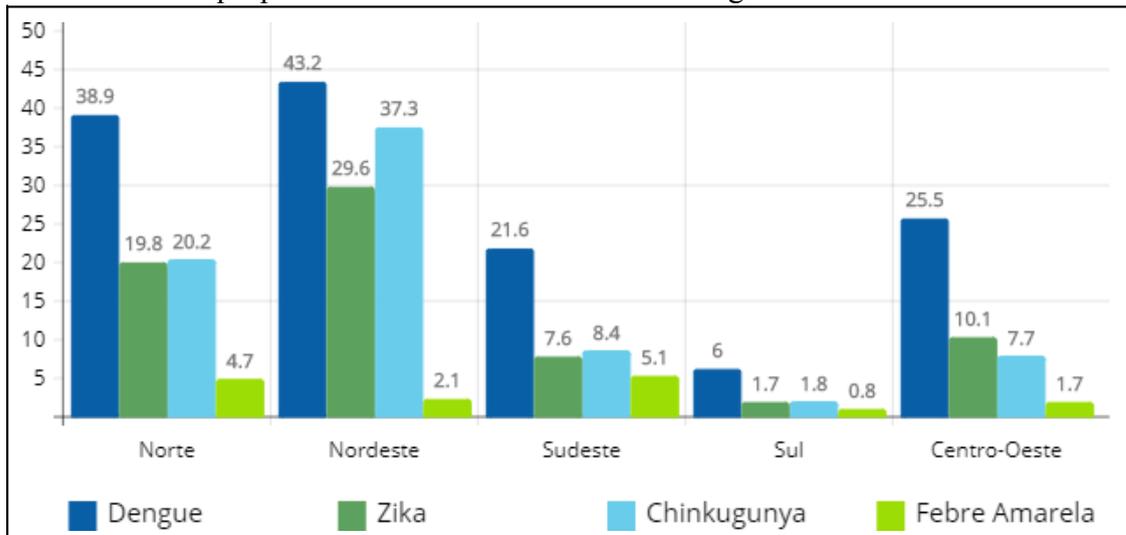


Fonte: LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005.

Apesar da comprovada relação entre melhoria de saúde pública e aumento da acessibilidade ao saneamento, no cenário mundial ainda são observadas péssimas condições sanitárias. O crescimento excessivo da população, a ocupação desordenada de centros urbanos, o lançamento de efluentes sanitários não tratados, a destinação final inadequada de resíduos sólidos e a falta de infraestrutura adequada são algumas das causas no país (LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005).

Dados revelam que mais da metade dos leitos hospitalares do mundo são ocupados por pessoas atingidas por doenças relacionadas com a água. Doenças diarreicas constituem mais que 4% da carga global de doenças, dos quais 90% estão relacionados à poluição ambiental, à falta de acesso a água potável segura e saneamento (CORCORAN et al., 2010). Na perspectiva nacional, de acordo com o instituto Trata Brasil (2019), se 100% da população tivesse acesso à coleta de esgotos haveria uma redução de 74,6 mil internações por infecções gastrointestinais no País. Além disso, há também o viés econômico: em 2015, o custo com horas não trabalhadas por internações gastrointestinais foi maior que 800 milhões de reais, evidenciando que o investimento na melhoria da gestão de águas residuárias proporciona retornos significativamente altos.

Figura 5 – Proporções de municípios com ocorrência de epidemias ou endemias causadas por vetores que possuem ciclo de vida relacionado à água.



Fonte: TRATA BRASIL, 2019.

Nessa perspectiva, o nível de qualidade da água pode ser obtido por diversos indicadores e, entre eles, destacam-se os indicadores biológicos para monitorar a poluição fecal da água, bem como a presença de outros patógenos microbiológicos. Entre os indicadores biológicos, as cepas patogênicas de *Escherichia Coli* são, tradicionalmente, as mais aplicadas para estudos de contaminação. A *Escherichia Coli* foi apontada, nos últimos séculos, como uma das principais causas de doenças gastrointestinais, além de ser reconhecida por sua alta versatilidade, o que a caracteriza como uma potencial causa para enfermidades listadas (PEDROSO et al., 2018; SCIENCES et al., 2010).

Diante de tais informações, enfatiza-se a necessidade da crescente implantação de sistemas de tratamento e destinação adequada de efluentes domésticos. A gestão ambientalmente adequada de águas residuárias, aliada ao fornecimento de redes de saneamento e à higiene pública é essencial para a promoção de uma boa saúde, segurança alimentar, desenvolvimento humano e geração de empregos. Como visto, o problema vai além da dimensão ambiental, englobando, também, os âmbitos sociais e econômicos, nos quais a falta de saneamento é verificada através de números expressivos e consequências críticas e que, portanto, devem ser contornadas.

2.3 Tratamento de Efluentes

As águas residuárias, atualmente, constituem um significativo problema enfrentado pela humanidade, decorrente do crescimento populacional e do desenvolvimento tecnológico (IBRAHIM; ASAL, 2017). Água residuária pode ser definida como a água descartada após o uso

doméstico, industrial ou comercial e que, a menos que seja tratada, não pode ser utilizada devido à presença de contaminantes. Ela é composta por uma combinação de nutrientes, materiais dissolvidos ou suspensos, produtos químicos e fatores biológicos (IBRAHIM; ASAL, 2017; MALIK et al., 2015).

Quando não tratadas, as águas residuárias e seus componentes tóxicos alcançam cursos d'água naturais, onde podem causar prejuízos à saúde pública e ao meio ambiente. A disposição inadequada de águas residuárias prejudica a diversidade biológica, a resistência natural e ainda a capacidade do planeta em fornecer serviços ecossistêmicos necessários ao desenvolvimento humano, afetando diversos setores da sociedade, tais como saúde, indústria, pesca, agricultura e turismo (CORCORAN et al., 2010).

Os nutrientes e contaminantes químicos presentes em efluentes atingem os cursos d'água naturais, onde causam danos significativos ao meio ambiente e à saúde humana (CORCORAN et al., 2010). Biofilmes microbianos de bactérias, vírus e protozoários, como a *Escherichia Coli*, podem sobreviver em descartes humanos e no material fecal (WHO, 2011). Além disso, a poluição dos cursos d'água por substâncias nutrientes pode acarretar no crescimento exponencial de algas e, conseqüentemente, ocasionar o processo de eutrofização, no qual microrganismos se proliferam e afetam a utilização normal e desejável da água, podendo consumir todo o oxigênio disponível no meio aquático, levando o ecossistema a uma condição anóxica. Também se destacam problemas como a desregulação endócrina em peixes pela presença de produtos farmacêuticos descartados juntos aos efluentes domésticos (MALIK et al., 2015).

Frente a esse problema, o tratamento de águas residuárias surge como alternativa para garantir o reuso da água, bem como para salvaguardar a saúde pública e o meio ambiente. Visto que a escassez de água afeta muitos países emergentes e em desenvolvimento, o aperfeiçoamento de tecnologias de tratamento da água tornou-se um dos principais focos de estudo da sociedade atual (LANGENBACH et al., 2010).

O tratamento de efluentes é o método pelo qual a água que foi utilizada e contaminada pelo homem ou pelo meio ambiente retorna a um padrão de qualidade desejável para seu lançamento em curso d'água ou para seu reuso. O tratamento pode abranger processos químicos, físicos ou biológicos, e ainda, a combinação dos mesmos.

O tratamento de águas residuárias pode englobar processos que ocorrem nos seguintes estágios: preliminar, primário, secundário e terciário. Os tratamentos preliminar e primário são de caráter físico, enquanto que os tratamentos secundário e terciário são de caráter físico, químico ou biológico (CAMPOS, 1999). Os tratamentos preliminares são caracterizados pela

filtração do efluente bruto por telas ou grades, onde as partículas sólidas grosseiras ficam retidas (MOTTERAN et al., 2013). Após o preliminar, o efluente segue para o tratamento primário, que consiste na remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos sedimentáveis do efluente filtrado, pelos processos de sedimentação e decantação (ARASHIRO et al., 2019). Nessa etapa também pode ser observada a remoção de matéria orgânica, com redução de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), apresentando eficiências em torno de 30% de extração de DBO (MALIK et al., 2015; FRANCISCO et al., 2014).

Já o tratamento secundário faz utilização de processos biológicos, a fim de decompor a matéria orgânica remanescente após o tratamento primário (MALIK et al., 2015). Assim, o tratamento secundário é caracterizado pela degradação biológica de componentes carbonáceos, como carboidratos, óleos e graxas e proteínas em compostos mais simples. O processo é realizado por bactérias que se reproduzem e têm sua massa aumentada pela quantidade de matéria orgânica biodegradada. Após a decomposição biológica, os sólidos produzidos em função do crescimento da biomassa devem ser removidos em unidades destinadas para esse fim, como lagoas de sedimentação, flotores, decantadores, entre outros (CAMPOS, 1999).

Por fim, o tratamento terciário ou avançado é a etapa que engloba qualquer processo que vai além dos passos anteriores. O tratamento terciário inclui todo tipo de purificação do efluente e, geralmente, exige tecnologias mais complexas, como a troca iônica e a osmose reversa, além de processos como nitrificação, desnitrificação e desinfecção, visando remover contaminantes específicos, como fósforo, nitrogênio e bactérias (CAMPOS, 1999; MALIK et al., 2015).

Figura 6 – Exemplo de sistema convencional de tratamento de efluentes.



Fonte: Adaptado de BILOTTA e DANIEL, 2012.

Apesar de o tratamento de águas residuárias ser reconhecido como um fator fundamental para a melhoria da qualidade de água, em 2010, o Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP) estimou que 90% do mundo em desenvolvimento lançava seus efluentes diretamente no meio ambiente sem qualquer tipo de tratamento (CORCORAN et al., 2010). No Brasil, estudos realizados em 2017 revelaram que 54% do esgoto produzido ainda não é tratado, de forma que nas regiões Norte e Nordeste, a porcentagem tratada não atinge 23% e 35%, respectivamente (SNIS, 2017). Tal fato ocorre, pois, a maioria das cidades em desenvolvimento não possui infraestrutura para tratamento de efluentes ou possuem infraestruturas precárias, incapazes de acompanhar o ritmo de crescimento das populações

urbanas. Para contornar tal situação, é necessário não apenas o investimento de capital, como também um planejamento abrangente e cuidadoso e uma gestão integrada de água e efluentes a níveis nacionais e municipais, englobando a gestão de ecossistemas, a eficiência agrícola, a produção e o tratamento de águas residuárias e o planejamento urbano (CORCORAN et al., 2010).

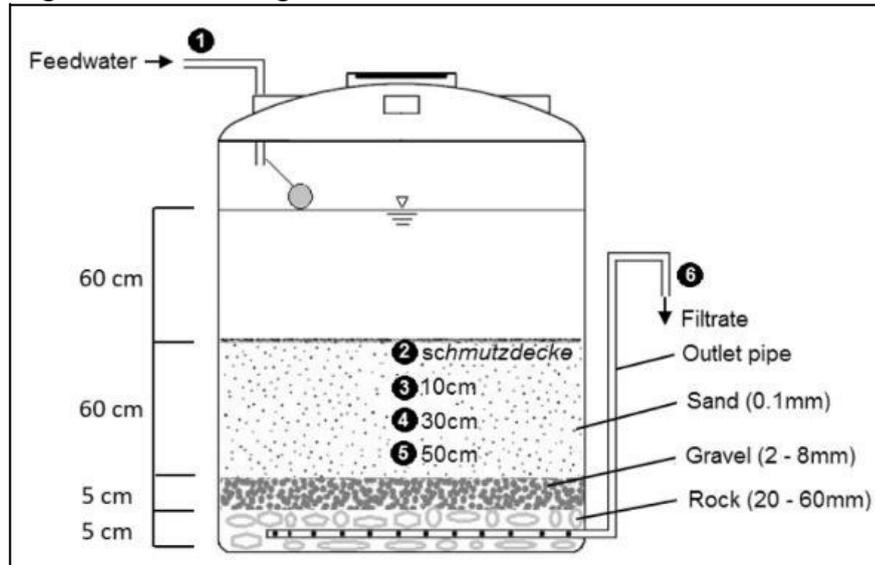
2.3.1 Filtração Lenta de Areia

A filtração lenta de areia (SSF) é um processo que se originou na Grã-Bretanha e que se assemelha a percolação natural da água através do solo, cuja configuração consiste em um leito de areia sustentado por uma camada suporte de seixos rolados. Apesar de ser um processo simples e eficiente, possui eficácia limitada pelas características físico-químicas das águas brutas (MURTHA; HELLER, 2003).

Como dito anteriormente, a filtração lenta de areia caracteriza-se como uma tecnologia simples, que tem sido empregada satisfatoriamente há mais de 200 anos. O filtro de areia combina processos físicos, químicos e biológicos, aliando os processos de filtração à biodegradação, visando à remoção de poluentes e patógenos. A funcionalidade dos filtros de areia está diretamente relacionada à qualidade da água bruta, aos parâmetros de projeto e à taxa de aplicação hidráulica. Para esse tipo de filtro são observadas algumas vantagens, tais como sua fácil construção e operação, sua manutenção simples e econômica, a não necessidade de retro lavagem, além do baixo requisito de produtos químicos ou de energia (LANGENBACH et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2019). Entretanto, algumas desvantagens também podem ser verificadas, como o rápido entupimento e necessidade de manutenção frequente (LATRACH et al., 2018).

Sob esse mesmo ponto de vista, a utilização de areia com diâmetros entre 0,1 mm e 0,35 mm nos filtros lentos confere elevada remoção de turbidez, sem a necessidade de adição de produtos químicos. Partículas pequenas como vírus também são retidas nesses filtros. As partículas que não são capazes de atravessar o filtro se acumulam na superfície, na forma de uma camada orgânica conhecida como *schmutzdecke*, onde ocorre intensa atividade biológica (OLIVEIRA et al., 2019). Dessa forma, o processo de filtração pode alcançar elevados níveis de tratamento, devido, principalmente, aos processos bioquímicos que ocorrem naturalmente no filtro, englobando alguns mecanismos de remoção microbiológica de contaminantes, tais como predação, limpeza, adsorção ou oxidação biológica (HAIG et al., 2011).

Figura 7 – Corte longitudinal de filtro lento de areia convencional.



Fonte: OLIVEIRA et al., 2019.

No cenário global, observa-se uma tendência de aplicação de filtros lentos de areia desde em pequenas comunidades rurais até em grandes cidades europeias. A utilização de filtros lentos de areia é documentada tanto em países em desenvolvimento, como em países desenvolvidos. Para a perspectiva nacional, apesar das condições climáticas favoráveis e da adequação da tecnologia à realidade socioeconômica brasileira, essa tecnologia ainda apresenta baixa utilização em detrimento aos processos convencionais de tratamento (MURTHA; HELLER, 2003).

Os filtros lentos de areia se apresentam em diversas nuances, destacando-se os filtros lentos de fluxo descendente, também chamados de convencionais, e os filtros de areia de fluxo ascendente (MURTHA; HELLER, 2003). No fluxo ascendente, a água é forçada, através de pressão, pelos leitos filtrantes, já no fluxo descendente, a água atravessa as camadas filtrantes por gravidade (HUISMAN; WOOD, 1974).

Encontram-se na literatura casos em que o filtro lento de areia foi utilizado para desinfecção de águas residuárias, apesar de a maioria dos projetos estudados ser baseada em tratamento de água bruta. Tais estudos apontam remoções de 0,3-3,5 unidades logarítmicas de coliformes totais, redução de 2 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes e ainda remoção de 2,3-3,7 unidades logarítmicas de *Escherichia Coli* (LANGENBACH et al., 2010). Londe e Paterniani (2003) encontraram remoções de coliformes totais e *Escherichia Coli* de efluentes de até 85% após a passagem pelo filtro de areia, o que tornou o efluente apto para uso em irrigação de culturas que não são ingeridas “in natura”. Marrara (2005) pontuou em seus estudos uma eficiência de remoção de até 90% para coliformes totais e de até 93% para coliformes termotolerantes, em tratamento com filtro de areia lento precedido por pré-filtro. Por

fim, a NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997) destaca que, para filtros de areia, a remoção de coliformes termotolerantes de águas residuárias pode alcançar uma eficiência de até 99% , quando em conjunto com um sistema de tanque séptico. Tais dados reafirmam a eficiência do filtro de areia lento, bem como seu potencial de aplicabilidade como modalidade de tratamento para os dias atuais.

2.3.2 Desinfecção Ultravioleta

Para os tratamentos terciários de águas residuárias existentes, destaca-se a desinfecção. Devido ao seu papel fundamental na proteção do meio ambiente e da manutenção da saúde pública, a desinfecção de águas residuárias surge como uma etapa primordial nos processos de tratamento (MANOLI et al., 2019). Além disso, a desinfecção também se torna necessária quando o objetivo é o aproveitamento do potencial de uso do efluente, especialmente, frente a episódios de escassez hídrica (PEDROSO et al., 2018). Como discutido anteriormente, os tratamentos primários e secundários são necessários para a remoção físico-química de contaminantes, mas a desinfecção faz-se necessária quando se deseja remover microrganismos, uma vez que estes podem ser patogênicos para humanos, animais e culturas (CARRÉ et al., 2018).

A desinfecção abrange tanto processos químicos (como cloração e ozonização) como físicos (por exemplo, luz ultravioleta, calor e filtração por membrana). A inativação microbiana ocorre, pois tanto a concentração do desinfetante como o tempo de contato estão ambos relacionados à exposição dos patógenos a um agente germicida (AFSHARNIA et al., 2018; MANOLI et al., 2019).

Como opção de processo desinfetante, a cloração ainda é muito utilizada, devido ao baixo preço dos compostos clorados, à sua fácil aplicação e à sua elevada eficácia. Entretanto, a reação química entre cloro e matéria orgânica gera subprodutos tóxicos e nocivos à saúde humana e ao meio ambiente (SALMERÓN et al., 2019). Quanto à ozonização, também se trata de um processo considerado eficiente para desinfecção e remoção de micropoluentes. Contudo, a ozonização possui certas desvantagens, sendo elas: o elevado potencial de formação de subprodutos tóxicos (ácidos e aldeídos), mineralização restrita, seletividade limitada para reação com o ozônio e, ainda, baixas constantes de reação (KOLOSOV; PEYOT; YARGEAU, 2018). Frente à necessidade do emprego de uma tecnologia que sane os obstáculos citados acima, surge a radiação ultravioleta (UV) como alternativa.

A desinfecção por lâmpadas ultravioletas ocorre através de mecanismos que envolvem formação de danos no DNA bacteriano após a exposição à radiação, impedindo, assim, a replicação e transcrição da fita de DNA em RNA, acarretando, conseqüentemente, em morte

celular (WEN et al., 2019). No RNA, as mudanças são menos expressivas, uma vez que este se encontra no interior da célula em várias formas, possibilitando sua reparação. Quanto ao DNA, por se tratar de uma carga genética única, geralmente ele se torna alvo de danos irreversíveis, ocasionados pela dimerização de bases nitrogenadas, impedindo a transcrição e replicação do mesmo e originando organismos enfraquecidos e não capazes de se reproduzirem e sobreviverem (BILOTTA; DANIEL, 2012; WEN et al., 2019).

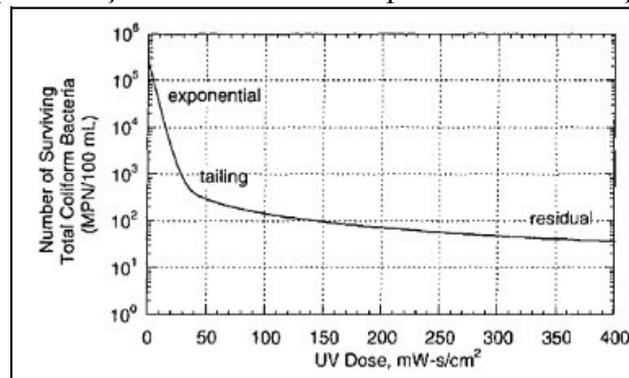
A radiação ultravioleta tornou-se predominante e amplamente aplicada nos últimos anos, devido a uma série de vantagens que sua utilização traz: a elevada eficiência contra uma grande gama de patógenos, englobando vírus, bactérias e protozoários; a baixa formação de subprodutos tóxicos e potencialmente cancerígenos; e a sua facilidade de operação (BILOTTA; DANIEL, 2012; PEDROSO et al., 2018). Trata-se de um tratamento considerado ambientalmente amigável, não corrosivo e que não gera resíduos, além de ser de uma tecnologia robusta, economicamente viável e de baixo espaço requerido para sua implementação (CARRÉ et al., 2018; NGUYEN et al., 2019; WEN et al., 2019).

Sob outro ponto de vista, também são observadas desvantagens na utilização de lâmpadas emissoras de radiação UV. Muitos microrganismos possuem a capacidade de reparar os danos causados pela radiação através de dois mecanismos principais: a fotorreativação (dependente de luz) e a reparação escura (independente de luz). No caso da tecnologia ultravioleta, a fotorreativação se destaca como o fenômeno predominante, no qual a atividade de reparação dos microrganismos reduz a eficiência da desinfecção e compromete a confiabilidade do tratamento (PEDROSO et al., 2018; WEN et al., 2019).

Nesse contexto, para o controle da reabilitação microbiana, a dosagem de UV é uma variável chave, devendo ser considerado um tempo suficiente para impedir a viabilidade das células patogênicas. A dosagem de radiação aplicada é definida pelo produto entre a intensidade de radiação e o tempo de exposição do efluente à radiação ultravioleta (BILOTTA; DANIEL, 2012). Estudos relatam que doses de UV de 15 mJ cm^{-2} foram suficientes para que não houvesse fotorreativação de *Escherichia Coli* (GUO et al., 2009), também foram reportados casos em que a fotorreativação de bactérias reduz após o tratamento com doses de UV-C mais elevadas (SANZ et al., 2007).

Doses mais elevadas de UV também podem ser necessárias em águas com elevada concentração de sólidos suspensos, em efluentes com elevada contaminação por microrganismos e ainda em casos em que os microrganismos se apresentam muito resistentes ao ataque da radiação (BILOTTA; DANIEL, 2012). A relação característica entre dose de UV aplicada e a inativação de coliformes pode ser conferida na Figura 8.

Figura 8 – Típica relação entre a dose UV aplicada e a inativação de coliformes.



Fonte: EMERICK et al.,1999.

Outro fator que compromete a eficiência da desinfecção UV é a presença de partículas suspensas. As partículas podem refletir e difundir a luz, reduzindo a transmitância UV na água e, conseqüentemente, a aplicabilidade do tratamento (CARRÉ et al., 2018). A elevada concentração de sólidos em suspensão (concentrações acima de 100 mg L⁻¹) provocam um efeito de bloqueio, dificultando o caminho da radiação até os microrganismos alvos, casos como este faz-se necessário o aumento da dosagem da radiação UV (BILOTTA; DANIEL, 2012). Além disso, nota-se também a incorporação de microrganismos no material particulado, formando flocos maiores. Esses flocos maiores e mais compactados tendem a proteger as bactérias em geral da ação germicida (CARRÉ et al., 2018).

Visando à perspectiva nacional, destaca-se que a radiação UV ainda é pouco aplicada para o tratamento de efluentes, fato decorrente, possivelmente, da baixa qualidade das águas residuárias produzidas nas estações de tratamento, especialmente no que diz respeito aos parâmetros de turbidez e presença de sólidos, o que dificulta a ação germicida da lâmpada UV. (PEDROSO et al., 2018).

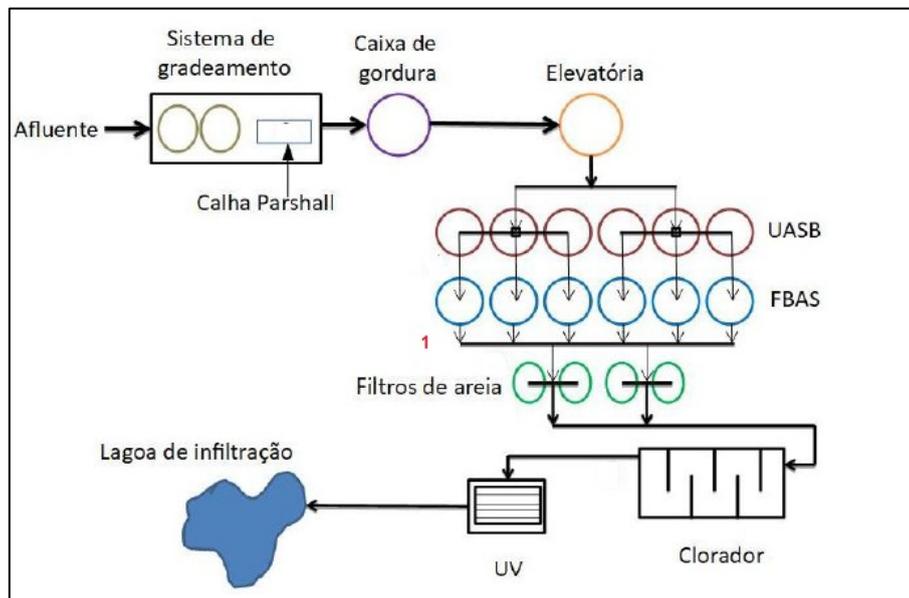
3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização ETE/UFLA

A Universidade Federal de Lavras é uma instituição de ensino que atua na área de graduação e pós-graduação, nos ramos de pesquisa, extensão e ensino, em, praticamente, todas as áreas de conhecimento (UFLA,2016). Dentre as instalações presentes na UFLA, destaca-se, para este trabalho, a Estação de Tratamento de Esgotos (ETE/UFLA), localizada no Campus Universitário.

A Estação tem capacidade de receber $800 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ de efluentes e combina processos físicos, químicos e biológicos para fazer o tratamento do efluente. A ETE/UFLA é composta por reatores anaeróbios do tipo UASB, seguidos de sistema aeróbio tipo FBAS (Filtro Biológico Aerado Submerso), tendo o filtro de areia e a cloração seguida de sistema de radiação ultravioleta para desinfecção. Durante a realização dos experimentos, os filtros de areia, bem como a cloração e a radiação ultravioleta, encontravam-se em manutenção. (FIALHO, 2018)

Figura 9 – Esquema de tratamento presente na ETE/UFLA.



Fonte: adaptado de FIALHO, 2018.

Assim, para o presente trabalho, os ensaios foram realizados com amostras coletadas depois da passagem do efluente pelo FBAS, no ponto 1, de acordo com a figura 9. Como o filtro de areia e a desinfecção ultravioleta estavam em manutenção, foram feitos reatores em escala de bancada simulando as condições de passagem do efluente pelas duas estruturas.

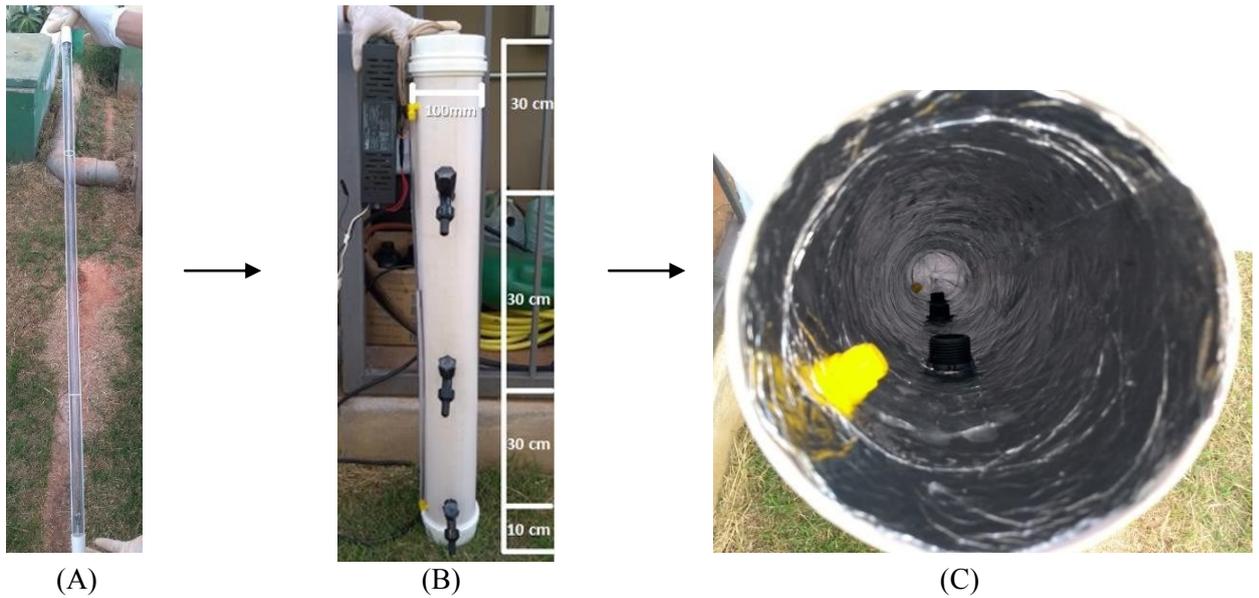
Para simular as condições presentes na ETE/UFLA, levaram-se em consideração as dimensões e as configurações em escalas reais do filtro de areia e do reator de desinfecção UV da estação. Para tal, vale destacar que o filtro de areia possui comprimento de 1,55 m e área superficial de 2,4 m², com capacidade de receber uma taxa de aplicação superficial (TAS) de 150 m³ m² d⁻¹. Já a desinfecção UV é composta por um arranjo de 20 lâmpadas de 75 W, cada qual revestida por um tubo de quartzo e disposta na horizontal, permitindo a entrada de fluxo contínuo.

3.2 Reator Ultravioleta

Os ensaios experimentais de desinfecção por radiação ultravioleta foram realizados em um reator construído em escala de bancada. O reator foi produzido em PVC, com capacidade máxima de 7,8 L e as seguintes dimensões: 1 metro de altura e 100 mm de diâmetro. A lâmpada emissora de radiação UV foi acoplada na tampa do reator, dentro de um tubo de quartzo e ficou verticalmente submersa no efluente amostrado, possibilitando a entrada do fluxo por batelada e facilitando a conexão elétrica da lâmpada. Apesar de no reator da ETE/UFLA as lâmpadas estarem em posição horizontal, a lâmpada utilizada no reator de bancada era do mesmo comprimento que lâmina d'água, de forma que a radiação ultravioleta atingiu todo o efluente amostrado. Na parte externa do reator foi acoplada uma mangueira de nível e três torneiras de saída, sendo a primeira posicionada a 10 cm do fundo e as demais 30 cm umas das outras. Internamente, o reator foi completamente revestido de papel alumínio, com o intuito de simular as condições de reflexão presentes do reator da Estação de Tratamento de Efluentes da UFLA que é de aço inox. A lâmpada do reator de bancada foi idêntica à utilizada pela estação, da marca PHILIPS, modelo TUV36T5 HO 4P SE e potência de 75 W e comprimento de onda de 254 nm.

O experimento foi conduzido em três eventos, de forma que foram avaliados seis pontos, sendo eles: antes da passagem do efluente pela radiação UV e após o contato com lâmpada UV por 10 (tempo de projeto da ETE), 20, 30, 40 e 50 segundos. As amostras foram obtidas pela retirada do efluente da torneira em posição intermediária.

Figura 10 – Lâmpada Philips 75 W (A) utilizada no experimento, acoplada ao reator de PVC (B), revestido internamente por papel alumínio (C).



Fonte: Do autor.

3.3 Filtro de Areia

Após esses primeiros ensaios, foram realizados outros dois ensaios nos quais o efluente passou previamente pelo filtro de areia. O dimensionamento do filtro em escala de bancada foi feito com base nas condições da caixa de filtração da ETE/UFLA, que, como mencionado anteriormente, possui altura de 1,55 m, área superficial de 2,4 m², com capacidade para TAS de 150 m³m⁻²d⁻¹. Assim, para o presente estudo foi considerada uma porosidade de 0,4 (areia fina) e, através da equação 1, foi possível encontrar o número de volume de poros de 242.

$$nVp = \frac{Q}{V_{\text{poros}}} \quad (1)$$

Encontrado o número de volume de poros, foi possível usá-lo para o dimensionamento do filtro em escala de bancada, por meio das equações 2 e 3, através das quais foram obtidos o volume útil de passagem do efluente e, em seguida, o volume total do reator de bancada.

$$nVp = \frac{Q}{V_{\text{útil}}} \quad (2)$$

$$V_{\text{total}} = \frac{V_{\text{útil}}}{\text{porosidade}} \quad (3)$$

Realizados os cálculos, foi possível construir o filtro de areia em escala de bancada, em PVC, com as seguintes dimensões: 50 cm de altura e 100 mm de diâmetro.

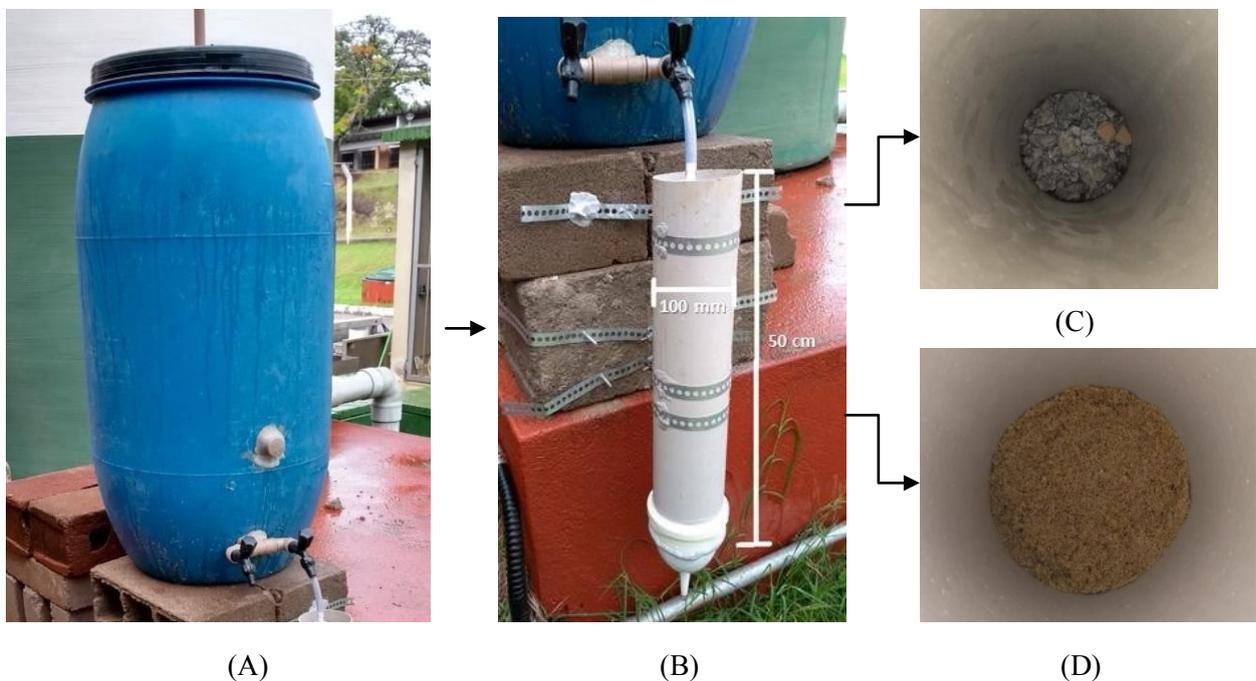
Em relação ao material suporte e ao meio filtrante, foram adicionadas uma camada de 5 cm pedra britada de tamanho zero e uma camada de 25 cm de areia com granulometria fina (diâmetro do grão entre 0,05 e 0,3 mm), respectivamente.

No fundo do tubo de PVC foi adicionado um funil de 5 cm de altura e 100 mm de diâmetro para facilitar a coleta do afluente. A fim de reter pedregulhos e partículas sólidas brutas, foram inseridos dois ralos de cozinha, um ao final do filtro e outro ao final do funil.

O sistema de alimentação do filtro foi composto por uma bombona de 500 litros e por uma torneira que permitia a saída do efluente. Junto à tampa da bombona foi acoplado um tudo de PVC, caracterizando um Sistema de Mariotti, o que possibilitou manter constante a vazão do efluente pela torneira. Vale destacar que antes de se fazerem as coletas, o sistema de alimentação ficou ligado por uma semana para promover o desenvolvimento de atividade biológica no leito filtrante.

Dessa forma, foram realizados dois ensaios no filtro de bancada, a duas taxas de aplicação superficiais diferentes. No primeiro ensaio foi adotada uma TAS de $150 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, tal qual o que determina o projeto da ETE/UFLA. Para o segundo ensaio, foi atribuída uma TAS de $7,2 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, de acordo com o recomendado em literatura para desinfecção de água bruta (MURTHA; HELLER, 2003).

Figura 11 – Bombona de alimentação do filtro (A), filtro em escala de bancada com as respectivas dimensões (B), internamente preenchido por uma camada de 5 cm de brita zero (C) e por uma camada de 25 cm de areia fina (D).



Fonte: Do autor

3.4 Análise Térmica

A fim de verificar a influência da temperatura na inativação de coliformes, foi realizada uma análise térmica do reator ultravioleta com o auxílio de uma câmera termográfica da marca FLIR modelo E50. O estudo térmico foi realizado antes de o reator ser ligado, e ligado após 10, 20, 30, 40 e 50 segundos.

Figura 12 – Câmera termográfica FLIR modelo E50 utilizada nas análises térmicas.



Fonte: Do autor.

3.5 Análises Laboratoriais

Coletadas as amostras, foram feitas as análises de coliformes totais e termotolerantes, cor, turbidez e pH, em laboratório. As análises e a quantificação de coliformes foram feitas de acordo com a metodologia descrita pelo “Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater” (APHA,2005).

3.6 Análises no R

Também foram realizadas análises de correlação entre as variáveis estudadas. Os dados foram tratados através de um ambiente de software livre para computação estatística e gráficos, o RStudio. A versão do R utilizada foi a 3.5.1, enquanto a do RStudio foi 1.1.456. As principais funções utilizadas foram “cor ()”, “cor.test ()” e a “corrplot ()”.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Ensaio sem o Filtro de Areia

Primeiramente, foram realizados três ensaios sem o filtro de areia antecedendo o reator ultravioleta. A redução logarítmica de coliformes foi estimada de acordo com o Modelo Chick Watson (NGUYEN et al., 2019), evidenciado pela equação 4:

$$\text{Redução Logarítmica} = \text{Log} \left(\frac{C_0}{C} \right) \quad (4)$$

Observando a Equação 4, C_0 indica a concentração inicial de coliformes (após a passagem pelo FBAS e antes da passagem pelo reator) e C a concentração final (após o tempo de contato de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos). Realizadas as análises, obtiveram-se os seguintes resultados para coliformes totais e coliformes termotolerantes:

Tabela 1- Contagem de coliformes totais e termotolerantes (repetições 1, 2 e 3, e média geométrica \pm desvio padrão) remanescentes em NMP/100 mL e redução logarítmica ($\text{Log } C_0/C$), com tempo de contato de 0, 10, 20, 30, 40 e 50 segundos.

Tempo de contato	CT (NMP/100 mL)			CTerm (NMP/100 mL)		
	Repetições	Média \pm DP	Log (C_0/C)	Repetições	Média \pm DP	Log (C_0/C)
0"	17x10 ⁵			2,2x10 ⁴		
	4,9x10 ⁵	(11,6 \pm 6,1) x 10 ⁵	-	3,3 x10 ⁴	(2,93 \pm 0,64) x 10 ⁴	-
	13 x10 ⁵			3,3 x10 ⁴		
10"	4,6 x10 ⁵			1,7 x10 ⁴		
	1,3 x10 ⁵	(2,4 \pm 1,9) x 10 ⁵	0,7	0,023 x10 ⁴	(0,81 \pm 0,84) x 10 ⁴	0,6
	1,3 x10 ⁵			0,7 x10 ⁴		
20"	0,46 x10 ⁵			0,094 x10 ⁴		
	0,33 x10 ⁵	(0,4 \pm 0,075) x 10 ⁵	1,5	0,023 x10 ⁴	(0,30 \pm 0,42) x 10 ⁴	1,0
	0,33 x10 ⁵			0,79 x10 ⁴		
30"	1,3 x10 ⁵			1,1 x10 ⁴		
	0,33 x10 ⁵	(0,7 \pm 0,52) x 10 ⁵	1,2	0,0045 x10 ⁴	(0,53 \pm 0,56) x 10 ⁴	0,7
	0,49 x10 ⁵			0,49 x10 ⁴		
40"	0,23 x10 ⁵			2,3 x10 ⁴		
	0,079 x10 ⁵	(0,2 \pm 0,12) x 10 ⁵	1,8	0,002 x10 ⁴	(0,82 \pm 1,28) x 10 ⁴	0,6
	0,33 x10 ⁵			0,17 x10 ⁴		
50"	0,79 x10 ⁵			0,22 x10 ⁴		
	0,49 x10 ⁵	(0,6 \pm 0,17) x 10 ⁵	1,3	0,0018 x10 ⁴	(0,13 \pm 0,11) x 10 ⁴	1,4
	0,49 x10 ⁵			0,17 x10 ⁴		

Fonte: Do autor.

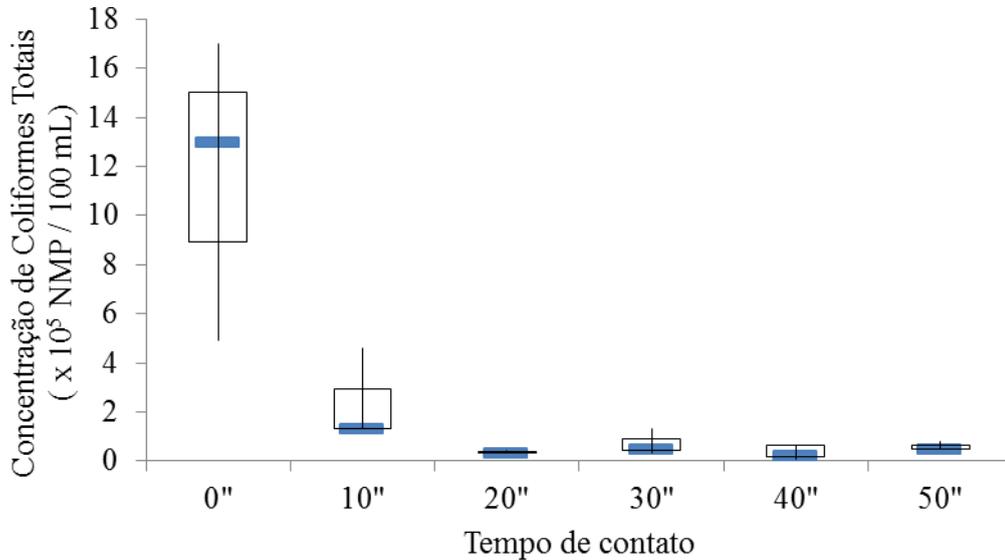
Para os valores obtidos, observa-se que para coliformes totais, a remoção foi de 79,3%, 96,6%, 94,0%, 98,3% e 94,8% para os tempos de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos, respectivamente, com redução de 0,7; 1,5; 1,2; 1,8 e 1,3 log para os mesmos tempos. Já para coliformes termotolerantes, a remoção foi equivalente 72,4%, 89,8%, 81,9%, 72% e 95,6% para os tempos de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos, com redução de 0,6; 1,0; 0,7; 0,6 e 1,2 log.

Bilotta e Daniel (2012) realizaram estudos nos quais encontraram reduções de 1,12 log e 1,30 log de *Escherichia Coli* e coligafos para tempos de contato de 60 e 120 segundos, em um arranjo de 6 lâmpadas de 15 W cada . Comparando os resultados, evidencia-se que o aumento do tempo de contato não corresponde necessariamente ao aumento da redução de coliformes na mesma proporção, visto que, nesse trabalho, para coliformes totais, a partir de 50 segundos a redução foi menor que para 40 segundos e algo semelhante foi observado por Bilotta e Daniel (2012), cuja diferença de 1 minuto de exposição resultou em uma redução de apenas 0,18 log da população de bactérias. Wen et al. (2019), também verificaram que, para *Escherichia Coli*, nos tempos de contato de 20, 40, 60, 80, 110, 140 e 180 segundos a remoção foi de 2,1, 3,1, 4,2, 4,5, 6, 6, e 6 log, respectivamente, com destaque para os tempos de 110, 140 e 180 segundos, nos quais o aumento da dose não interferiu da taxa de inativação. O fenômeno descrito acima ocorre, provavelmente, devido à capacidade de fotorreativação das bactérias, de forma que a partir de uma determinada dose, a tendência é de constância da inativação por radiação UV, observando-se baixas ou nenhuma variação.

Para o tempo de projeto do reator ultravioleta da ETE que é de 10 segundos, observou-se a menor taxa de remoção de coliformes totais (de 79,3% em relação ao tempo zero) e termotolerantes (de 72,4% em relação ao tempo zero), provavelmente devido ao baixo tempo de exposição e, conseqüentemente, à baixa dose à qual os microrganismos ficam expostos, visto que para uma mesma lâmpada, a dose aumentará proporcionalmente ao aumento do tempo de contato.

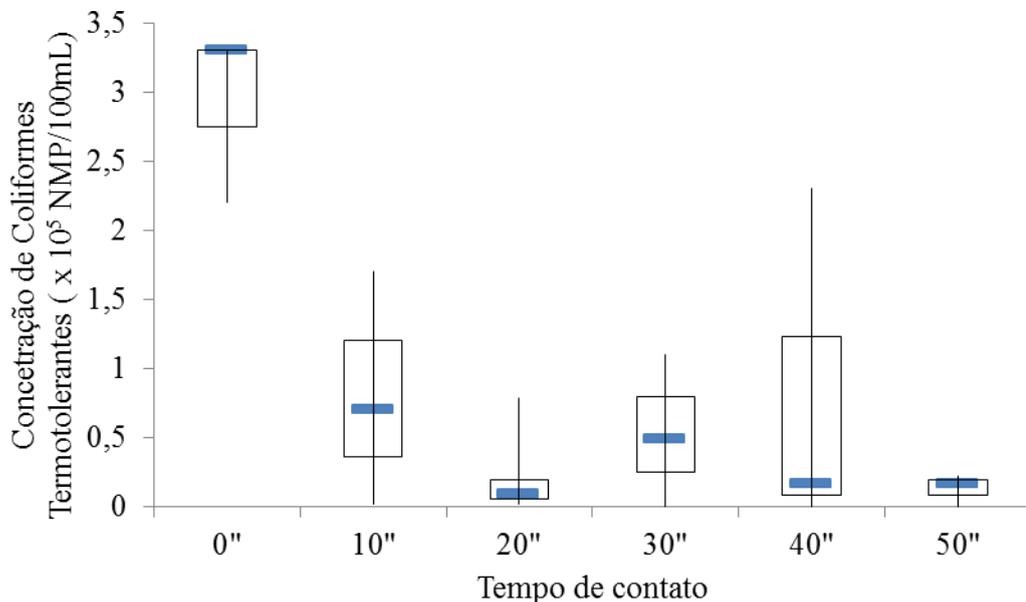
A fim de avaliar os dados estatisticamente, com os resultados das populações remanescentes de coliformes totais e termotolerante, foram tiradas as medidas descritivas entre as repetições, sendo elas: mediana (segundo quartil), valor máximo, valor mínimo, primeiro quartil e terceiro quartil. Com tais medidas, foram plotados os seguintes gráficos tipo boxplot:

Figura 13 – Gráfico boxplot para a população remanescente de coliformes totais, nos tempos de 0, 10, 20, 30, 40 e 50 segundos.



Fonte: Do autor.

Figura 14 – Gráfico boxplot para a população remanescente de coliformes termotolerantes, nos tempos de 0, 10, 20, 30, 40 e 50 segundos.



Fonte: do autor

Observando a Figura 13, nota-se que o tempo zero foi o que apresentou maior dispersão entre os valores, ou seja, maior quantidade de valores distantes do valor central (mediana), o que indica elevada variabilidade entre as repetições realizadas para esse tempo. Em relação aos tempos de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos, a dispersão entre os valores foi menor, de forma que todos os valores ficaram aglomerados em um pequeno intervalo, indicando que os valores obtidos

nas repetições foram próximos entre si, variando de 0 a 4×10^5 NMP/100 mL para 10 segundos e de 0 a 2×10^5 NMP/100 mL para os demais tempos de contato.

Por outro lado, ao analisar a Figura 14, percebe-se que nos tempos zero, 10, 30 e 40 segundos houve elevada dispersão entre os valores, o que permite inferir que as repetições variaram muito entre si. Em contrapartida, para os tempos de 20 e 50 segundos, a dispersão entre os valores foi baixa, que ficaram aglomerados no intervalo de 0 a 1×10^5 NMP/100 mL e de 0 a $0,5 \times 10^5$ NMP/100 mL, respectivamente.

Os casos em que se observaram elevadas variações entre as repetições (elevado grau de dispersão) ocorreram, possivelmente, por se tratar de um estudo realizado com efluente sanitário e que, portanto, tem suas características alteradas constantemente. Outra possível explicação é atribuída ao fato do estudo ser realizado com bactérias e, logo, organismos vivos, cujo ciclo de vida, apesar de monitorado, não pode ser totalmente controlado.

Além dos gráficos boxplot, foi realizada a análise estatística, pelo teste de Tukey, utilizando três repetições e nível de 5% de significância (α), cujos resultados podem ser conferidos na Tabela 2.

Tabela 2- ANOVA do método de remoção de Coliformes Totais e Termotolerantes.

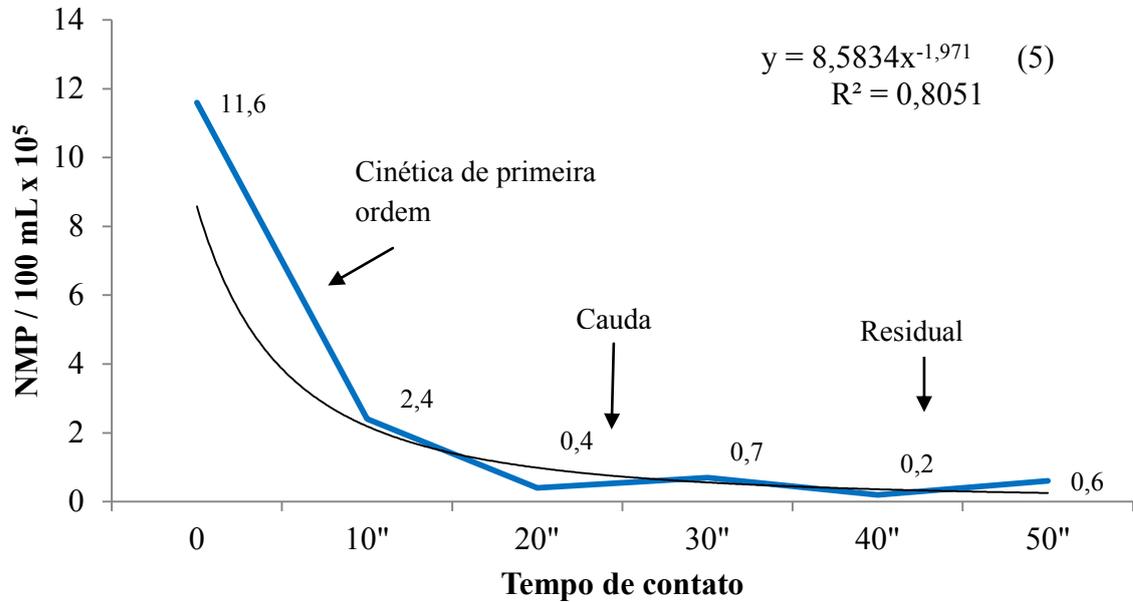
	Fonte de Variação	GL	SQ	QM	Fc	Valor-P	CV (%)	Média Geral
CT	Tratamentos	6	$3,12 \times 10^{12}$	$5,2 \times 10^{11}$	8,039	0,0016	95,94	265272,22
	Resíduos	11	$7,12 \times 10^{11}$	$6,47 \times 10^{10}$				
	Total	17	$3,83 \times 10^{12}$					
	Fonte de Variação	GL	SQ	QM	Fc	Valor-P	CV (%)	Média Geral
CTerm	Tratamentos	6	$1,72 \times 10^9$	$2,8 \times 10^8$	6,351	0,0043	72,95	9215,72
	Resíduos	11	$4,9 \times 10^8$	$4,5 \times 10^7$				
	Total	17	$2,2 \times 10^9$					

Notas: ANOVA: análise de variância; GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; QM: médias dos quadrados; CV: coeficiente de variação.

De acordo com a Tabela 2, tanto para coliformes totais como para coliformes termotolerantes, o valor de p foi menor que o nível de significância adotado ($p < \alpha$) indicando que a diferença entre as médias são estatisticamente significativas, de forma que tanto para coliformes totais como para termotolerantes observou-se maior diferenciação no segundo tratamento. Tal pressuposto apenas confirma o que foi discutido nos gráficos boxplot, que os dados estão distribuídos em uma ampla faixa de valores, fato esse devido, provavelmente, por se tratar de um estudo feito com microrganismos vivos presentes em efluente sanitário ou às características físicas e químicas do efluente que permitiram uma abundância de microrganismos.

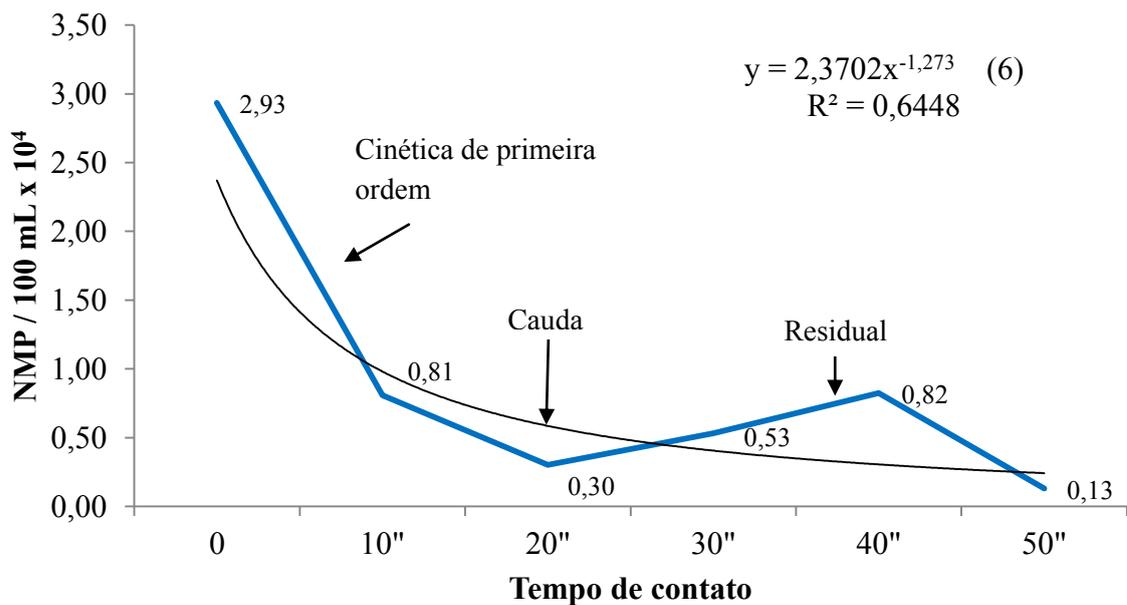
Também foram plotadas as linhas de decaimento da população de coliformes ao longo do tempo. As tendências de redução das populações de coliformes totais e termotolerantes são destacadas nas Figuras 15 e 16:

Figura 15 – Tendência da redução da população de coliformes totais para os tempos de contato de 0, 10, 20, 30, 40 e 50 segundos.



Fonte: Do autor.

Figura 16 – Tendência da redução da população de coliformes termotolerantes para os tempos de contato de 0, 10, 20, 30, 40 e 50 segundos.



Fonte: Do autor.

Analisando as Figuras 15 e 16, confirma-se a relação direta entre redução da população de bactérias e aumento da taxa de inativação, de forma que, nos pontos em que são observadas as menores populações de coliformes totais e termotolerantes, também são observadas as maiores taxas de inativação desses grupos de microrganismos.

De acordo com o pontuado por Emerick et al. (1999), em doses baixas a inativação de coliformes se dá segundo Cinética de Primeira Ordem. Com o aumento da dose, ocorre um desvio da cinética de primeira ordem, na chamada região de Cauda. Elevando ainda mais a dose aplicada, a tendência da população de bactérias é atingir um patamar no qual a dose adicional de UV não interfere mais na inativação, que se mantém constante, essa última fase é denominada Concentração de Bactérias Coliformes Residuais. Assim, foi possível ajustar a equação cinética de primeira ordem (equações 5 e 6) e obter a constante de decaimento (k) para ambos os casos, de forma que, para coliformes totais a constante k assume o valor de 1,962 e, para coliformes termotolerantes, de 1,273. Emerick et al. (1999) também estudaram outros modelos matemáticos que ditam a relação entre coliformes remanescentes, sólidos suspensos, intensidade de UV, tempo de exposição e transmitância, encontrando valores para a constante k de 1,9, para uma vazão de 1900 m³d⁻¹, e de 2,4 para uma vazão de 4500 m³d⁻¹.

Nessa perspectiva, para o presente estudo, foram identificadas as três regiões mencionadas anteriormente, nas Figuras 15 e 16, de forma que para ambas as comunidades, tanto de coliformes totais quanto para termotolerantes, a Cinética de Primeira Ordem está presente até os primeiros 10 segundos, seguida pela região da Cauda de 10 a 20 segundos e por fim a região de Coliformes Residuais, de 20 a 50 segundos.

Além das análises bacteriológicas, também foram realizadas análises físicas e químicas de temperatura, pH, turbidez e cor, destacadas na tabela abaixo.

Tabela 3- Valores obtidos para Temperatura (°C), pH, Turbidez (UNT) e Cor (mg L⁻¹ Pt/Co) para os tempos de contato de 0, 10, 20, 30, 40, e 50 segundos.

Tempo de contato (s)	T (°C)	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg L ⁻¹ Pt/Co)
0"	23,4 ± 3,19	7,0 ± 0,30	4,4 ± 1,22	120,6 ± 37,85
10"	23,8 ± 3,35	7,1 ± 0,21	4,3 ± 0,83	113,2 ± 39,05
20"	24,1 ± 3,35	7,0 ± 0,15	4,6 ± 1,89	111,9 ± 42,14
30"	24,4 ± 4,00	7,3 ± 0,25	4,5 ± 1,34	108,5 ± 37,49
40"	24,7 ± 3,70	7,1 ± 0,12	4,4 ± 1,47	108,2 ± 45,43
50"	24,8 ± 3,81	7,1 ± 0,10	4,5 ± 1,12	112,4 ± 38,51

Fonte: Do autor.

Para as variáveis de Temperatura, pH e Turbidez, foi observada baixa variabilidade em relação aos tempos de contato. Assim, a Temperatura variou de 23,4 °C (tempo zero) até 24,8 °C

(50 segundos), possibilitando inferir que, mesmo com a emissão de calor pela lâmpada ultravioleta, o tempo de exposição não foi suficiente para que ela esquentasse a água de maneira significativa, com diferença de apenas 1,4°C entre os tempos de contato de zero e 50 segundos. Para o pH, a variação foi ainda menor, sendo a variação máxima equivalente a 0,3 unidades, indicando que durante a exposição do efluente à radiação UV não ocorreram processos que possibilitaram a alteração do pH. Já a cor, relacionada à presença de sólidos dissolvidos, foi o parâmetro que apresentou maior variabilidade, sendo observados valores na faixa de 108,2 até 120,6 mg L⁻¹ de Pt/Co.

Outras variáveis importantes a serem destacadas são a turbidez e a concentração de sólidos suspensos, já que tais variáveis interferem diretamente na eficiência da desinfecção ultravioleta. Quanto à Turbidez, a literatura indica que valores até 5,0 UNT não reduzem a eficiência da inativação de patógenos por radiação UV (OLIVER; COSGROVE, 1975), assim, para o presente estudo, cujos dados variaram de 4,3 a 4,6, a turbidez não representou um obstáculo à desinfecção. Como já esperado, a variabilidade foi baixa, pois não foi realizado nenhum tratamento físico que visasse à remoção de turbidez do efluente utilizado e, além disso, após os tratamentos anteriores, espera-se que o efluente já esteja com baixa turbidez. Em relação à concentração de sólidos suspensos, estudos realizados por Bilotta e Daniel (2012) indicam que concentrações de sólidos suspensos acima de 100 mg L⁻¹ tendem a causar efeitos adversos no tratamento ultravioleta, já a NBR 12.209/2011 (ABNT, 2011) recomenda que para que o tratamento UV seja eficaz, a concentração de sólidos suspensos deve ser menor que 40 mg L⁻¹. Segundo Fialho (2019), para o efluente final da UFLA, com o qual foi realizado o teste de desinfecção UV, a concentração de sólidos suspensos foi de 20,0 mg L⁻¹, e, portanto, não representou um obstáculo para o estudo proposto, estando dentro dos padrões recomendados tanto pela literatura quanto pela norma nacional.

4.2 Ensaio com o Filtro de Areia

Em um segundo momento, após a realização dos ensaios apenas com reator UV, foi acoplado, ao sistema, um filtro de areia, pelo qual o efluente passou previamente. Foram utilizadas duas taxas de aplicação superficial: 150 m³ m⁻² d⁻¹, de acordo com o projeto da ETE/UFLA, e 7,2 m³ m⁻² d⁻¹, de acordo com o encontrado na literatura para desinfecção de água bruta (MURTHA; HELLER, 2003).

4.2.1 TAS=150 m³m²d⁻¹

Para a TAS de 150 m³m²d⁻¹, foram obtidos os seguintes resultados:

Tabela 4 – Contagem de coliformes totais e termotolerantes remanescentes em NMP/100 mL, redução logarítmica (Log C₀/C), Temperatura (°C), pH, Turbidez (UNT) e Cor (mg L⁻¹ Pt/Co) antes e depois da passagem pelo filtro de areia lento e para os tempos de contato de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos e TAS= 150 m³m²d⁻¹.

<i>TAS = 150 m³m²d⁻¹</i>								
Ponto	CT (NMP/100 mL)		CTerm (NMP/100 mL)		T (°C)	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg L ⁻¹ Pt/Co)
	NMP/100 mL	Log (C ₀ /C)	NMP/100 mL	Log (C ₀ /C)				
Antes do filtro	33 x 10 ⁵	-	13 x 10 ⁴	-	24,5	6,9	6,44	163,8
0"	9,4 x 10 ⁵	-	4,9 x 10 ⁴	-	24,2	6,9	4,95	140,5
10"	3,5 x 10 ⁵	0,42	4,9 x 10 ⁴	0	24,2	6,9	4,46	141,5
20"	2,3 x 10 ⁵	0,61	4,9 x 10 ⁴	0	24,5	6,9	4,58	135,5
30"	2,3 x 10 ⁵	0,61	4,9 x 10 ⁴	0	24,5	6,9	4,51	136,5
40"	0,49 x 10 ⁵	1,28	0,79 x 10 ⁴	0,79	24,9	6,9	3,97	128,4
50"	0,49 x 10 ⁵	1,28	4,2 x 10 ⁴	0,07	24,8	7,0	4,14	133,4

Fonte: Do autor.

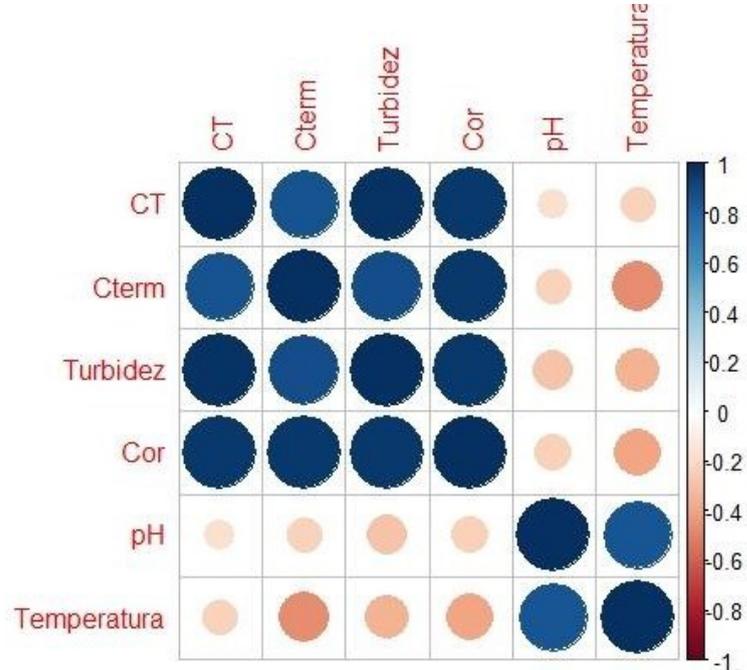
Ao analisar a Tabela 4, percebe-se que o filtro de areia proporcionou uma remoção de 71,5% para a concentração de coliformes totais e de 62,3% para coliformes termotolerantes em relação ao efluente inicial.

Para coliformes totais, em relação ao tempo de contato zero, a remoção foi de 62,7%, 75,5%, 75,5%, 94,7% e 94,7% nos tempos de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos, respectivamente. A redução foi de 0,42, 0,61, 0,61, 1,28 e 1,28 log para os mesmos tempos, indicando a tendência da inativação alcançar a constância. Para coliformes termotolerantes, em relação ao tempo de contato zero, não houve decaimento da população até o tempo de 40 segundos, sendo que, a partir desse ponto, a remoção foi de 83,8% e 14,3% para os tempos de 40 e 50 segundos, respectivamente. Para os mesmos tempos, as reduções foram equivalentes a 0,79 e 0,07 unidades logarítmicas.

Em relação às demais variáveis, a temperatura e o pH foram os que apresentaram menor variabilidade, sendo observada uma variação de apenas 0,7 °C para Temperatura e de 0,12 unidades para pH. Quanto à turbidez e à cor, a diferença observada foi maior, especialmente nos pontos antes e após a passagem pelo filtro, indicando a retenção de partículas sólidas. Apesar de maiores, as remoções de Turbidez e Cor foram de apenas 23% e 14,22%, respectivamente, o que pode ser devido à elevada taxa de aplicação superficial utilizada.

Para a TAS de $150 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ foi feita a análise de correlação entre as variáveis propostas, como é evidenciado na Figura 17:

Figura 17 – Correlação entre as variáveis Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes, Turbidez, Cor, pH e Temperatura, para a TAS= $150 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$.



Fonte: Do autor.

De acordo com a Figura 17 é possível notar que há uma elevada correlação positiva entre turbidez e coliformes totais e termotolerantes, ou seja: quanto maior a turbidez, maior será a concentração de bactérias remanescentes, e o mesmo é válido para a correlação contrária: quanto menor a turbidez, menor será a concentração de bactérias remanescentes. Uma vez que a turbidez está diretamente relacionada à presença de sólidos suspensos, fica claro que o controle dessa variável através de processos físicos é fundamental para garantir a aplicabilidade e a eficácia do tratamento ultravioleta. Kumar et al. (2009) também realizaram estudos da correlação entre variáveis físicas, químicas e microbiológicas após tratamento com filtro lento de areia, encontrando uma correlação equivalente a 0.96539 entre turbidez e coliformes totais.

O mesmo é observado para a cor: quanto menor a cor, menor a concentração de bactérias remanescentes, e vice-versa. Já as variáveis pH e temperatura não apresentaram nenhuma correlação significativa com outras variáveis, indicando que elas não interferem diretamente no tratamento ultravioleta.

4.2.2 TAS = 7,2 m³m⁻² d⁻¹

Já para o ensaio com filtro de areia e TAS de 7,2 m³m⁻² d⁻¹, os resultados obtidos foram os seguintes:

Tabela 5 – Concentração de Coliformes Totais e Termotolerantes remanescentes em NMP/100 mL, redução logarítmica (Log C₀/C), Temperatura (°C), pH, Turbidez (UNT) e Cor (mg L⁻¹ Pt/Co) antes e depois da passagem pelo filtro de areia lento e para os tempos de contato de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos e TAS= 7,2 m³m⁻²d⁻¹.

<i>TAS = 7,2 m³m⁻²d⁻¹</i>								
Ponto	CT (NMP/100 mL)		CTerm (NMP/100 mL)		T (°C)	pH	Turbidez (UNT)	Cor(mg L ⁻¹ Pt/Co)
	NMP/100 mL	Log (C ₀ /C)	NMP/100 mL	Log (C ₀ /C)				
Antes do filtro	2,3 x 10 ⁵	-	3,5 x 10 ⁴	-	24,5	6,9	1,2	83,9
0"	2,3 x 10 ⁵	-	3,5 x 10 ⁴	-	25,4	6,9	0,7	67,7
10"	0,49 x 10 ⁵	0,67	1,4 x 10 ⁴	0,40	25,5	7,1	0,9	77,8
20"	0,22 x 10 ⁵	1,02	0,35 x 10 ⁴	1,00	25,3	7,1	0,9	71,8
30"	0,11 x 10 ⁵	1,32	0,11 x 10 ⁴	1,50	25,4	7,1	0,9	66,7
40"	0,33 x 10 ⁵	0,84	0,92 x 10 ⁴	0,58	25,7	7,1	1,2	71,8
50"	0,049 x 10 ⁵	1,67	0,079 x 10 ⁴	1,65	26,9	7,1	1,0	74,8

Fonte: Do autor.

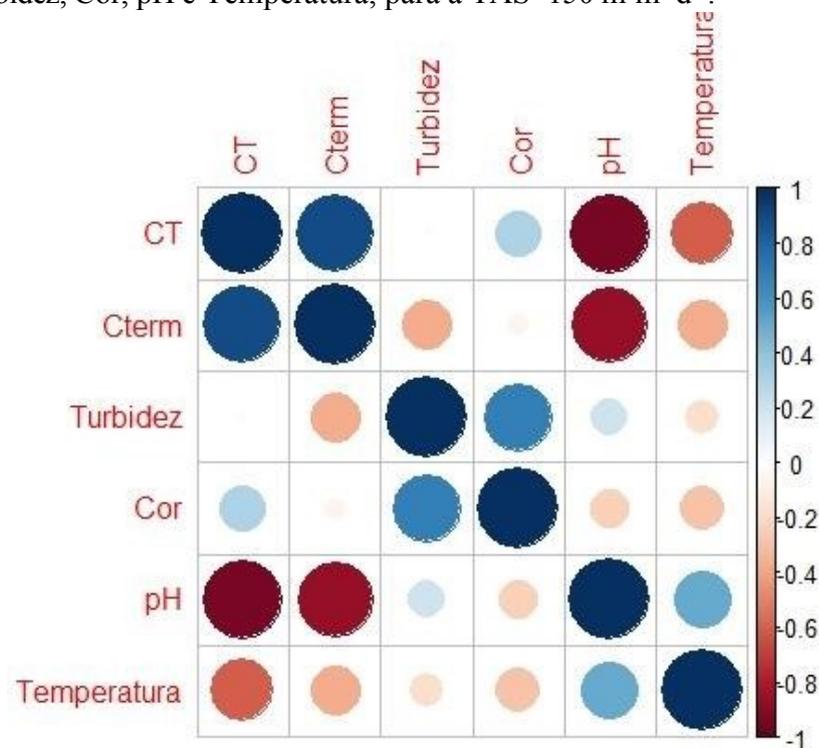
De acordo com a Tabela 5, para a segunda TAS proposta, observa-se que não houve remoção de coliformes totais ou termotolerantes antes e após a passagem do efluente pelo filtro de areia. Tal resultado contraria o encontrado em literatura, pois de acordo com Murtha e Heller (2003), quanto menor a taxa de aplicação maior deveria ser a remoção de coliformes pelo leito filtrante, pois, nesse caso, há um maior tempo de contato entre o efluente e o schmutzdecke. Ellis (1987) também realizou um teste de desinfecção por filtro lento de areia a uma taxa de 7,0 m³m⁻² d⁻¹ para efluentes domésticos, e encontrou uma redução de 96% da população de coliformes após a passagem pelo filtro. Frente a isso, uma possível hipótese para os resultados encontrados seria a não formação de uma camada biológica suficientemente rica acima do leito filtrante, visto que é nessa camada onde ocorre a maior taxa de remoção de coliformes, como aponta Murtha e Heller (2003).

Após a passagem pelo filtro, para coliformes totais, a remoção foi de 78,7%, 90,43%, 95,21%, 85,6% e 97,8%, correspondente a uma inativação de 0,67, 1,02, 1,32, 0,84 e 1,67 log para os tempos de 10, 20, 30, 40 e 50 segundos, respectivamente. Para coliformes termotolerantes, a remoção foi de 60%, 90%, 96,9%, 73,7% e 97,7%, com inativação de 0,4, 1, 1,5, 0,58 e 1,65 log, para os mesmos tempos.

Para as variáveis temperatura e pH, foram observadas baixas variabilidades para os tempos de contato propostos, com diferenças de apenas 2,4 °C e 0,23 unidades, respectivamente. Para turbidez, destacam-se os pontos antes e após a passagem do efluente pelo filtro, em que houve remoção de 40%, o dobro do observado para a TAS de 150 m³ m⁻² d⁻¹, o mesmo vale para a cor, que apresentou uma redução de 19%.

Para a TAS de 7,2 m³m⁻² d⁻¹ também foi feita a análise de correlação entre as variáveis propostas, de acordo com a figura abaixo:

Figura 18 – Correlação entre as variáveis Coliformes Totais, coliformes Termotolerantes, Turbidez, Cor, pH e Temperatura, para a TAS=150 m³m⁻²d⁻¹.



Fonte: Do autor.

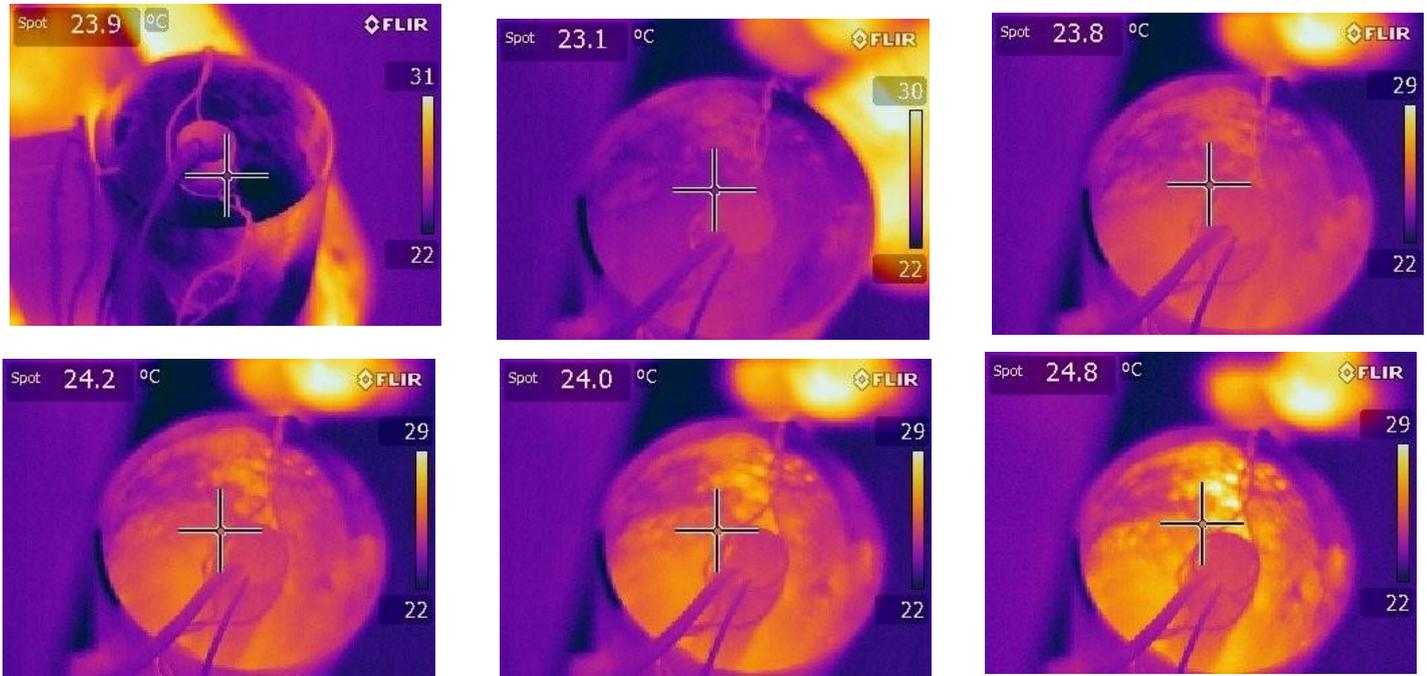
Ao contrário do observado anteriormente, para a TAS superficial de 7,2 m³m⁻² d⁻¹, não foi observada correlação direta entre as variáveis turbidez, cor, coliformes totais e termotolerantes. Sob outra perspectiva, nesse caso, foi observada uma correlação indireta entre coliformes totais e termotolerantes e pH, de forma que, quanto menor foi o pH, maior foram as concentrações de bactérias remanescentes.

4.3 Análises Térmicas

Com a câmera termográfica, foram obtidas imagens que possibilitaram a análise

térmica do reator ultravioleta. Assim, para a lâmpada desligada e ligada 10, 20, 30, 40 e 50 segundos, as temperaturas obtidas foram 23,9; 23,1; 23,8; 24,2; 24,0 e 24,8°C, respectivamente.

Figura 25 – Análise térmica do reator ultravioleta, com a lâmpada desligada e ligada 10, 20, 30, 40 e 50 segundos, respectivamente.



Fonte: Do autor.

Apesar de terem sido observadas mudanças de temperatura, para o tempo proposto, tais mudanças não foram significativas, de forma que não foi observada correlação direta entre o aumento da temperatura e a remoção da população de coliformes. Assim, apesar da lâmpada ultravioleta emitir calor, os tempos de contato estudados não foram suficientes para que o efluente esquentasse a temperaturas que provocassem a inativação de coliformes, visto que uma possível redução na concentração seria observada apenas a partir de 44,5°C, o que provocaria a supressão de coliformes que não se enquadram no grupo de termotolerantes.

5 CONCLUSÕES

Através dos testes de inativação com reator ultravioleta, foi possível concluir que, para os tempos de contato propostos, o que apresentou maior remoção da população de coliformes totais foi o de 40 segundos, enquanto que, para coliformes termotolerantes, esse tempo sobe para 50 segundos. Mesmo com 50 segundos de contato, foi produzido um efluente que não pode ser classificado como classe 2, inviabilizando seu lançamento em cursos d'água pertencentes a essa classe.

O tempo de 10 segundos, projetado para a ETE/UFLA, não mostrou reduções significativas das populações de coliformes totais ou termotolerantes. Entretanto, apenas com o reator de bancada não é possível prever com segurança a eficiência da Estação da UFLA para a inativação de coliformes, visto que, para essa estação, a configuração projetada é de 20 lâmpadas e não foi realizado um estudo aprofundado sobre a relação entre inativação de bactérias e dose de radiação aplicada.

Acoplando-se o filtro de areia no sistema, a melhor combinação encontrada foi para taxa de aplicação superficial de $7,2 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e o tempo de contato de 50 segundos, sendo que, nessas condições, foi produzido um efluente que não interfere na qualidade de corpos hídricos de classe 2. Tal resultado permite concluir a importância de se acoplar um tratamento físico previamente ao tratamento por radiação UV, visando à remoção de sólidos suspensos remanescentes e de turbidez, variáveis estas que afetam diretamente na eficiência do tratamento.

REFERÊNCIAS

- AFSHARNIA, M. et al. Disinfection of dairy wastewater effluent through solar photocatalysis processes. **Water Science and Engineering**, v. 11, n. 3, p. 214-219, 2018.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th, Washington: APHA, 1998.
- ARASHIRO, L. T. et al. The effect of primary treatment of wastewater in high rate algal pond systems: Biomass and bioenergy recovery. **Bioresource technology**, v. 280, p. 27-36, 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969/97: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**: Rio de Janeiro, p. 60, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209/11: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**: Rio de Janeiro, p. 53, 2011.
- BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Utilização de Lâmpadas germicidas na desinfecção de esgoto sanitário. **Revista Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 1, 2012.
- BRASIL. **Lei Nº 8.080, de 19 de setembro de 1990, Art. 3º**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l8080.htm>. Acesso em: 10 jun. 2019.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Organização Pan-Americana da Saúde. Política e plano municipal de saneamento ambiental: experiências e recomendações. Programa de Modernização do Setor de Saneamento. **Organização Panamericana da Saúde - Ministério das Cidades**. Brasília, 2005.
- CAIRNCROSS, S. The public health benefits of urban sanitation in low and middle income countries. **Utilities Policy**, v. 51, p. 82-88, 2018.
- CAMPOS, J. R. et al. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. ABES, 1999.
- CARRÉ, E. et al. Impact of suspended particles on UV disinfection of activated-sludge effluent with the aim of reclamation. **Journal of water process engineering**, v. 22, p. 87-93, 2018.
- CARUSO, B. A. et al. SSM - Population Health The association between women's sanitation experiences and mental health: A cross-sectional study in Rural, Odisha India. **SSM - Population Health**, v. 5, p. 257-266, 2018.
- BRASIL, Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. **Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional**. nº. 053, p.58-63, 2005.
- CORCORAN, E., et al. **Sick water? The central role of wastewater management in**

sustainable development - A rapid response assessment. UNEP (United Nations Environment Programme), Nairobi, Kenya, 2010.

DATASUS. **Paraná: Saneamento traz saúde, produtividade e renda.** Publicado em: 25 abr. 2014. Disponível em: <<http://datasus.saude.gov.br/nucleos-regionais/parana/noticias-parana/438-parana-saneamento-traz-saude-produtividade-e-renda>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

DEILAMI, K. et al. Application of landscape epidemiology to assess potential public health risk due to poor sanitation. **Journal of environmental management**, v. 192, p. 124-133, 2017.

DE MENDONÇA, M. J. C.; DA MOTTA, R. S. Saúde e Saneamento no Brasil. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, 2005.

DIMAPILIS, E. A. S. et al. Zinc oxide nanoparticles for water disinfection. **Sustainable Environment Research**, v. 28, n. 2, p. 47–56, mar. 2018.

ELLIS, K. V. Slow sand filtration as a technique for the tertiary treatment of municipal sewages. **Water Research**, v. 21, n. 4, p. 403-410, 1987.

EMERICK, R. W. et al. Factors influencing ultraviolet disinfection performance part II: association of coliform bacteria with wastewater particles. **Water environment research**, v. 71, n. 6, p. 1178-1187, 1999.

FIALHO, D. E. S. Emprego de tratamentos terciários para desinfecção de efluente sanitário: inativação de coliformes por UV e cloração e verificação de formação de trihalometanos. **UFLA**, 2019.

FLORES, F. et al. O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 251, p. 241–251, 2018.

FRANCISCO, J. P. et al. Evaluation of the effect of the seed extract of *Moringa oleifera* Lam over the efficiency of organic filters in wastewater treatment of dairy cattle breeding. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 1, p. 143-152, 2014.

GUO, M. et al. Comparison of low- and medium-pressure ultraviolet lamps: Photoreactivation of *Escherichia coli* and total coliforms in secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 43, n. 3, p. 815–821, 2009.

HAIG G. S. J. COLLINS R. L. DAVIES C. C. DOREA C. QUINCE. Biological aspects of slow sand filtration: past, present and future. **Water science and technology: Water Supply**, v. 11, n. 4, p. 379–503, 2011.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. Slow Sand Filtration. **World Health Organization - WHO**, Geneva, Switzerland, 1974.

IBRAHIM, M. M.; ASAL, S. Physicochemical and photocatalytic studies of Ln^{3+} - ZnO for water disinfection and wastewater treatment applications. **Journal of Molecular Structure**, v. 1149, p. 404–413, dez. 2017.

KOLOSOV, P.; PEYOT, M.; YARGEAU, V. Novel materials for catalytic ozonation of wastewater for disinfection and removal of micropollutants. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 1207-1218, 2018.

LANGENBACH, K. et al. Modeling of slow sand filtration for disinfection of secondary clarifier effluent. **Water Research**, v. 44, n. 1, p. 159–166, 2010.

LATRACH, L. et al. International Journal of Hygiene and Two-stage vertical flow multi-soil-layering (MSL) technology for efficient removal of coliforms and human pathogens from domestic wastewater in rural areas under arid climate. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 221, n. 1, p. 64–80, 2018.

LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 219–228, 2005.

LONDE, L. DE R.; PATERNIANI, J. E. S. Filtração Lenta para Reutilização de Água em Irrigação. **Irriga**, v. 8, n. 1, p. 10–20, 2003.

MALIK, O. A. et al. A global indicator of wastewater treatment to inform the Sustainable Development Goals (SDGs). **Environmental Science & Policy**, v. 48, p. 172-185, 2015.

MANOLI, K. et al. Detailed modeling and advanced control for chemical disinfection of secondary effluent wastewater by peracetic acid. **Water research**, v. 153, p. 251-262, 2019.

MARRARA, D. A. F. **Filtração lenta em areia, manta não tecida e carvão ativado como pós-tratamento de efluente s domésticos e reuso**. 2005. 118p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, 2005.

MOTTERAN, F.; PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M. Characterization of an acidification and equalization tank (AET) operating as a primary treatment of swine liquid effluent. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 56, n. 3, p. 485-494, 2013.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 8, n. 4, p. 257-267, 2003.

NDULINI, S. F.; SITHOLE, G. M.; MTHEMBU, M. S. Investigation of nutrients and faecal coliforms removal in wastewater using a hydroponic system. **Physics and Chemistry of the Earth**, p. 1, abr., 2018.

NGUYEN, T. M. H. et al. Application of a novel, continuous-feeding ultraviolet light emitting diode (UV-LED) system to disinfect domestic wastewater for discharge or agricultural reuse. **Water research**, v. 153, p. 53-62, 2019.

OLIVER, B. G.; COSGROVE, E. G. The disinfection of sewage treatment plant effluents using ultraviolet light. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 53, p. 170-174, 1975.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE – OMS. Constituição da Organização Mundial da Saúde, **OMS/WHO**, 1946.

SANZ, E. N. et al. Modelling of reactivation after UV disinfection: effect of UV-C dose on

subsequent photoreactivation and dark repair. **Water research**, v. 41, n. 14, p. 3141-3151, 2007.

UFLA. **Plano de desenvolvimento institucional pdi 2016-2020**. Ministério Da Educação: Universidade Federal de Lavras, p. 283, 2016.

PEDROSO, C. R. I. et al. Inativação de microrganismos indicadores de contaminação fecal por radiação ultravioleta e avaliação dos fenômenos de fotorreativação e recuperação no escuro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 5, 2018.

SALMERÓN, I. et al. Optimization of electrocatalytic H₂O₂ production at pilot plant scale for solar-assisted water treatment. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 242, p. 327-336, 2019.

SAKER, J. P. P. **Saneamento básico e desenvolvimento**. 2007. p. 145. Dissertação de mestrado em Direito Político e Econômico – Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2007.

SISTEMA NACIONAL DE SANEAMENTO. **Certificação e Manual de Melhores Práticas da Gestão da Informação sobre Saneamento**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

SOARES, S. R. A.; BERNARDES, R. S.; NETTO, O. M. C. Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 6, p. 1713–1724, 2002.

OLIVEIRA, F. F.; SCHNEIDER, R. P. Slow sand filtration for biofouling reduction in seawater desalination by reverse osmosis. **Water research**, v. 155, p. 474-486, 2019.

OMAR, K. B.; BARNARD, T. G. The occurrence of pathogenic *Escherichia coli* in South African wastewater treatment plants as detected by multiplex PCR. **Water SA**, v. 36, n. 2, p. 172-176, 2010.

TRATA BRASIL. **Saneamento - Principais estatísticas**. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

UNICEF; WORLD HEALTH ORGANIZATION-WHO. Progress on Sanitation and Drinking Water: Update and MDG Assessment. **WHO Press**, 2015.

UNICEF; WORLD HEALTH ORGANIZATION-WHO. Safely managed drinking water - thematic report on drinking water. **WHO Press**, 2017.

WEN, G. et al. Photoreactivation of fungal spores in water following UV disinfection and their control using UV-based advanced oxidation processes. **Water research**, v. 148, p. 1-9, 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality**. ed. 4, 2011.