

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Lorena Aparecida Noia Menezes

REDUÇÃO DE MICRORGANISMOS INDICADORES, VÍRUS ENTÉRICOS E SARS-COV-2 PRESENTES EM EFLUENTE DE REATOR UASB ATRAVÉS DE TRATAMENTO TÉRMICO UTILIZANDO COLETOR SOLAR

Belo Horizonte
2022

Lorena Aparecida Noia Menezes

REDUÇÃO DE MICRORGANISMOS INDICADORES, VÍRUS ENTÉRICOS E SARS-COV-2 PRESENTES EM EFLUENTE DE REATOR UASB ATRAVÉS DE TRATAMENTO TÉRMICO UTILIZANDO COLETOR SOLAR

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos..

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Prof. Dr. César Rossas Mota Filho

Belo Horizonte
2022

M543r

Menezes, Lorena Aparecida Noia.

Redução de microrganismos indicadores, vírus entéricos e SARS-CoV-2 presentes em efluente de reator UASB através de tratamento térmico utilizando coletor solar [recurso eletrônico] / Lorena Aparecida Noia Menezes. – 2022.

1 recurso online (144 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: César Rossas Mota Filho.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Águas residuárias - Teses. 4. COVID-19 (Doença) - Teses. 5. Escherichia coli - Teses. 6. Reator UASB - Teses. I. Mota Filho, César Rossas. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

FOLHA DE APROVAÇÃO

Redução de Microrganismos Indicadores, Vírus Entéricos e Sars-cov-2 Presentes Em Efluente de Reator Uasb Através de Tratamento Térmico Utilizando Coletor Solar

LORENA APARECIDA NOIA MENEZES

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. César Rossas Mota Filho

Profa Maria Clara Vieira Martins Starling

Profa Maria de Lourdes Florencio dos Santos

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profa. Priscilla Macedo Moura

Prof. Cesar Rossas Mota Filho

Coordenadora

Orientador

Belo Horizonte, 21 de junho de 2022.



Documento assinado eletronicamente por **Maria de Lourdes Florencio dos Santos, Usuário Externo**, em 27/02/2023, às 14:17, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria Clara Vieira Martins Starling, Professora do Magistério Superior**, em 28/02/2023, às 09:05, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cesar Rossas Mota Filho, Professor do Magistério Superior**, em 02/03/2023, às 10:20, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Priscilla Macedo Moura, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 06/03/2023, às 10:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **2104460** e o código CRC **F17DE264**.

“No fim do dia, da semana, da minha vida, quero poder dizer que contribuí mais do que critiquei.”

A coragem para liderar, de Brené Brown

AGRADECIMENTOS

Certamente a condução de um projeto de mestrado em meio à pandemia do Coronavírus foi extremamente desafiadora e me apresentou dificuldades imensuráveis. O novo cenário ao qual todos fomos expostos nos trouxe uma realidade de novas dificuldades diante de limitações físicas, de saúde, orçamentárias e estruturais, às quais, somadas àquelas já inerentes ao processo árduo de produzir ciência, nos forçou a recomeçar algumas vezes. Por esses e outros motivos, jamais seria possível concluir essa etapa sozinha. Um trabalho de mestrado é uma viagem longa que, muitas vezes, inclui uma trajetória solitária de incertezas e alegrias, mas que, ao longo da caminhada, encontra auxílio de pessoas indispensáveis. Trilhar este caminho só foi possível com muita resiliência, determinação e contribuição de pessoas, a quem serei eternamente grata.

Agradeço a Deus e meus mentores espirituais pelo dom da vida, pelo amparo e acolhimento nos momentos de dificuldade e por me permitir saúde e coragem em meio à pandemia para enfrentar as provações que auxiliam no aperfeiçoamento do meu raciocínio.

Aos meus pais, registro meu agradecimento e admiração por me possibilitar acesso à educação, mesmo que, para isso, tenham abdicado de horas de descanso. Respeito e honro cada esforço empregado por vocês e todos os valores que me foram transmitidos. À minha mãe eu agradeço pelo exemplo de dedicação e fortaleza e pelos inúmeros sacrifícios transpassados e sonhos abdicados em prol de me proporcionar sempre o melhor. Ao meu pai, sou grata pelo exemplo de retidão e responsabilidade.

Especialmente ao Henrique, que acompanhou de perto todas os desafios e aflições vividos ao longo do percurso. Agradeço por todo amor, apoio e encorajamento naqueles momentos cruciais desta difícil jornada. Estou também especialmente grata pela contribuição essencial no transporte do efluente da ETE Arrudas até a UFMG realizados tão gentilmente numerosas vezes.

Ao meu orientador, Professor Doutor César, agradeço pela confiança depositada em meu trabalho, bem como pela cortesia e atenção sempre presentes em suas

colocações. Sua orientação pautada em incentivos, desafios e profissionalismo foi fundamental para meu crescimento com liberdade, consciência e conhecimento.

À Bruna, dedico minha gratidão pelas contribuições em laboratório, na logística do experimento, em discussões de resultados. Sua organização no Q10 e seu apoio foram indispensáveis na minha jornada.

Às queridas Professoras da banca examinadora, pelo interesse e disponibilidade.

Ao amigo do mestrado Alcino, enorme gratidão por toda a ajuda em laboratório e por ter contribuído tanto para este trabalho com sua disponibilidade e gentileza para partilhar saberes e experiências.

Aos demais amigos do PPGSMARH, em especial ao Thales, Mateus, Fábio e Jéssica, bem como todos aqueles que contribuíram com ricas trocas de ideias e suporte emocional, fazendo parte deste trabalho.

Às meninas do laboratório de microbiologia do DESA, em especial Brenda, Cíntia, Luyara, Camila, Cássia, Amanda e Elayne pelos auxílios prestados, treinamentos realizados e amparo sempre demonstrado.

Ao Laboratório Federal de Defesa Agropecuária – Pedro Leopoldo/MG, na pessoa do Leonardo Camilo, pela parceria e colaboração para a realização das análises de cultivo viral.

Aos funcionários da UFMG e da Escola de Engenharia por tornar possível o exercício das minhas atividades, especialmente ao pessoal da portaria, à equipe da limpeza, logística e secretarias, por manterem o local organizado, limpo e seguro para nosso acesso.

Agradecimentos a UFMG, CAPES, FAPEMIG e CNPq pelo amparo concedido para o desenvolvimento da pesquisa.

Agradeço também a todos os professores do PPGSMARH por todo conhecimento dividido e pela dedicação e empenho imprimidos na condução da nova modalidade de aulas remotas.

À minha irmã e todos meus amigos e companheiros de vida por todo incentivo, confiança e suporte destinados a mim. Cada um de vocês me inspira de uma forma diferente.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram com boas vibrações e energias para conclusão desta etapa, meu muito obrigada!

RESUMO

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a qualidade microbiológica de esgoto produzido pelo tratamento com reator UASB, seguido por desinfecção solar térmica, no que diz respeito à redução de microrganismos indicadores, vírus entéricos e Sars-Cov-2. Durante o período de agosto a outubro de 2021, foram realizados 10 ensaios de desinfecção. O reator UASB cujo efluente foi coletado e utilizado na unidade de desinfecção experimental recebeu esgoto predominantemente doméstico e está localizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) – UFMG/COPASA, instalado dentro da Estação de Tratamento de Esgotos do Ribeirão Arrudas, pertencente à COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais). O estudo de desinfecção solar térmica foi conduzido nas dependências do campus Pampulha da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), na cidade de Belo Horizonte. O aparato de desinfecção foi operado em batelada com ciclos de 8 horas e consiste de coletores solares comerciais, adaptados para receber um volume total de 36 litros, composto por um conjunto de três tubos coletores (absorvedores) com funcionamento a vácuo, ligados diretamente a um reservatório térmico (boiler). A temperatura do líquido foi monitorada por meio de um registrador de dados RC-4 que, com o sensor posicionado dentro do boiler, mediu e registrou a temperatura do efluente a cada 15 minutos. A investigação microbiológica foi feita através das análises de Coliformes, E. coli e colifagos somáticos, enquanto a quantificação viral foi realizada via qPCR e RT-qPCR e a análise de viabilidade viral foi realizada por método de cultura celular. Além disso, foram monitorados parâmetros físico-químicas como aferição de pH, DQO e série de sólidos. Os melhores desempenhos do sistema foram observados nos ensaios realizados com radiação solar média superior a 1.050 KJ/m², que foram os dias de céu aberto, nos quais a temperatura média do efluentes esteve sempre acima de 40°C. Nesses casos, foram alcançadas eficiências de redução de E. coli e coliformes totais de até 4,38 log₁₀ e 4,72 log₁₀, respectivamente, enquanto os colifagos somáticos se mostraram mais resistentes ao tratamento, com reduções de 2,32 log₁₀. Os resultados relativos à investigação viral por qPCR não demonstraram diferença significativa entre os valores de concentração na entrada e na saída do sistema de desinfecção. No entanto, o fato de que não houve remoção do material genético dos vírus de interesse, não significa que não houve inativação desses vírus nas amostras avaliadas.

Palavras-chave: Águas residuárias. Desinfecção solar térmica. E. coli. Colifagos somáticos. Eficiência de remoção.

ABSTRACT

The objective of the present work was to evaluate the microbiological quality of sewage produced by treatment with a UASB reactor, followed by solar thermal disinfection, with regard to the reduction of pathogen indicators, enteric viruses and Sars-Cov-2. During the period from August to October 2021, 10 disinfection trials were carried out. The UASB reactor whose effluent was collected and used in the experimental disinfection unit received predominantly domestic sewage and is located at the Sanitation Research and Training Center (CePTS) - UFMG/COPASA, installed inside the Ribeirão Arrudas Sewage Treatment Station, belonging to COPASA (Sanitation Company of Minas Gerais). The solar thermal disinfection study was carried out on the premises of the Pampulha campus of the Federal University of Minas Gerais (UFMG), in the city of Belo Horizonte. The disinfection apparatus was operated in batches with cycles of 8 hours and consists of commercial solar collectors, adapted to receive a total volume of 36 liters, composed of a set of three collector tubes (absorbers) with vacuum operation, connected directly to a thermal reservoir (boiler). The temperature of the liquid was monitored using RC-4 data logger which, a sensor positioned inside the boiler, measured and recorded the effluent temperature every 15 minutes. The microbiological investigation was performed by analyzing Coliforms, *E. coli* and somatic coliphages, while viral quantification was performed via qPCR and RT-qPCR and viral viability analysis was performed by cell culture method. In addition, physicochemical parameters such as pH, COD and solids series were monitored. The best performance of the system was observed in tests carried out with average solar radiation above 1,050 KJ/m², which were the days of open sky, in which the average temperature of the effluent was always above 40°C. In these cases, reduction efficiencies of *E. coli* and total coliforms of up to 4.38 log₁₀ and 4.72 log₁₀, respectively, were achieved, while somatic coliphages were more resistant to treatment, with reductions of 2.32 log₁₀. The results related to the viral investigation by qPCR showed no significant difference between the concentration values at the entrance and exit of the disinfection system. However, the fact that the genetic material of the viruses of interest was not removed does not mean that there was no inactivation of these viruses in the samples evaluated.

Keywords: Wastewater. Thermal solar disinfection. *E. coli*. Somatic coliphages. Removal efficiency.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Vias primárias de transmissão e proteção da doença fecal-oral	20
Figura 3.2 – Tamanho comparativo de alguns vírus e da Escherichia coli em relação a um hepatócito humano	21
Figura 3.3 – Componentes das partículas virais não envelopadas e envelopadas ...	22
Figura 3.4 – Formas de vírus e seus componentes	23
Figura 3.5 – Estrutura esquemática do Adenovírus	26
Figura 3.6 – Representação esquemática do Rotavírus	28
Figura 3.7 – Representação estrutural do Sars-Cov-2	31
Figura 3.8 – Representação estrutural da E. coli (à esquerda) e Micrografia eletrônica de varredura de E. coli isolada da água do rio (à direita)	37
Figura 3.9 – Tipos mais comuns de colifagos somáticos e bacteriófagos de RNA F-específico	39
Figura 3.10 – Tópicos de interesse para possíveis melhorias em ETEs que empregam reatores UASB	41
Figura 3.11 – Efeitos das partículas de matéria em suspensão na desinfecção por ultravioleta	51
Figura 3.12 – Dependência de inativação de bactérias (acima) e vírus (abaixo) com base na temperatura e tipo de vírus no efluente primário e secundário	54
Figura 3.13 – Curva de tempo-temperatura recomendada para redução de patógenos	55
Figura 3.14 – Classificação dos tipos de reuso segundo Westerhoff (1984)	59
Figura 4.1 – Localização do Q10 dentro da UFMG (área de estudo)	62
Figura 4.2 – Distância da ETE Arrudas em relação ao centro de Belo Horizonte ...	63
Figura 4.3 – Vista do reator UASB (à esquerda) e ponto de coleta do efluente (à direita)	64
Figura 4.4 – Galões utilizados para transporte do efluente	64
Figura 4.5 – Fotografia do aparato experimental de desinfecção solar térmica	65
Figura 4.6 – Detalhe do mecanismo de alimentação do sistema	66
Figura 4.7 – Detalhe da sonda de temperatura inserida no interior do boiler	66
Figura 4.8 – Fluxograma do processo de coleta das amostras	67
Figura 4.9 – Processo de concentração viral usando membrana eletronegativa	71
Figura 4.10 – Localização da estação meteorológica A521 –PAMPULHA	78
Figura 5.1 – Variação da radiação solar observada ao longo dos dias de ensaio ...	82
Figura 5.2 – Variação da temperatura do ar observada ao longo dos dias de ensaio	82
Figura 5.3 – Variação da temperatura do efluente observada ao longo dos dias de ensaio	83
Figura 5.4 – Evolução da temperatura do efluente ao longo do tempo em todos os dias de ensaio	83
Figura 5.5 – Variação dos parâmetros físico-químicos observada na entrada e saída do sistema	88
Figura 5.6 – Eficiências de redução dos microrganismos indicadores	92
Figura 5.7 – Unidades Log ₁₀ de redução dos microrganismos indicadores	92
Figura 5.8 – Concentrações de microrganismos indicadores no afluente (UASB) e efluente (coletor solar)	95
Figura 5.9 – Concentrações de vírus no afluente (UASB) e efluente (coletor solar)	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1– Exemplos de doenças causadas por patógenos encontrados nas fezes	19
Tabela 3.2 – Principais patógenos virais encontrados no esgoto, acompanhados de suas características morfológicas e doenças relacionadas.....	24
Tabela 3.3 – Concentrações típicas de microrganismos indicadores no esgoto bruto	35
Tabela 3.4 – Comparação de características técnicas de alguns métodos de desinfecção	47
Tabela 3.5 – Padrões de qualidade microbiológica para reuso recomendadas pela OMS	60
Tabela 3.6 – Padrões de qualidade microbiológica para reuso em Minas Gerais.....	61
Tabela 4.1 – Parâmetros avaliados nos efluentes do reator UASB e do coletor solar	68
Tabela 4.2 – Sequência de primers do HAdV	72
Tabela 4.3 – Sequência de primers do RoV.....	74
Tabela 4.4 – Indicadores de oligonucleotídeos e sequência de sonda do SARS-CoV-2	74
Tabela 5.1– Características meteorológicas observadas em cada dia de ensaio	80
Tabela 5.2 – Dados de temperatura e radiação registrados ao longo dos ensaios...	81
Tabela 5.3 – Caracterização físico-química dos efluentes “UASB” e “Coletor solar”	88
Tabela 5.4 – Recorte dos dados de temperatura e radiação registrados ao longo dos ensaios.....	91
Tabela 5.5 – Concentrações e eficiências médias globais observadas	93
Tabela 5.6 – Categorias de reuso agrícola aplicáveis ao efluente (OMS, 2006).....	97
Tabela 5.7 – Categorias de reuso aplicáveis ao efluente (DN CERH-MG nº 65/2020)	97
Tabela 5.8 – Concentrações e eficiências médias observadas.....	99

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CePTS - Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento

COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais

COVID-19 - (Co)rona (Vi)rus (d)isease - 2019

DNA - Ácido Desoxirribonucleico

DQO - Demanda Química de Oxigênio

E.COLI - Escherichia coli

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

HAdV - Adenovírus humano

OMS - Organização Mundial da Saúde

PCR - Polymerase chain reaction

qPCR - Real Time Polymerase chain reaction

RNA - Ácido Ribonucleico

RT-PCR - (Reverse transcription) - polimerase chain reaction

RT-qPCR - (Reverse transcription) - polimerase chain reaction in real time

RV-A - Rotavírus tipo A

SST - Sólidos suspensos totais

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency)

UV – Ultravioleta

UASB - Upflow Anaerobic sludge blanket

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo Geral	17
2.2	Objetivos Específicos	17
3	REVISÃO DA LITERATURA	18
3.1	Microrganismos patogênicos em esgotos domésticos	18
3.1.1	Vírus.....	20
3.1.2	Microrganismos indicadores	35
3.2	Reatores UASB para tratamento de esgotos domésticos	39
3.3	Características microbiológicas do efluente do reator UASB	42
3.4	Desinfecção de esgotos domésticos	43
3.4.1	Lagoas de maturação	44
3.4.2	Disposição no solo.....	45
3.4.3	Cloração.....	45
3.4.4	Radiação Ultravioleta.....	46
3.4.5	Ozonização	46
3.4.6	Temperatura	48
3.5	Reuso de águas residuárias.....	56
4	MATERIAL E MÉTODOS	62
4.1	Área de desenvolvimento do estudo	62
4.2	Efluente utilizado	62
4.3	Processo de desinfecção solar térmica.....	65
4.4	Coleta e análise das amostras.....	67
4.5	Interpretação estatística dos dados	78
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
5.1	Ensaio realizados	80
5.2	Características da temperatura e da radiação solar.....	81
5.3	Características físico-químicas do efluente.....	87
5.4	Eficiência do processo de desinfecção	89
5.4.1	Microrganismos indicadores	89
5.4.2	Vírus entéricos e SARS-Cov-2.....	98
6	CONCLUSÕES	105
7	RECOMENDAÇÕES.....	107
	REFERÊNCIAS.....	108

1 INTRODUÇÃO

Uma grande parcela da população mundial ainda é acometida por doenças de veiculação hídrica e, mesmo com os significativos progressos tecnológicos em todas as áreas do conhecimento, um número considerável de mortes, principalmente entre crianças menores de 5 anos, está relacionado à falta de saneamento básico adequado e doenças evitáveis. Apesar de todo o progresso obtido em relação ao saneamento ambiental no último século, o número de casos de doenças diarreicas ou gastroenterites agudas decorrentes do consumo de água contaminada e deficiências de saneamento são alarmantes. Apesar de algumas dessas doenças já terem sido erradicadas ou controladas em países desenvolvidos (cólera, febre tifóide e disenteria), todas elas continuam sendo uma preocupação de saúde pública em países em desenvolvimento, devido à falta de água potável, saneamento e higiene nessas locais (AW, 2018).

Os serviços de saneamento básico têm papel fundamental no controle da transmissão de diversos agentes patogênicos de veiculação hídrica. A alta circulação de patógenos no ambiente vem sendo relacionada às condições sanitárias inadequadas das comunidades brasileiras, incluindo a falta na cobertura de serviços ou ineficácia de tecnologias convencionais na eliminação ou redução da carga patogênica presente na água ou no esgoto. Diversos estudos têm demonstrado as correlações entre a falta de saneamento, incluindo acesso à água potável e esgotamento sanitário, com o aumento das taxas de morbidade e mortalidade por doenças infecciosas, sobretudo a diarreia infantil. Nesse sentido, esforços devem ser direcionados tanto para a universalização dos serviços de saneamento básico, quanto para a eliminação dos microrganismos patogênicos nos efluentes tratados pelas ETEs.

No Brasil, apesar da crescente preocupação com a geração de efluentes desencadeada pelo grande crescimento populacional os índices ainda são preocupantes, já que 45,9% da população não tem acesso à coleta de esgoto, o que representa quase 100 milhões de pessoas, e apenas 50% dos esgotos produzidos no país passam por algum processo de tratamento antes de serem descartados no ambiente (SNIS, 2019). Segundo dados do Departamento de Informática do SUS (DATASUS), no ano de 2015, doenças como cólera, febres tifoide e paratifoide, amebíase, diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumível,

esquistossomose e outras doenças infecciosas intestinais foram responsáveis por 2,35% das internações totais no Brasil, gerando uma parcela de 0,7% dos gastos totais do Sistema Único de Saúde (SUS) com internações no período. Em estudo realizado por Paiva e Souza (2018), estimou-se que, no Brasil, tomando-se como base os dados de 2013, 57.574 (16,3%) das internações poderiam ter sido evitadas e, conseqüentemente, os gastos com o tratamento seriam poupados, calculado em R\$ 20.372.559,90, caso as condições de esgotamento sanitário fossem adequadas.

Patógenos humanos são componentes comumente encontrados em águas residuárias e, em consonância com a dinâmica da população, o surgimento de novos microrganismos é constante, à exemplo do SARS-CoV-2, que foi recentemente detectado em esgoto doméstico e lodo primário. Nesse sentido, o interesse na desinfecção dos efluentes sanitários é fundamental para o efetivo tratamento dos esgotos, a fim de reduzir a quantidade de microrganismos que possam estar presentes, tornando mais segura a água para os diferentes usos, especialmente no que se refere à possibilidade de transmissão de doenças, tendo em vista as múltiplas aplicações conferidas aos corpos d'água que recebem esgotos tratados. No entanto, nem sempre os processos de tratamento utilizados no Brasil são suficientes para a remoção significativa de patógenos e seus indicadores.

O reator anaeróbio de manta lodo e fluxo ascendente (UASB) é uma das tecnologias mais difundidas no Brasil, que é detentor do maior parque de reatores anaeróbios do mundo no que diz respeito ao tratamento de efluentes sanitários. Apesar de ser considerado eficiente sob o ponto de vista da remoção de constituintes orgânicos e inorgânicos, grande limitação é direcionada à redução dos níveis de organismos patogênicos nos efluentes dos reatores UASB. Assim, torna-se necessário o controle da população de microrganismos presentes e, dentre os métodos desinfetantes, os sistemas naturais, como lagoas de maturação são os mais comumente empregados, juntamente com a radiação UV, cloração e ozonização. No entanto, esses métodos possuem algumas desvantagens associadas e geralmente são empregados com vistas à redução de bactérias, o que os torna, muitas vezes, ineficientes na inativação de vírus. Dessa forma, pesquisas sobre desenvolvimento e aprimoramento de técnicas de desinfecção de efluentes e o comportamento dos organismos patogênicos são de grande valia, considerando a sua aplicabilidade para melhorar a qualidade de

efluentes, a fim de minimizar os impactos ambientais e restrições aos usos da água provocados pela contaminação por organismos patogênicos, bem como diminuir os casos de internação relacionados às doenças de veiculação hídrica e, assim, diminuir os gastos públicos atribuídos aos cuidados com os doentes.

A temperatura é considerada um dos fatores mais importantes na inativação dos patógenos presentes no ambiente aquático, bem como em outras matrizes, e o aquecimento é uma técnica reconhecidamente eficiente na desinfecção de águas, mas é considerada uma técnica sem grande aplicação prática no tratamento de esgotos, por ser extremamente onerosa até mesmo em pequena escala, pois envolve a utilização de energia elétrica ou combustíveis fósseis. Nesse contexto, o desenvolvimento de tecnologias para aproveitamento da energia solar permite a exploração de recursos térmicos para diversos fins de forma sustentável, uma vez que a temperatura tem extrema relevância no processo de inativação de microrganismos e a energia solar é uma fonte de energia prontamente disponível no Brasil.

Diante disso, o presente trabalho buscou contribuir com estudos relacionados às possíveis soluções para a problemática dos patógenos que geralmente estão presentes no efluente líquido produzido pelo reator UASB. O sistema de pós tratamento de efluente de reator UASB proposto no presente trabalho faz uso de um arranjo que utiliza coletor solar à vácuo para aquecer o líquido e avaliar a eficiência do sistema com relação à desinfecção solar térmica no que tange à microrganismos indicadores de contaminação, vírus entéricos e Sars-Cov-2.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o processo de desinfecção térmica de efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico utilizando energia solar a partir de coletores solares a vácuo.

2.2 Objetivos Específicos

A partir do objetivo geral da pesquisa, pontuaram-se os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar o comportamento da temperatura do efluente de reator UASB exposto à desinfecção solar térmica a partir de coletores solares à vácuo;
- Verificar a eficiência do tratamento térmico em batelada utilizando coletores solares à vácuo na desinfecção do efluente de reator UASB quanto à redução de microrganismos indicadores de contaminação (coliformes totais, Escherichia Coli e colifagos somáticos);
- Avaliar a possibilidade de reuso do esgoto tratado por desinfecção solar térmica com base nos critérios estabelecidos para microrganismos indicadores;
- Verificar a eficiência do tratamento térmico em batelada utilizando coletores solares à vácuo na desinfecção do efluente de reator UASB quanto à redução de material genético de Adenovírus, Rotavírus e Sars-Cov-2;
- Verificar se as partículas virais de interesse, após serem expostas ao sistema de desinfecção, apresentam viabilidade de infecção.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Microrganismos patogênicos em esgotos domésticos

O esgoto doméstico provém principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização de água para fins domésticos (PROSAB, 2006). Assim, o estado microbiológico do esgoto doméstico é caracterizado por uma diversidade e concentrações de microrganismos presentes nas águas cinzas (pias, banheiras, chuveiros, máquinas de lavar roupa, etc.) e negras (vasos sanitários) que o compõe. Na maioria das configurações, a maior parte dos microrganismos presentes em um determinado esgoto vêm da microbiota intestinal humana que vivem nas casas das quais o esgoto é coletado e, em menor grau, microrganismos não fecais, fração que pode estar presente na infraestrutura de transporte do esgoto. Pequenas contribuições fecais também podem ser atribuídas à microbiota intestinal de animais que vivem nos sistemas de esgoto, como ratos, baratas, entre outros. Quando combinado com o escoamento da superfície, a origem potencial da microbiota no esgoto é ampliada devido à adição de solo e fezes de animais de estimação, por exemplo. Contudo, mesmo neste caso, o esgoto em áreas urbanas recebe principalmente microrganismos correspondentes à microbiota intestinal humana (GARCÍA-ALJARO et al., 2017).

Assim, predominantemente, os patógenos presentes nos esgotos domésticos são microrganismos e partículas excretados nas fezes de indivíduos infectados. Nesse cenário, os principais grupos de organismos de interesse do ponto de vista de saúde pública, que possuem associação com água ou fezes, sendo os agentes microbiológicos mais preocupantes encontrados em esgotos domésticos, incluem desde o menor tamanho até o maior, sendo: vírus, bactérias, protozoários e helmintos (AW, 2018; LI et al., 2015).

As doenças causadas pelo grupo diversificado de microrganismos encontrados em fezes variam de gastroenterite leve a diarreia grave, e infecção hepática altamente contagiosa. A Tabela 3.1 fornece exemplos de riscos à saúde humana associados a uma lista de patógenos transmitidos pela água.

Tabela 3.1– Exemplos de doenças causadas por patógenos encontrados nas fezes

PATÓGENO	MICROORGANISMO	DOENÇA ASSOCIADA
Bactéria	Patogênicas do grupo <i>Escherichia coli</i>	Diarréia, gastroenterite
	<i>Salmonella</i>	Diarreia, febre e gastroenterite
	<i>Shigella</i>	Shigelose
	<i>Arcobacter</i>	Gastroenterite
Vírus	Rotavirus	Gastroenterite
	Norovirus G1	Gastroenterite
	Hepatite A	Infecção hepática altamente contagiosa
	Hepatite E	Icterícia aguda e, em alguns casos, fracasso fulminante do fígado
Protozoário	Giardia	Doença diarreica chamada giardíase
	Cryptosporidium	Doença diarreica chamada criptosporidiose
Helmintos	Ascaris lumbricoides	Ascariase

Por serem liberados pelo corpo de indivíduos infectados através da urina e fezes, a composição e a concentração desses microrganismos no esgoto dependem de vários fatores, tais como: origem e características do esgoto (doméstico ou industrial); parâmetros operacionais; período de amostragem; localização geográfica; contextos socioeconômicos e sanitários da população (GARCÍA-ALJARO et al., 2017; GOBERNA et al., 2018), sendo que as doenças relacionadas a esses patógenos também diferem conforme tais fatores.

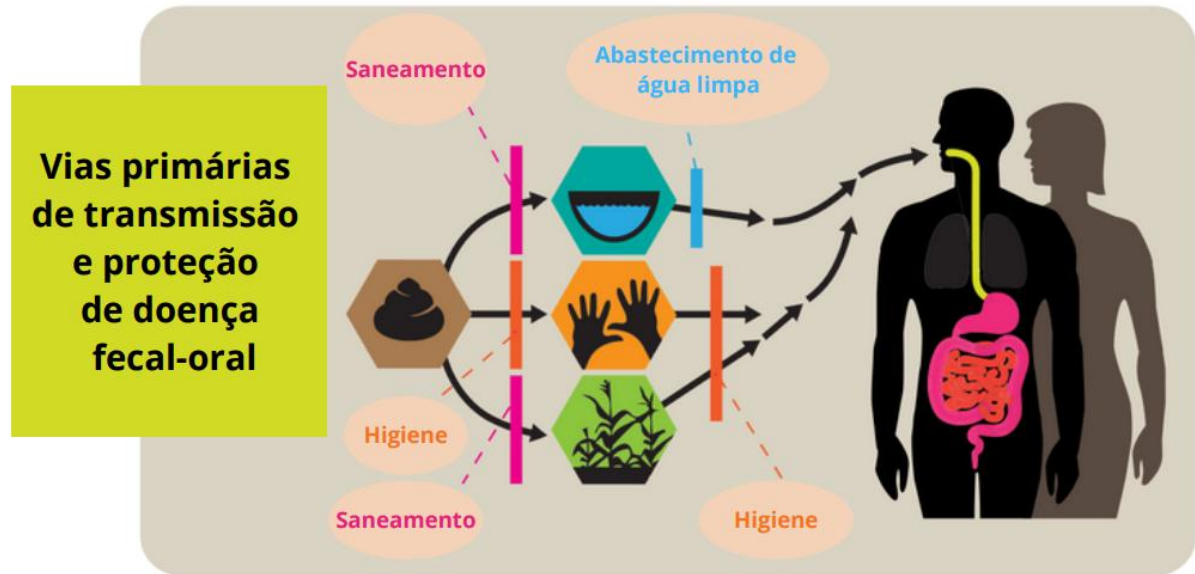
Os riscos de infecção dependem de características específicas do patógeno, incluindo potência/infecciosidade, concentrações nos excrementos, capacidade de persistir no ambiente e resistência ao tratamento de esgoto. As concentrações de patógenos, particularmente vírus e bactérias, em excretas e esgotos, são altas, tipicamente em concentrações de milhões a bilhões de organismos (AW, 2018).

Surtos de doenças entéricas virais por veiculação hídrica têm sido descritos em muitos países e a lista de microrganismos potencialmente patogênicos aumenta anualmente (STRAUB et al., 2003).

Indivíduos podem ser expostos a essas partículas patogênicas pela rota feco-oral, por meio de qualquer contato entre as fezes de uma pessoa infectada com o que outra pessoa ingere (água, alimento ou utensílios), podendo resultar na propagação de doenças. Por esta razão, Aw (2018) apresenta as ações de saneamento básico, juntamente com instruções sobre higiene pessoal, como sendo a principal barreira

eficaz na quebra do ciclo fecal-oral e redução do contato humano com patógenos (Figura 3.1).

Figura 3.1 – Vias primárias de transmissão e proteção da doença fecal-oral



Fonte: Adaptado de AW (2018)

A seguir, apresenta-se uma breve descrição dos microrganismos patogênicos e indicadores de contaminação que serão objeto de análise do presente estudo.

3.1.1 Vírus

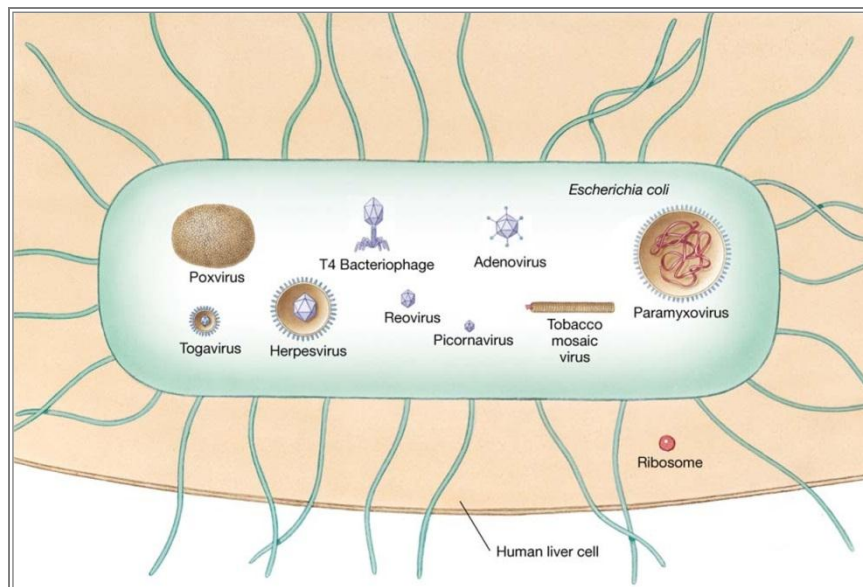
Fora de seu hospedeiro, os vírus não têm metabolismo, não realizam funções respiratórias ou biosintéticas e não podem se replicar (AW, 2018; HULO et al., 2011). Assim, estes são definidos como parasitas intracelulares obrigatórios, o que significa que eles precisam estar dentro da célula hospedeira para replicar e produzir uma infecção, sendo comumente denominados de partículas.

O material genético ou genoma dos vírus pode ser organizado de diversas formas, o que os difere dos microrganismos que utilizam apenas o DNA para armazenar a informação genética, enquanto os vírus podem utilizar o DNA ou RNA (BRANDÃO, 2015).

Os vírus são caracterizados por serem os menores e provavelmente os mais abundantes agentes infecciosos na Terra, variando de 20 nm (por exemplo, hepatite A ou E) a 600 nm (por exemplo, Tupanvírus) (KNIPE et al., 2013).

A Figura 3.2 apresenta um esquema que descreve como diferentes partículas de vírus se comparam em tamanho a outras estruturas, como uma bactéria *Escherichia coli* e um hepatócito humano (célula do fígado humano).

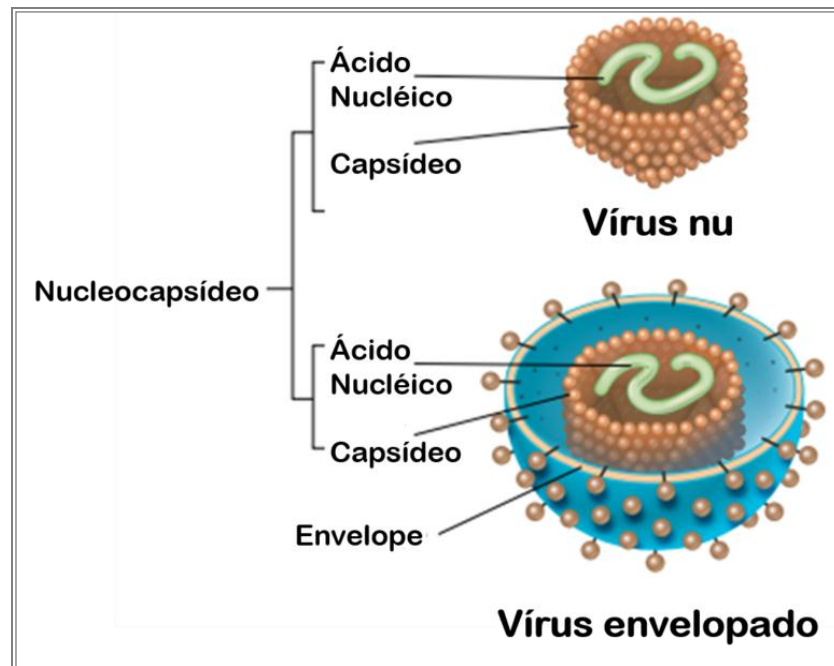
Figura 3.2 – Tamanho comparativo de alguns vírus e da *Escherichia coli* em relação a um hepatócito humano



Fonte: UNIRIO (2017)

O virion (partícula viral) consiste, pelo menos, do genoma de ácido nucléico (DNA ou RNA de fita simples ou dupla) encapsulado por uma capa proteica protetora, denominada capsídeo (Figura 3.3), com diferentes tamanhos (Figura 3.2) e morfologias (Figura 3.4). Os vírus de estrutura simples, são não envelopados (por exemplo, adenovírus), enquanto alguns vírus possuem uma membrana externa adicional, denominada envelope e estes podem ser classificados como envelopados (coronavírus, por exemplo), podendo conter lipídios e açúcares (Louten, 2016).

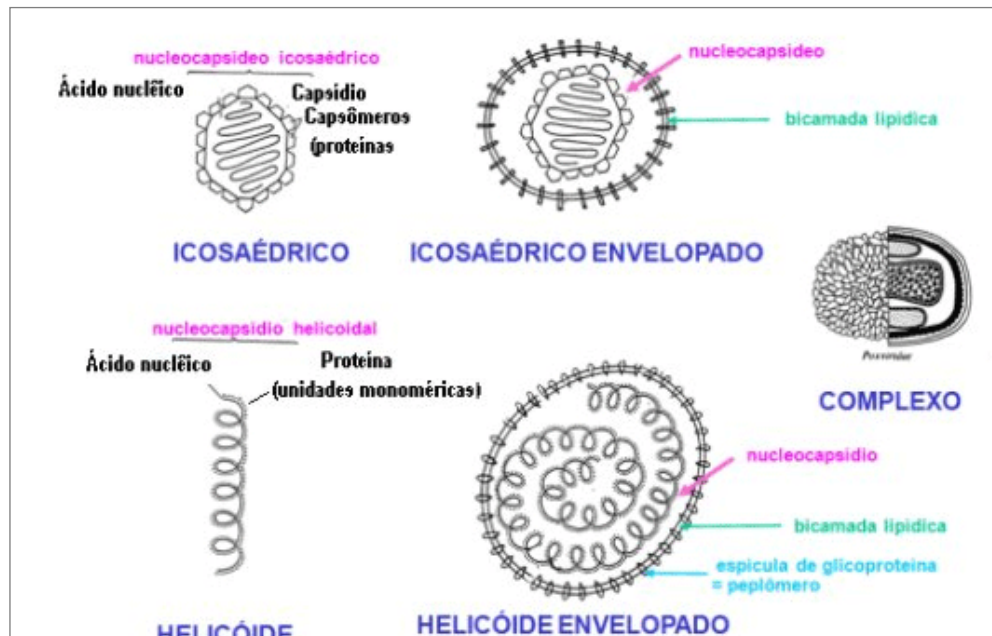
Figura 3.3 – Componentes das partículas virais não envelopadas e envelopadas



Fonte: THEY (2021)

Quanto à morfologia, a partir do arranjo estrutural do nucleocapsídeo, os vírus podem apresentar simetrias icosaédrica, helicoidal ou complexa (Figura 3.4), sendo que a grande maioria dos vírus tem seus elementos organizados segundo as duas primeiras simetrias. Na forma icosaédrica, o capsídeo está organizado como um polígono retangular, assemelhando-se a cristais (adenovírus, por exemplo). Nos vírus com morfologia helicoidal, o ácido nucleico é circundado por um capsídeo cilíndrico como uma estrutura de hélice, podendo ser helicoidal rígido, que se assemelha a bastonetes, e helicoidal frouxo, quando assume um aspecto polimórfico (Influenza e o vírus do Mosaico do Tabaco, como exemplo). Os vírus que apresentam uma organização morfológica mais complexa, podem apresentar duas cadeias peptídicas na constituição do capsídeo e sua forma resulta da suborganização de cada um dos componentes da partícula viral, como é o caso de alguns dos bacteriófagos (STEPHENS et al., 2009).

Figura 3.4 – Formas de vírus e seus componentes



Fonte: Adaptado de Schaechter et al. (2002)

Os grupos virais presentes no trato gastrointestinal humano e que, após transmissão fecal-oral, podem provocar infecções assintomáticas ou doenças em indivíduos suscetíveis, são denominados de “vírus entéricos” (WIECZOREK et al., 2015).

Uma pessoa infectada libera de 10^5 a 10^{12} partículas virais por grama de matéria fecal e, dessa forma, esses vírus estarão presentes nos sistemas de esgotos domésticos. Tal grupo de disseminação entérica inclui, aproximadamente, mais de 150 tipos de vírus pertencentes a diferentes famílias (Tabela 3.2) e são frequentemente alvo de investigações no ambiente, estando associados a diferentes quadros de doenças infecciosas (PRADO et. al., 2012; GERBA, 2000; XAGORARAKI et al., 2014).

As doenças mais conhecidas causadas por vírus entéricos são a hepatite infecciosa (vírus da hepatite A) e as gastroenterites (rotavírus e adenovírus). A Tabela 3.2 apresenta alguns dos principais patógenos virais entéricos, acompanhados de suas características morfológicas e doenças relacionadas.

Dentre os patógenos responsáveis pelas inúmeras doenças de veiculação hídrica, os vírus merecem destaque devido à sua alta resistência aos fatores ambientais e a alguns métodos de tratamento, bem como a sua baixa dose infecciosa e alta concentração presente nos esgotos. Apesar de os vírus serem considerados parasitas

intracelulares obrigatórios e não conseguem se multiplicar no ambiente, os vírus entéricos demonstraram ser altamente persistentes e estáveis em sistemas aquáticos. Isso se deve a um grau de robustez que lhes permite continuar infecciosos durante as várias condições ambientais as quais são submetidos entre um hospedeiro e outro (AW, 2018; HULO et al., 2011)

Assim, os vírus entéricos podem permanecer vivos fora do hospedeiro, e, uma vez em contato com este, causam uma infecção. Além disso, enquanto 1 a 100 partículas virais já podem ser suficientes para causar infecção em indivíduos suscetíveis quando ocorre o contato com a água contaminada (pacientes infectados podem excretar até 10^{12} vírus por grama de fezes (AW, 2018; HARAMOTO et al., 2018).

Tabela 3.2 – Principais patógenos virais encontrados no esgoto, acompanhados de suas características morfológicas e doenças relacionadas

<i>FAMÍLIA</i>	<i>NATUREZA DO GENOMA</i>	<i>PATÓGENOS HUMANOS IMPORTANTES</i>	<i>ENVELOPE</i>	<i>MORFOLOGIA</i>	<i>TAMANHO</i>	<i>DOENÇAS RELACIONADAS</i>
Adenoviridae	dsDNA	Human adenovirus A-G (HAdV)	Não	icosaédrico	70–90 nm	Gastroenterite, doença respiratória, conjuntivite, cistite
Astroviridae	ssRNA	Astrovirus 1-9 (HAstV)	Não	icosaédrico	28–30 nm	Gastroenterite, doenças relacionadas a infecções respiratórias
Caliciviridae	ssRNA	Norovírus GI, GII (NoV) Sapovírus GI, GII, GIV, GV (SaV)	Não	icosaédrico	35-40 nm	Gastroenterite
Hepeviridae	ssRNA	Hepatitis E virus G1, 2, 3, 4, 7 (HEV)	Não	icosaédrico	27–34 nm	Hepatite aguda
Picornaviridae	ssRNA	Hepatitis A virus GI-III (HAV)	Não	icosaédrico	30 nm	Hepatite aguda
Reoviridae	dsRNA	Rotavirus A to G (Rov)	Não	icosaédrico	60–85 nm	Gastroenterite

Fonte: Adaptado de CASSI et al., 2018; ICTV (2021)

Um relatório divulgado pelo Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) no ano de 2009, juntamente com a Organização Mundial da Saúde (OMS) revelou que, embora haja tratamentos econômicos e eficazes para diarreia, a doença mata mais crianças do que a AIDS, a malária e o sarampo juntos, sendo a segunda causa de

morte de meninos e meninas entre um mês e cinco anos no mundo, ficando atrás apenas da pneumonia.

Embora o mundo em desenvolvimento seja o mais atingido por doenças transmitidas pela água, países desenvolvidos também são afetados. Dentre as enfermidades infecciosas, os vírus são os principais causadores de surtos relacionados à contaminação de água e alimentos nos países desenvolvidos, onde a melhora dos tratamentos e depuração das águas residuais reduziu a transmissão da maior parte dos patógenos bacterianos (VIEIRA et al, 2012; GRABOW, 2007).

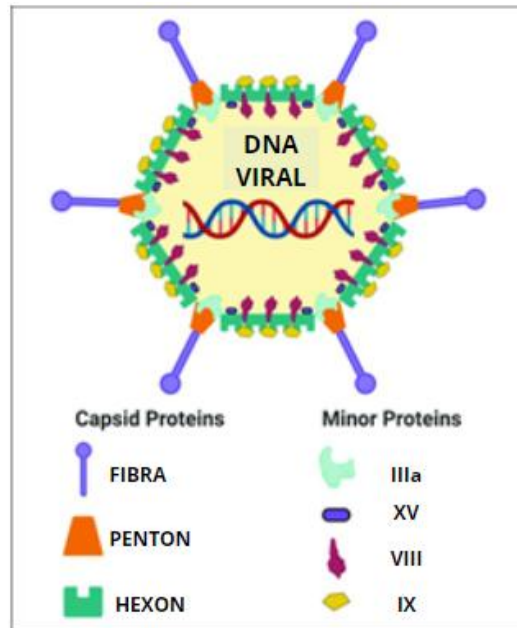
Dessa forma, especialmente no que se refere à possibilidade de transmissão de doenças virais, a inserção de sistemas de desinfecção no fluxograma de uma estação de tratamento pode ser essencial, de modo a possibilitar a redução das concentrações de tais partículas no esgoto tratado, com vistas a interromper o ciclo de transmissão das doenças de veiculação hídrica, tendo em vista os usos múltiplos conferidos aos corpos d'água que recebem águas residuárias tratadas como fontes de abastecimento, irrigação, recreação e reuso.

Adenovírus (HAdV), Rotavírus (RoV) e outros vírus entéricos, como Norovírus (NoV), são alguns dos principais patógenos virais humanos transmissíveis por meio da água. O norovírus é considerado o vírus entérico mais associado à gastroenterite em países desenvolvidos, e adenovírus e rotavírus em países em desenvolvimento (AW, 2018).

3.1.1.1 Adenovírus Humano (HAdV)

As partículas virais dos adenovírus humanos (HAdV) são icosaédricas, medindo de 70-90 nm de diâmetro, com genoma de DNA de fita dupla (dsDNA). O vírion (Figura 3.5) consiste em um capsídeo proteico envolvendo o core que contém o DNA viral. O capsídeo é composto de 3 proteínas principais: 240 trímeros hexaméricos (hexons), 12 unidades pentaméricas (bases dos pentons) e 12 fibras triméricas (fibras dos pentons) – e 4 proteínas minoritárias: IIIa, VI, VIII e IX. Na Figura 3.5 é ilustrada a representação estrutura do Adenovírus Humano (VELLINGA et al., 2005).

Figura 3.5 – Estrutura esquemática do Adenovírus



Fonte: Russell (2017) apud Coughlan (2020)

Atualmente, existem cinquenta e dois sorotipos diferentes de adenovírus identificados, sendo divididos em sete espécies (A a G) que infectam humanos. No entanto, embora muitos tipos de adenovírus sejam encontrados nas fezes de pacientes com diarreia, apenas os adenovírus entéricos (tipo 40, 41 e 52) demonstraram ser os agentes causadores de doenças gastrointestinais (ALLARD et al., 2017).

Os HAdV são encontrados mundialmente na água, causam doenças transmitidas pela água durante todo o ano e estão presentes em maior frequência no esgoto do que outros vírus entéricos (PINA et al., 1998).

Cerca de 5 a 15% das infecções diarreicas agudas em todos os continentes são causadas por adenovírus entéricos e as infecções são normalmente transmitidas por disseminação fecal-oral, incluindo qualquer tipo de contato com a água contaminada (WYN-JONES et al., 2011). Lanata et al. (2013) afirmam que 3 a 4% de todas as mortes por diarreia entre crianças menores de 5 anos no mundo foram causadas por adenovírus no ano de 2011. Além disso, conforme exposto por Allard et al. (2017), o vírus também é frequentemente associado a síndromes do trato respiratório superior, como faringite ou rinite, mas também podem causar pneumonia, doenças oftalmológicas, geniturinárias e neurológicas.

Os adenovírus são relatados como vírus resistentes aos tratamentos primários e secundários de esgoto, bem como à desinfecção por diferentes tipos de agentes químicos e físicos e até mesmo a extremos de pH (MENA et al., 2008).

Estudos evidenciam que o adenovírus é até 60 vezes mais resistente a danos no DNA provocados pela incidência de luz ultravioleta (UV-C) do que outros vírus que possuem material genético de RNA, como o vírus da hepatite A e enterovírus, isto porque uma das fitas de DNA não danificadas pela exposição à luz UV-C pode servir como molde para o reparo da outra fita, usando enzimas da célula hospedeira para a realização deste reparo (FONG et al., 2005; SIRIKANCHANA et al. 2008; THOMPSON et al., 2003).

Os adenovírus são excretados em densidades elevadas nas fezes humanas e ocorrem no esgoto, águas brutas e tratadas e também já foram detectados em moluscos (OMS, 2004; CARTER et al., 2005).

Em compilado realizado por Aw (2018), apresenta-se a concentração média de HAdV entre $1,7 \times 10^7$ a $3,3 \times 10^9$ cópias do genoma por litro de esgoto bruto, com base em estudos realizados em diferentes países como Brasil, Japão e Nova Zelândia.

Na China, Cho et al. (2000) detectaram adenovírus em 87,5% das amostras de águas de rio. Lee et al. (2002) analisando água de abastecimento na Coreia, obtiveram um índice de positividade de 60,9 % para HAdV entre as amostras. Em estudo realizado por Prado et al. (2011), o genoma viral do Adenovírus foi identificado em 64,2% das amostras de efluentes de duas ETEs localizadas no Rio de Janeiro, sendo encontrado o valor de $2,8 \times 10^3$ cópias do genoma por ml (GC/ml) nos efluentes filtrados do processo anaeróbio e $1,4 \times 10^3$ GC/ml nos efluentes clorados do processo de lodos ativados.

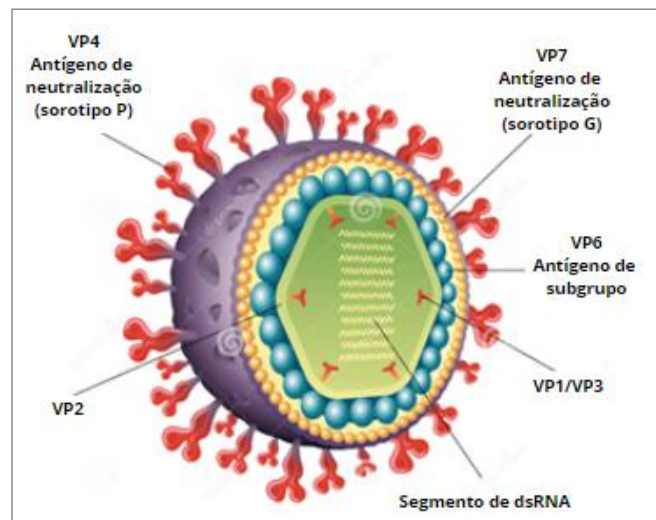
Por se tratar de um vírus com propriedades de sobrevivência a longo prazo, com maior estabilidade que espécies de bactérias adotadas atualmente como indicadores de contaminação fecal e outros vírus entéricos, possuir alta resistência à luz ultravioleta e um genoma de DNA que simplifica e diminui o custo dos procedimentos de detecção molecular em comparação com o caro processamento de RNA, os adenovírus têm sido apontados por diversos grupos de pesquisa como bons candidatos para

indicadores de contaminação fecal no meio ambiente (HARAMOTO et al., 2007; GERBA et al., 2002; GIRONES et al., 2014).

3.1.1.2 Rotavírus (RoV)

O Rotavírus é descrito como um vírus de RNA, da família Reoviridae, do gênero Rotavírus, que inclui, pelo menos, sete grupos (A-G) que podem ser distinguidos com base nas suas relações antigênicas e nos padrões de migração dos segmentos de RNA dupla fita em eletroforese em gel de poliácridamida. O RoV é um vírus não envelopado de cerca de 60-85 nm de diâmetro, que possui um triplo capsídeo proteico de morfologia icosaédrica, composto por seis proteínas estruturais (VP1 a VP7) e cinco não estruturais (NSP1 a NSP5) codificadas por 11 segmentos de RNA de dupla fita (DA SILVA et al., 2016). A Figura 3.6 apresenta um esquema estrutural do Rotavírus.

Figura 3.6 – Representação esquemática do Rotavírus



Fonte: Roberto Biasini (SD)

A maioria das cepas humanas pertence ao grupo A (RoV-A), embora os grupos B e C já tenham sido associados a doenças humanas (Estes 2007). A partícula de RoV-A é um dos principais agentes virais relacionados às doenças diarreicas agudas (DDA), sendo uma das mais importantes causas de diarreia grave que acometem crianças menores de cinco anos em várias regiões do mundo, onde o vírus é responsável por cerca de 600 mil mortes anuais, sendo que mais de 80% são registradas em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento (PARASHAR et al., 2006).

Kittigul et al. (2005) obtiveram distintos resultados para a presença de rotavírus em diferentes tipos de amostras, sendo esses resultados de 20% para amostras de água de rio, 26,7% em esgoto de um córrego, 25% em esgoto doméstico bruto e nenhuma amostra positiva para água de consumo.

No Brasil, o RoV foi identificado pela primeira vez por Linhares e colaboradores em 1976, através de Microscopia Eletrônica, quando o vírus foi isolado em cerca de 46% das amostras de fezes de crianças menores de três anos internadas por diarreia grave em um hospital público de Belém, no Estado do Pará. Desde então, esse vírus foi identificado em todo o território nacional, causando infecções graves em crianças menores de cinco anos de idade. (LINHARES, 2000).

O principal mecanismo de transmissão é a via fecal-oral, embora existam relatos da presença do vírus nas secreções das vias respiratórias e outros fluidos corporais. Dessa forma, assim como outros vírus gastroentéricos, a ocorrência de rotavírus humano tem sido rotineiramente relatada em esgotos e em diversas matrizes ambientais em todo o mundo (GARRAFA, 2009; SILVA, 2018). No ano de 2011, o RV-A foi detectado em 100% de amostras de esgoto bruto e em 71% em esgoto tratado de uma ETE no Rio de Janeiro (PRADO, 2014). Villena et al. (2003), estudando amostras de esgoto no Egito e na Espanha, detectaram rotavírus em 85,7% e 66,9% das amostras de ambas as cidades, respectivamente.

Diversos estudos têm demonstrado a grande resistência dos rotavírus aos fatores ambientais e aos diversos processos empregados no tratamento de água para abastecimento e tratamento de esgoto, como variações de pH, cloração e ação da luz ultravioleta (MENG et al., 1987; ESTES et al., 1979; PAULI, 2003; RAO et al, 1986).

Os índices de diarreia associada ao Rotavírus são semelhantes em países desenvolvidos e em desenvolvimento, embora a mortalidade pela virose seja variável de acordo com o nível socioeconômico. Isso sugere que melhorias em saneamento básico e higiene, os quais têm sido responsabilizados pela redução da incidência da maioria das diarreias infecciosas em países desenvolvidos, dificilmente irão prevenir a rotavirose de modo significativo (PEIXOTO, 2013).

Conseqüentemente, a prevenção por meio de vacinação tornou-se essencial para o controle dessa doença. Assim, após a realização de diversos estudos que tiveram como objetivo a criação de uma vacina eficaz na promoção do controle da diarreia por RoV em crianças, esse esforço resultou na vacina de nome Rotarix, registrada em mais de 48 países e a única disponível no Brasil - licenciada pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) no ano de 2005 e incluída no calendário do Programa Nacional de Imunizações (PNI) em 2006. O impacto positivo da introdução desta vacina já foi demonstrado em alguns países europeus, africanos e americanos, conforme Costa et al. (2011).

Contudo, são identificadas algumas limitações relacionadas à estratégia de vacinação, como a possibilidade de o vírus sofrer mutações que possam reverter o estágio não patogênico para um estágio patogênico, bem como o fato de os mecanismos responsáveis pela imunidade nas infecções por RoV ainda não serem completamente entendidos, uma vez que os estudos sobre o papel dos anticorpos no soro forneceram resultados conflitantes. Além disso, vacinas atenuadas de vírus capazes de ser transmitidos verticalmente, como é o caso do Rotavírus, também não são recomendadas a gestantes, uma vez que ainda mantêm sua capacidade replicativa (LINHARES, 2000; PRADO, 2014; SANTOS et al., 2005).

Com isso, em que pese a reconhecida importância da vacinação para impedir infecções, a prevenção da rotavirose continua sendo uma tarefa multifatorial e envolve fatores como boas condições de saneamento básico e higiene, bom estado nutricional da criança e a administração de vacinas efetivas e seguras (MULATINHO, 2012).

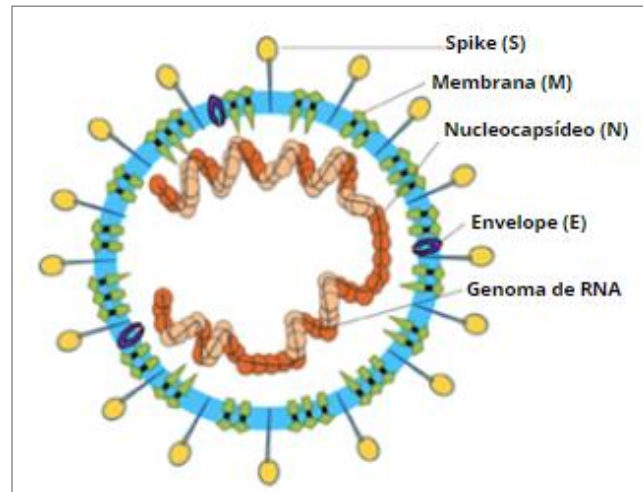
3.1.1.3 SARS-CoV-2

O SARS-CoV-2, um novo coronavírus (CoV), da família Coronaviridae, é um vírus envelopado com genoma composto por uma molécula de RNA, fita simples (BORGES et al., 2020). As partículas virais são esféricas e com aproximadamente 80-220 nm e, junto com os demais coronavírus, está entre os maiores vírus de RNA identificados até o momento (CHAN et al., 2020). Uma ilustração da estrutura viral do SARS-COV2 é apresentada na Figura 3.7.

O SARS-CoV-2 é a partícula responsável pelo atual surto da COVID-19 (da sigla em inglês – Coronavirus Disease 2019 - doença por coronavírus do ano 2019) e foi

identificado pela primeira vez em Wuhan, na China, em dezembro de 2019, sendo que a doença associada foi declarada em pandemia mundial no mês de março de 2020 (BORGES et al., 2020; ZHU et al., 2020).

Figura 3.7 – Representação estrutural do Sars-Cov-2



Fonte: Li et al., 2020

A doença é transmitida, primariamente, de uma pessoa infectada – seja sintomática, pré-sintomática ou assintomática – através de partículas virais contidas em gotículas orais ou nasais, expelidas durante espirros, tosse ou fala (ARONS et al., 2020). Estudos em laboratório mostram que partículas de SARS-CoV-2 podem se manter viáveis por períodos que variam de minutos a horas, dependendo do tipo de superfície e da carga viral depositada sobre elas (VAN DOREMALEN et al., 2020).

Durante o atual surto mundial de COVID-19, estudo publicado por Wu et al. (2020) reportou a presença de RNA viral em fezes de 50% dos portadores do SARS-CoV-2 testados, sendo que os testes para a presença de RNA do SARS-CoV-2 nas fezes permaneceram positivos por uma média de 11 dias após as amostras do trato respiratório dos pacientes terem sido negativas, indicando a replicação ativa do vírus no trato gastrointestinal. Isso levou à detecção, acompanhamento e investigação do RNA viral do SARS-CoV-2, que é um vírus envelopado, em fezes, esgoto bruto e esgoto tratado ao redor do mundo, desde o início da referida pandemia.

Tem-se informações da detecção do SARS-CoV-2 no esgoto em diversas localidades como Alemanha (WESTHAUS et al., 2020), Brasil (PRADO et al., 2020; MOTA et al.,

2021; ESPINOSA et al., 2021), Chile (AMPUERO et al., 2020), Índia (ARORA et al., 2020), Japão (HATA et al., 2020) e Estados Unidos (WU et al., 2020).

Nesse contexto, uma possível, mas não confirmada, transmissão fecal-oral, foi associada a esses vírus (ARSLAN et al., 2020; HELLER et al., 2020; YEO et al., 2020). No entanto, partículas virais infecciosas não foram isoladas a partir deste tipo de amostras e, portanto, até o presente momento, não há evidências de que o esgoto represente uma via de transmissão de covid-19, uma vez que somente a presença de RNA viral não confirma a transmissão por via fecal-oral (KITAJIMA et al., 2020; WÖLFEL et al., 2020).

3.1.1.4 Métodos de concentração, detecção e quantificação de vírus entéricos em amostras ambientais

A detecção de patógenos virais em amostras ambientais é uma importante atividade no controle da poluição de águas, uma vez que a presença de diferentes vírus no ambiente aquático está diretamente relacionada com diferentes surtos de saúde pública registrados em todo o mundo. Em vários países, métodos para a detecção de vírus entéricos em águas tratadas e não tratadas consistem em importante tema de pesquisa, contribuindo para ações epidemiológicas efetivas e abrindo novas perspectivas de controle ambiental em águas tratadas para consumo e irrigação, águas não tratadas, água mineral para consumo, na vigilância epidemiológica para caracterização dos genótipos circulantes e avaliação do impacto da introdução de futuras vacinas no ambiente (LINHARES, 2002; STRAUB et al., 2003).

- Recuperação e concentração viral

Existem diversos métodos de concentração viral e eluição. Os diferentes tipos de filtração para a concentração viral incluem a utilização de membranas eletropositivas ou eletronegativas, filtros com fibra de vidro, floculação ácida, ultracentrifugação. Os métodos de adsorção-eluição mais comumente utilizados são os que interagem com as cargas dos vírus presentes na água, usando trocas sucessivas de pH (FONG et al., 2005).

Evidências indicaram que a utilização de membranas eletronegativas é mais eficiente na recuperação viral em amostras de água do mar, uma vez que estas possuem

muitas cargas positivas (íons cátions), a adsorção do vírus na membrana é facilitada pela interação entre as cargas opostas. Sendo assim, determinou-se que para se obter a mesma eficiência nas demais amostras de águas, um passo importante para a recuperação viral é positivar estas amostras com íons cátions, de modo a permitir uma adsorção considerável a membrana (KATAYAMA et al., 2002).

- Detecção/quantificação viral

A detecção de vírus no ambiente aquático é possível através de diferentes metodologias como cultura de células, análises moleculares como a PCR, Multiplex PCR, PCR em Tempo Real e Cultura de células integrada -ICC-RT-PCR (FONG et al., 2005).

- PCR ou RT-PCR

A reação em cadeia da polimerase (PCR) foi desenvolvida na década de 1980 pelo Dr. Kary Mullis. A técnica tem sido comparada a uma “fotocopiadora molecular” devido à sua capacidade de reconhecer uma sequência específica de DNA e sintetizar com rapidez e precisão um grande número de cópias. PCR em tempo real, também conhecido como PCR quantitativo (qPCR), combina a amplificação e detecção em uma única etapa. Outra técnica conhecida como reação em cadeia da polimerase após transcrição reversa (RT-PCR) usa o RNA como o modelo de ácido nucleico inicial, sendo utilizada para amplificar alvos de RNA. (MULLIS, 1990; JALALI et al., 2017).

A utilização de técnicas de Biologia Molecular, principalmente RT-PCR resultaram na obtenção de uma grande quantidade de informações na área de virologia ambiental permitindo a detecção de vírus patogênicos com crescimento inadequado ou nenhum crescimento em culturas celulares (WYN-JONES, 2001).

Métodos baseados em qPCR tornaram-se o padrão para a detecção e quantificação de vírus em água, especialmente aqueles de difícil cultivo, como os norovírus humanos (GIRONES et al., 2010; RODRIGUEZ-MANZANO et al., 2009).

No entanto, também é verdade que os resultados obtidos da qPCR são considerados limitados devido às incertezas introduzidas por uma variedade de fatores ambientais

e variabilidade do método. Existem várias causas principais de variabilidade na quantificação de genomas virais por qPCR: i) a matriz da amostra, devido à quantidade de inibidores, por exemplo; ii) o processamento da amostra, considerando os métodos de concentração viral, extração de material genético; iii) na detecção molecular propriamente dita, devido à possibilidade de erros humanos, sequência de primer/sonda e condições de ciclagem, instrumento qPCR, dentre outros; e iv) na análise dos dados, como o software de análise utilizado e limite de detecção e/ou quantificação (WU et al., 2013).

○ CULTURA DE CÉLULAS

O princípio da detecção de vírus entéricos em culturas celulares é o método clássico e de referência para análise desses microrganismos, e baseia-se no fato de que certos vírus podem multiplicar-se em culturas celulares “in vitro” e que essa multiplicação pode ser visualizada (CETESB, 2011).

A replicação viral é seguida por alterações morfológicas e bioquímicas da célula hospedeira, que acabam por levar à destruição celular. Existem várias formas dessas alterações, dependendo da espécie do vírus, como formação de sincício, arredondamento celular ou lise celular. Tais alterações celulares visíveis são comumente referidas como efeitos citopático (ECP). O isolamento em monocamada celular é realizado em duas etapas principais: inoculação e adsorção dos vírus sobre as células e a seguir, incubação em presença de meios líquidos ou gelificados. Para alguns vírus que não produzem ECP, ou para os quais as linhagens celulares são pouco sensíveis a detecção é realizada indiretamente, seja por meio de uma técnica imunológica “in situ” ou por técnicas de Biologia Molecular (GERBA et al., 2019).

A análise virológica por isolamento em cultivo celular permite avaliar a viabilidade das partículas virais presentes, ou seja, aqueles capazes de se replicar em cultura de células e, portanto, têm o potencial de se replicar em humanos e animais e causar doenças, aspecto vantajoso quando comparado a técnicas de biologia molecular. No entanto, a técnica apresenta a limitação de ser uma análise trabalhosa e demorada, além de não ser possível identificar a especificidade do vírus presente. Ademais, os métodos baseados em culturas de células apresentam limitações consideráveis quando aplicadas em amostras ambientais devido à existência de múltiplas espécies

de vírus, ausência de linhagens celulares permissivas para certos vírus e a possibilidade da amostra conter compostos tóxicos para culturas de células usadas para a detecção de vírus infecciosos (GERBA et al., 2019; CUEVAS-FERRANDO et al., 2022). Para superar esse inconveniente, vem sendo bastante utilizada atualmente a integração dos dois métodos, ou seja a Reação em Cadeia da Polimerase integrada à Cultura Celular. As amostras concentradas são inoculadas previamente em cultura celular, o que permite a amplificação viral e em seguida submetidas ao RT-PCR (SCHWARTZBROD, 2000; WYN-Jones et al., 2001).

3.1.2 Microrganismos indicadores

O monitoramento ambiental de patógenos, incluindo bactérias, vírus, protozoários e helmintos, requer altos custos e procedimentos tecnologicamente exigentes a serem executados por mão de obra qualificada. Além disso, o número e a variedade de patógenos presentes em águas residuais podem ser altamente mutáveis, muitas vezes tornando seu monitoramento rotineiro ou impraticável, ou financeiramente inviável (MOMBA et al., 2019). Assim, para tornar o monitoramento praticável, são usados os organismos indicadores de contaminação.

Indicadores são o conjunto de organismos que são usados como uma ferramenta-chave para examinar a presença potencial de patógenos na água e esgoto e monitorar a qualidade da água (ASHBOLT et al, 2001). Assim, a presença de organismos indicadores específicos significa que uma determinada fonte de água ou esgoto pode estar contaminada por patógenos que geralmente estão associados ao trato intestinal. Em geral, os organismos indicadores estão presentes em concentrações consistentemente altas em águas residuais não tratadas, conforme dados da Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Concentrações típicas de microrganismos indicadores no esgoto bruto

<i>Microrganismos</i>	<i>Concentrações típicas em esgoto bruto (Organismos/100ml)</i>
Coliformes totais (CT)	E+07 a E+10
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	E+06 a E+09
Colifagos somáticos (CS)	E+06 a E+07

Fonte: Adaptado de Momba et al. (2019)

3.1.2.1 Bactérias Indicadoras

O termo bactérias indicadoras fecais descreve a variedade de bactérias que habitam o trato gastrointestinal de animais homeotérmicos (mamíferos e aves superiores). Sua presença na água pode indicar contaminação fecal e possível associação com patógenos entéricos. Geralmente, bactérias indicadoras incluem os coliformes totais (TC), coliformes termotolerantes ou fecais (FC), *Escherichia coli* (*E. coli*), *Enterococcus* spp. (IE), a maioria dos quais são recorrentemente excretado nas fezes (ROCHELLE-NEWALL et al., 2015).

Vale lembrar que os organismos indicadores de contaminação, mais especificamente os coliformes e estreptococos fecais, são utilizados como parâmetros de monitoramento porque estes, além de fáceis de identificar, estão sempre presentes, em grandes quantidades, nas fezes de origem humana e de outros animais de sangue quente. Assim, a presença de coliformes e estreptococos fecais em uma amostra de água torna-se um forte indicativo de que aquela água foi contaminada pelo lançamento de esgotos domésticos e deve, muito possivelmente, conter organismos patogênicos. Trata-se, portanto, de uma determinação indireta da presença de organismos causadores de doenças, uma vez que os organismos indicadores são, em sua vasta maioria, habitantes do trato intestinal do homem e não são causadores de doenças (JOFRE et al., 2016).

O presente texto não irá apresentar descrição relativa aos *Enterococcus*, uma vez que esses indicadores não foram objeto de estudo desta análise.

Grupo coliformes

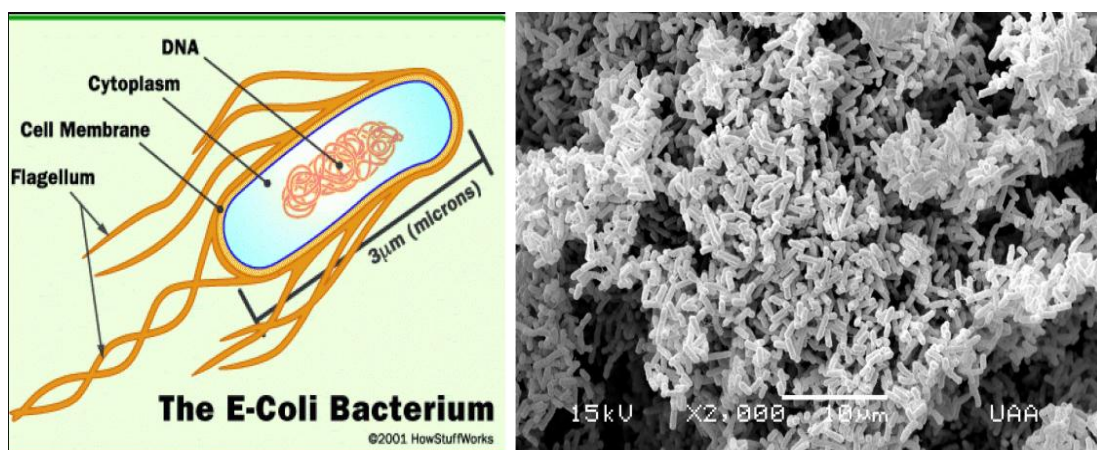
O grupo coliformes é universalmente utilizado como indicador de poluição de água por estar presente no trato intestinal de animais de sangue quente. Todos os representantes são bacilos Gram-negativos da família *Enterobacteriaceae*, não esporulados, que fermentam a lactose, devido à presença de enzima beta-galactosidase que catalisa a quebra da lactose em glicose e galactose com produção de gás dentro de 24 a 48 horas à 35°C (STEVENS et al., 2003).

As bactérias coliformes incluem tanto espécies de bactérias aeróbias, quanto anaeróbias facultativas (ou seja, organismos que podem sobreviver na ausência de

oxigênio) e gêneros que se originam em fezes (por exemplo, *Escherichia*), assim como gêneros de origem não fecal (por exemplo, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Citrobacter*). Por isso, os coliformes podem ser comumente encontrados em amostras de plantas, solo, no trato gastrointestinal de humanos e animais de sangue quente. Assim, a utilização dos coliformes totais como indicador de contaminação fecal é limitado, já que algumas espécies podem ocorrer no ambiente naturalmente, levando alguns cientistas se referirem a eles como coliformes “ambientais”, dada a sua possível ocorrência em locais não contaminados. Então, o uso de coliformes com a finalidade de serem microrganismos indicadores baseia-se na premissa de que ao serem detectados na matriz de interesse, provavelmente microrganismos patogênicos estarão também presentes (VON SPERLING et al., 2005; VON SPERLING, 2018).

Um subgrupo das bactérias do grupo coliforme, os Coliformes Fecais (termotolerantes), diz respeito às bactérias que fermentam a lactose a 44,5° C em 24 horas, tendo como principal representante a *Escherichia coli* (*E. coli*), que é de origem exclusivamente fecal. Os coliformes fecais, mais especificamente *Escherichia coli*, possuem células em forma de bastonetes (bacilos) medindo entre 1,1 a 1,5 µm por 2 a 6 µm, e sendo a maioria é móvel, devido a existência de flagelos (Figura 3.8), fazendo parte da microbiota intestinal do homem e outros animais de sangue quente. Estes microrganismos, quando detectados em uma amostra de água, fornecem evidência direta de contaminação fecal recente, e por sua vez podem indicar a presença de patógenos entéricos (POPE et al, 2003).

Figura 3.8 – Representação estrutural da *E. coli* (à esquerda) e Micrografia eletrônica de varredura de *E. coli* isolada da água do rio (à direita)



Fonte: BRASILAGRO (2019); CASTILLO et al. (2015)

3.1.2.2 Indicadores virais

Bacteriófagos

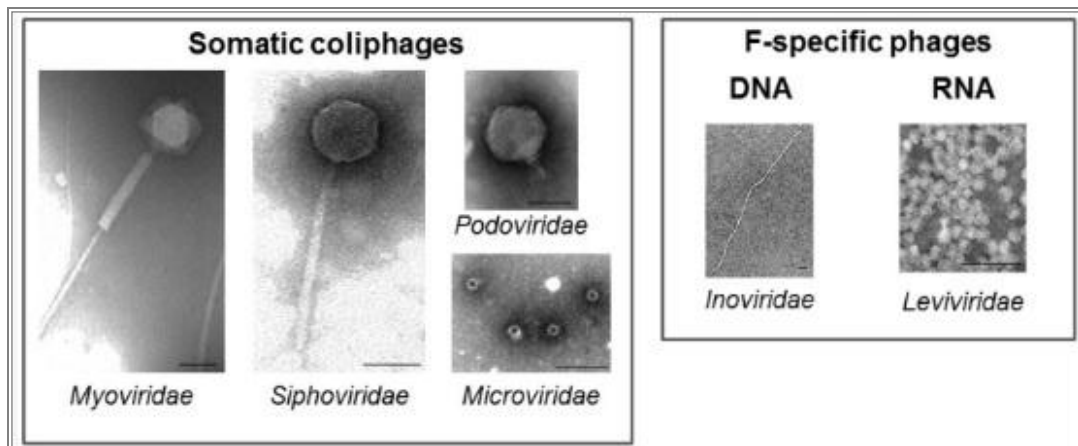
Alguns estudos têm relatado a inexistência de correlação entre a presença de vírus entéricos e bactérias indicadoras em efluentes e concluem que indicadores bacterianos não dão um indício confiável da qualidade virológica da água (DIAS et al., 2018; FUMIAN et al., 2013; SIDHU et al., 2018).

Assim, grupos selecionados de bacteriófagos, vírus que infectam células procariotas (bacteriófagos), são de considerável interesse para monitoramento da contaminação fecal e da qualidade da água e aparecem como uma melhor opção para a sua utilização como marcadores virológicos - indicadores de vírus, já que apresentam comportamento semelhante aos vírus entéricos na água. Os bacteriófagos são vírus que infectam bactérias, podem ser encontrados em todos os ambientes onde bactérias crescem, por exemplo, no solo, na água e no intestino de humanos ou animais de sangue quente. Com isso, eles podem ser excretados nas fezes e também podem ser encontrados em águas residuais (BOSCH, 1998; USEPA, 2015).

Os bacteriófagos que infectam E.coli são denominados colifagos e normalmente detectados em fezes humanas, porcos, galinhas, bovinos e outros animais, sendo divididos entre F-específicos e somáticos. O último grupo (colifagos somáticos) é reportado como os melhores indicadores para avaliar a qualidade microbiológica da água e efluentes, por serem mais prevalentes e terem maior resistência frente às altas radiações solares (ROSETO, 2009).

Colifagos somáticos são um grupo heterogêneo de fagos cujos membros infectam células hospedeiras (E. coli e outras Enterobacteraceae) através da parede celular bacteriana (Mesquita et al., 2010). Este grupo geralmente é detectado pelas cepas hospedeiras recomendadas nos métodos padronizados e encontrados em águas residuais, os quais pertencem às famílias Myoviridae, Siphoviridae, Podoviridae e Microviridae. O grupo de bacteriófagos de RNA F-específico (família Leviviridae) contém dois gêneros (Levivirus e Allolevirus) e três grupos menores não classificados (Figura 3.9).

Figura 3.9 – Tipos mais comuns de colifagos somáticos e bacteriófagos de RNA F-específico



Fonte: Jofre et al. (2016)

3.2 Reatores UASB para tratamento de esgotos domésticos

O uso da tecnologia anaeróbia para o tratamento de águas residuárias no Brasil, em especial com a utilização do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, consagrado mundialmente como reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), vem se estabelecendo há bastante tempo. Tal afirmação é corroborada pelo expressivo número de estações de tratamento de esgotos (ETE) que utilizam reatores anaeróbios em diversos estados brasileiros, representando 37% de todas as tecnologias de tratamento de esgoto doméstico em operação no país (ANA, 2020).

O funcionamento dos reatores UASB, operados com fluxo ascendente e baseados no processo de digestão anaeróbia, não depende de qualquer material de enchimento para servir de suporte para o crescimento da biomassa. A imobilização dos microrganismos ocorre por meio de auto adesão e formação de flocos ou grânulos densos suspensos, que se dispõem em camadas de lodo, de tal forma que o material mais denso com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação (leito de lodo) se localiza no fundo do reator e, nas regiões próximas ao topo do compartimento de digestão, encontra-se o lodo menos denso e mais leve (manta de lodo). Por esse motivo, são considerados reatores de manta de lodo, uma vez que o afluente recebe tratamento passando por mantas de lodo floculadas ou granulares (OAKLEY et al., 2017).

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as camadas de lodo ao longo da altura do reator, sendo a mistura, responsável pela garantia do maior contato entre a

biomassa e o substrato, conseguida pelo fluxo ascensional do esgoto e pelas bolhas de biogás formadas pela decomposição anaeróbia da matéria orgânica. A saída do esgoto se dá por um compartimento de decantação interno, localizado na parte mais alta do reator (CHERNICHARO, 1997).

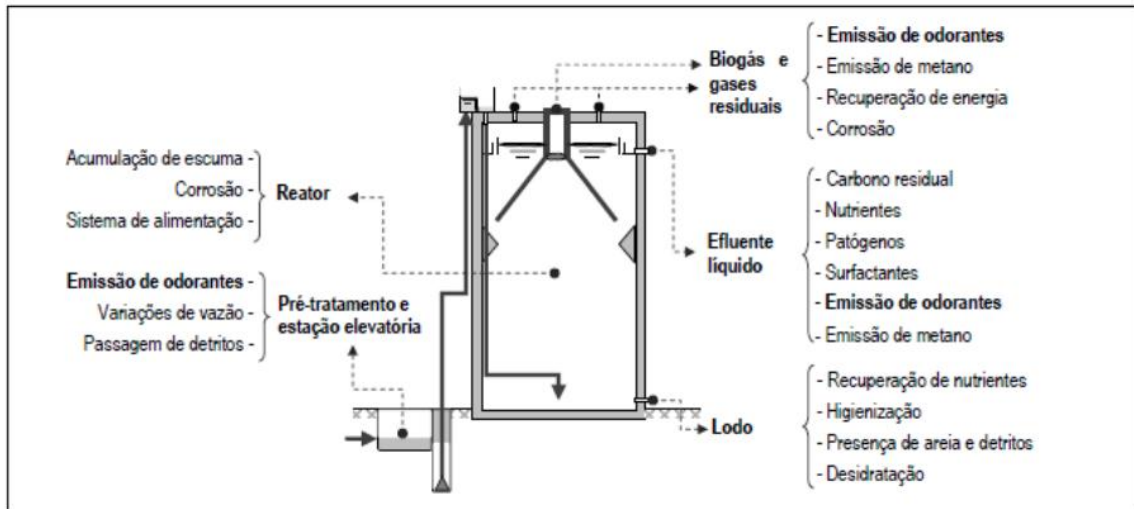
Um aspecto que pode ser considerado o principal mecanismo que diferencia o UASB das demais tecnologias anaeróbias diz respeito ao separador trifásico. A coifa, ou separador trifásico, opera na região da base do decantador do reator e funciona como mecanismo de separação da fase gasosa - biogás formado a partir da digestão anaeróbia, da fase líquida - compostos remanescentes do tratamento, e da fase sólida - lodo formado na zona de digestão do reator (GLÓRIA, 2018).

Em suma, a principal vantagem da tecnologia de reatores UASB é a baixa ou nula demanda por energia, o que reduz até dez vezes o custo operacional, se comparado com o dos reatores de lodos ativados (CHERNICHARO et al., 2015).

No entanto, não obstante as grandes vantagens e vasta utilização, além da reconhecida eficiência desses sistemas anaeróbios na remoção de matéria orgânica em termos de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e de sólidos suspensos totais (SST), os reatores UASB ainda apresentam algumas limitações, não completamente elucidadas até o presente (LOBATO, 2011).

Os potenciais problemas e possíveis melhorias no projeto, construção e operação dos reatores UASB tratando esgoto doméstico, conforme a experiência brasileira, são relatadas por Chernicharo e Stuetz (2008) e apresentam-se na Figura 3.10, onde encontram-se agrupados de acordo com seu ponto de origem.

Figura 3.10 – Tópicos de interesse para possíveis melhorias em ETEs que empregam reatores UASB



Fonte: Chernicharo et al. (2010)

De acordo com a experiência brasileira, os principais problemas e limitações nos reatores UASB são: (i) o reator em si, com problemas operacionais devido ao acúmulo de espuma (material flutuantes, óleos e graxas), ou seja, parte do material não é degradada no reator anaeróbico; a corrosão, devido à presença de compostos reativos aos materiais de constituição do reator, como concreto e aço; e o sistema de alimentação, como a correta distribuição do afluente ao tentar minimizar problemas relacionados ao curto-circuito hidráulico; (ii) o pré-tratamento e a estação elevatória, com problemas como emissão de compostos odorantes; variação de vazão devido à conhecida dinâmica de utilização da água nas residências; passagem de detritos, com problemas como acúmulo de material inerte, areia, na parte inferior do corpo do reator; e ainda, dificuldades como obstrução nas bombas; (iii) o biogás e o gás residual gerados, com problemas de emissão de compostos odorantes, via sulfetogênica no reator; emissão de metano, via metanogênica; possibilidade de recuperação de energia - metano e possibilidade de corrosão das tubulações; (iv) o próprio efluente líquido, devido ao carbono residual não convertido no sistema anaeróbico; nutrientes formados durante o tratamento; micro-organismos patogênicos não eliminados; surfactantes não degradados pelos microrganismos anaeróbios; emissões odorantes devido aos gases dissolvidos e emissão de gases de efeito estufa (metano); e (v) o lodo, com possibilidades de recuperação de nutrientes (aplicação ao solo); higienização (microrganismos patogênicos); presença de areia e detritos; e a

necessidade de equipamentos mecânicos ou leitos de secagem para desidratação (CHERNICHARO et al., 2008).

No que diz respeito ao tópico referente ao efluente líquido, por ser projetado especificamente para estabilização de matéria orgânica, nem sempre a qualidade dos efluentes anaeróbios atendem à legislação ambiental, especialmente nos casos de lançamento dos efluentes em corpos receptores cuja finalidade de uso exige maior rigor e no que tange aos microrganismos patogênicos. Dessa forma, sistemas eficientes constituídos de pré-tratamento com reatores UASB e seguidos de unidades de pós-tratamento podem atender às exigências de qualidade para os efluentes, com vantagens técnicas e, até mesmo, econômicas em relação aos sistemas convencionais (lodos ativados, por exemplo). Nesse sentido, várias alternativas de pós-tratamento de efluentes anaeróbios se encontram em desenvolvimento, ao passo que algumas já se encontram em uso na prática, como é o caso das denominadas lagoas de polimento, voltada para a desinfecção do efluente (SCHELLINKHOUT et al., 1991; SOARES et al., 2000; OAKLEY et al., 2018).

3.3 Características microbiológicas do efluente do reator UASB

Nos processos anaeróbicos de tratamento de efluentes, como são projetados especificamente para estabilização de matéria orgânica, qualquer remoção ou inativação de patógenos virais, bacterianos, protozoários ou helmintos em efluentes tratados ou lodo é incidental aos objetivos do projeto (OAKLEY et al., 2017).

Os principais mecanismos que afetam o destino de patógenos em reatores UASB são a retenção no lodo e os mecanismos físico-químicos. A retenção no lodo é o principal fator responsável pela remoção de patógenos de efluentes tratados em reatores anaeróbios de manta de lodo, sendo influenciado por fatores como velocidade ascendente do líquido, tempo de retenção do lodo no reator e turbulência devido à produção de biogás. Outros fatores físico-químicos potenciais incluem temperatura, tempos de reação, toxicidade de NH_3 e toxicidade de ácidos graxos voláteis. No entanto, não há dados de suporte para esses possíveis mecanismos de remoção de microrganismos patogênicos dentro do reator (OAKLEY et al., 2017).

Comumente, a remoção de bactérias fecais em reatores UASB parece ser um pouco maior do que a remoção de vírus, protozoários e helmintos. Dessa forma, a faixa de redução de patógenos relatada na literatura para reatores UASB é geralmente entre zero e 2 unidades \log_{10} para bactérias e menos de 1 unidade \log_{10} para outros patógenos. Os relatos de remoção de ovos de helmintos, principalmente os de *Ascaris*, variam de 0,42 a 0,92 \log_{10} unidade em reatores de sistemas de tratamento de esgoto em escala real. No que diz respeito à remoção de vírus entéricos, Prado et al. (2011) relataram 0,7 \log_{10} de remoção para adenovírus humano, 0,2 \log_{10} para norovírus, e nenhuma remoção para rotavírus do grupo A (VON SPERLING et al., 2005; OAKLEY et al., 2018).

Em geral, espera-se que um reator UASB forneça remoção de 0,8 a 1,6 \log_{10} para patógenos bacterianos; desprezível a 0,7 \log_{10} para vírus; 0,3 \log_{10} para patógenos de protozoários (com base em apenas um estudo); insignificante a 1,0 \log_{10} para ovos de helmintos; e 0,4 a 2.2 remoção de \log_{10} para bactérias indicadoras fecais (OAKLEY et al., 2017).

3.4 Desinfecção de esgotos domésticos

O objetivo principal da desinfecção de esgotos sanitários é inativar, de forma seletiva, os organismos causadores de doenças para tornar segura a água receptora para os diferentes tipos de usos, sem que seja necessária a eliminação de todos os organismos, como acontece na medicina e na indústria alimentícia. Tal processo pode ser atingido por três vias, basicamente: i) danificação de componentes de estruturas celulares dos organismos patogênicos (parede celular, citoplasma ou núcleo), interferindo em suas funções elementares; ii) alteração de compostos importantes envolvidos no catabolismo dos organismos (enzimas e seus substratos), alterando seu balanço de energia; e iii) alteração nos processos de síntese e crescimento celular a partir da alteração de funções (síntese de proteínas e de ácidos nucleicos, por exemplo). Os patógenos de maior dimensão (cistos de protozoários e ovos de helmintos) podem ser removidos por meio de mecanismos como sedimentação e filtração. Já os microrganismos de menor dimensão, como as bactérias e os vírus, necessitam do emprego de condições ambientais adversas (temperatura, pH, falta de alimento, competição entre as espécies) ou outros mecanismos de desinfecção capazes de inativar seletivamente essas espécies (VON SPERLING, 2018).

O controle da população de bactérias e vírus presentes em um determinado sistema pode ser realizado através de procedimentos de desinfecção que utilizam agentes físicos, como aquecimento e radiação ou químicos, como detergentes, halogênios e metais pesados. Os principais processos para redução de organismos patogênicos no tratamento de esgotos se dividem em métodos naturais e artificiais. Lagoas de maturação e infiltração no solo são os representantes dos processos naturais, enquanto radiação UV, cloração e ozonização têm sido, até o momento, os mecanismos artificiais eleitos como mais favoráveis para desinfetar os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos (CHERNICHARO et al., 2001).

A seguir, são apresentadas breves considerações sobre os principais aspectos relacionados às alternativas usualmente adotadas para a desinfecção de esgotos.

3.4.1 Lagoas de maturação

De acordo com Cavalcanti et al. (2001), a denominação de lagoas de maturação tem o objetivo de distingui-las das lagoas de estabilização, uma vez que o primeiro sistema se refere ao pós-tratamento de efluentes, ao passo que o segundo, ao tratamento de esgoto bruto. Outra característica importante das lagoas voltadas ao polimento de efluentes se refere ao seu principal objetivo. Devido à remoção significativa de DBO e SST na primeira etapa de tratamento, em um reator anaeróbio, por exemplo, as concentrações remanescentes no efluente e, conseqüentemente, as cargas orgânicas correspondentes, não seriam os fatores determinantes para o pós-tratamento (KATO et al., 2001).

O processo de desinfecção por meio de lagoas de maturação ocorre por meio de agentes desinfetantes naturais, sem necessidade de mecanização e não gera efeitos residuais prejudiciais. Os principais fatores naturais que atuam como agentes desinfetantes nestas lagoas são: temperatura, insolação, pH, escassez de alimento, predação, compostos tóxicos e elevada concentração de oxigênio dissolvido. Entre as principais desvantagens relacionadas a este processo de desinfecção pode-se destacar a necessidade de tempo de detenção muito longo (vários dias), de grandes áreas e produção de algas em grande quantidade (VON SPERLING, 2018).

3.4.2 Disposição no solo

O tratamento dos esgotos domésticos e industriais por disposição no solo tem se apresentado como uma importante alternativa de tratamento, seja com a função de “polimento” de efluentes (pós-tratamento), seja pela necessidade de reciclagem de recursos hídricos cada vez mais escassos, seja pela possibilidade de obtenção de subprodutos com alimentação animal ou carvão, seja pela importância da recarga do lençol freático e subterrâneo, ou pela adequação da qualidade da massa líquida antes que esta venha atingir os corpos receptores. Basicamente, os esgotos podem ser dispostos no solo, de modo a depurá-los, de três formas diferentes: • Infiltração rápida; • Infiltração-percolação; • Escoamento superficial (PAGANINI, 2004).

A disposição controlada de efluentes secundários no solo promove remoção de nutriente, absorvidos pelas plantas e incorporados ao solo, de sólidos suspensos, e de patógenos, que são inativados pela ação de raios ultravioleta, pela dessecação e pela ação de predadores biológicos no solo (GONÇALVES et al., 2003).

Analisando-se economicamente, os sistemas de disposição de esgotos no solo possuem a vantagem de não necessitarem de edificações e equipamentos sofisticados para a sua operação. No entanto, as limitações de aplicação desta técnica estão relacionadas à necessidade de grandes áreas, dependência das condições climáticas e sensibilidade à quantidade de sólidos suspensos no efluente (VON SPERLING, 2018).

3.4.3 Cloração

Devido ao baixo custo e também pela praticidade de aplicação o cloro tornou-se largamente o desinfetante mais utilizado tanto em águas de abastecimento quanto de esgotos sanitários. É uma tecnologia mundialmente conhecida, normalmente aplicada nas formas de cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou cálcio e outros compostos na forma líquida ou sólida (BORGES et al., 2000).

Apesar do cloro ser considerado o desinfetante mais vantajoso economicamente e se mostrar altamente eficiente contra as bactérias do grupo coliformes, a produção de compostos carcinogênicos têm gerado um problema diante da ampla utilização empregada (TAVARES et al., 2005).

3.4.4 Radiação Ultravioleta

No tocante à radiação ultravioleta (UV), o mecanismo de ação desinfetante está associado às alterações estruturais que esta provoca aos ácidos nucleicos dos agentes infecciosos e a técnica se mostra muito competitiva com os métodos de desinfecção que utilizam produtos químicos, uma vez que não requer qualquer adição de substância química ou aditivos. Contudo, a técnica é sensível à turbidez e aos teores de sólidos suspensos nos esgotos, mostrando-se pouco eficaz quando esses parâmetros no efluente são mais elevados. Assim, dificuldades na produção de um efluente suficientemente clarificado, típicos na operação de sistemas biológicos de tratamento de esgotos, acabam por prejudicar a eficiência do processo de desinfecção. Uma outra desvantagem é que os tubos das lâmpadas, caso elas sejam imersas no líquido, precisam ser periodicamente limpos, por conta de acumulação de limo e matéria graxa (METCALF et al., 2016; VON SPERLING, 2018; CHERNICHARRO et al., 2001).

3.4.5 Ozonização

O mecanismo de desinfecção do ozônio inclui: destruição parcial ou total da parede celular, levando à lise das células; reações com radicais livres (peróxido de hidrogênio e íon hidroxila) da decomposição do ozônio e danos a constituintes do material genético dos microrganismos patogênicos. Nos vírus, o ozônio ataca tanto as proteínas da partícula como os ácidos nucleicos. O ozônio é considerado um excelente desinfetante, sendo, inclusive, mais efetivo na inativação de vírus e bactérias que a cloração. Porém, além de sua aplicação ser mais complexa que a desinfecção com cloro ou radiação UV, a ozonização é potencialmente perigosa por produzir subprodutos diferentes dos que chegam na matriz a ser tratada (VON SPERLING, 2018).

Na maioria das estações de tratamento de esgotos sanitários do Brasil inexistem processos de desinfecção e, quando empregados, dá-se, comumente, por meio de processos naturais (lagoas de maturação ou disposição controlada no solo) ou da cloração do efluente produzido no tratamento secundário, a fim de se obter a redução com base em critérios bacteriológicos (coliformes e E.coli) de modo a alcançar níveis que estejam em consonância com os padrões de qualidade estabelecidos para

diferentes situações. A remoção e o monitoramento viral nesses casos, portanto, é geralmente ineficiente, uma vez que os vírus sem envelope lipídico apresentam uma resistência mais aprimorada que as bactérias (LAPOLLI et al., 2005).

Lazarova et. al, (1999), faz algumas comparações entre diferentes processos de desinfecção (TABELA), resumindo o que foi exposto nos tópicos anteriores.

Tabela 3.4 – Comparação de características técnicas de alguns métodos de desinfecção

<i>CARACTERÍSTICAS/ CRITÉRIO</i>	<i>CLORAÇÃO</i>	<i>ULTRAVIOLETA</i>	<i>OZÔNIO</i>
SEGURANÇA	+	+++	++
REMOÇÃO DE BACTÉRIAS	++	++	++
REMOÇÃO DE VÍRUS	+	+	++
RESIDUAL TÓXICO	+++	-	+

“-“ nenhum; “+” baixo; “++” médio; “+++” alto.

Fonte: Adaptado de LAZAROVA et. al (1999)

A desinfecção com cloro não tem se mostrado uma medida de controle adequada para enterovírus, adenovírus e rotavírus e vem sendo extremamente insuficiente na remoção de vírus da hepatite A e norovírus, que são ainda mais resistentes à cloração (TAVARES et al., 2005).

Os processos de desinfecção como ozonização ou radiação ultravioleta (UV) são descritos como os mais efetivos na remoção de vírus em ETEs. Apesar disso, alguns vírus entéricos, como o rotavírus, demonstraram ser resistentes para desinfecção UV. Tal resistência é atribuída à sua estrutura, especificamente à presença de um RNA de fita dupla e capsídeo de três camadas de proteína (LI et al., 2009).

De acordo com Hijnen et al. (2006), que conduziram estudo de revisão de literatura em trabalhos científicos que empregaram a radiação UV para diversos grupos de microrganismos, os que se mostraram mais resistentes à radiação UV foram os vírus, especificamente Adenovírus. Tal resistência tem sido atribuída ao fato de os HAdV serem vírus não envelopados e possuírem DNA de fita dupla que, se danificado, pode ser reparado pelo reparo do DNA da célula hospedeira, uma vez que os vírus de RNA não possuem esse mecanismo (ZHANG et al., 2016; GERBA, 2015).

3.4.6 Temperatura

A temperatura é um fator determinante no metabolismo dos patógenos e seus microrganismos indicadores e a promoção de sua elevação é um dos métodos de maior eficiência e um dos mais utilizados na destruição dessas espécies. Os microrganismos são inativados pela desnaturação de proteínas essenciais (enzimas, capsídeos virais) e ácidos nucleicos na presença de calor úmido, ou diretamente nos constituintes orgânicos celulares, por oxidação, quando se trata de calor seco (FOGOLARI, 2011).

O tratamento térmico é muito utilizado no controle de microrganismos através de aplicações como a esterilização de materiais - calor úmido (autoclave) e a pasteurização do leite, suco de frutas e demais. O uso da pasteurização é um processo difundido na indústria alimentícia (TORTORA et al., 2000), digestores termofílicos são comumente usados para tratar lodo de esgoto (LANG et al., 2008; AITKEN et al., 2005) e altas temperaturas também têm sido propostas como forma de reduzir as concentrações de patógenos na água e nas águas residuais (CARIELO et al., 2017). e vem sendo cada vez mais pesquisado e usado na desinfecção de lodo de esgoto (MOCÉ-LLIVINA et al., 2003; LANG et al., 2008).

Diferente dos métodos de desinfecção que utilizam produtos químicos como, por exemplo, o cloro, a desinfecção térmica não adiciona produtos ao esgoto ou à água. Sendo assim, não há residual desinfetante. Essa característica, apesar de representar uma limitação para a desinfecção da água, uma vez que em caso de contaminação na rede de distribuição, não há como garantir a inativação dos microrganismos, constitui uma das principais vantagens no caso da desinfecção de esgotos sanitários, pois reduz-se a potencialidade de formação de subprodutos e os possíveis impactos negativos à biota do corpo d'água receptor e à saúde humana.

Conforme diversas pesquisas que avaliaram a destruição de patógenos em lodo de esgoto (AITKEN et al., 2005; PERCSON et al., 2007; LANG et al., 2008), 60 min de tratamento em 60°C seria suficiente para inativar ovos de *Ascaris lumbricoides*. Para *Escherichia coli*, que é uma das bactérias que apresenta considerável resistência ao calor, foi identificado a sua destruição após 55 min em 55°C; e em menos de 10 min a 70°C (FOGOLARI, 2011).

Com relação à aplicação da desinfecção térmica no tratamento de esgotos, Arthurson (2008) observou que a pasteurização é um processo eficaz na eliminação da maioria dos patógenos em lodo de esgoto, mas que, todavia, o processo pode ter um custo elevado, principalmente quando for utilizado vapor no aquecimento.

3.4.6.1 Aproveitamento térmico da energia solar

O sol é fonte natural, universalmente disponível e gratuita, tanto de calor como de radiação ultravioleta. Na desinfecção solar, a redução dos microrganismos patogênicos ocorre pela ação conjunta da radiação ultravioleta e infravermelha provenientes do sol. Enquanto a primeira promove a modificação do DNA e danos nas células dos microrganismos, a segunda acarreta o aquecimento da água, tornando o meio incompatível para o desenvolvimento da maioria dos microrganismos patogênicos (ACRA et al., 1984; SPUHLER et al., 2010; ARBAGE et al., 2013).

O processo SODIS, sigla em inglês para “desinfecção da água por meio da luz solar” vem se mostrando uma alternativa de baixo custo para desinfecção de água, sendo recomendado por a Organização Mundial da Saúde (OMS) como um método viável para tratamento de água para consumo humano a nível familiar (BOMURA, 2011; MEIERHOFER et. al, 2009). O método tem como princípio a inativação de uma variada gama de microrganismos patogênicos a partir da ação dos raios solares. Para a realização do método SODIS pode-se utilizar garrafas PET (politereftalato de etileno), sendo que sua execução é simples e rápida, além de possuir mínimos riscos envolvidos, uma vez que consiste em submeter garrafas de água a um banho de luz solar por algumas horas. CONROY et al. (1999) estudaram a diminuição de diarreia em crianças do Quênia usando apenas garrafas PET com água expostas ao sol. Os resultados apontaram que processos simples também podem ser aplicados para desinfecção de água contaminada, uma vez que o tratamento solar da água potável foi associado a uma redução em todos os episódios de diarreia. Y. JAMIL et al. (2009) investigaram o potencial da utilização da energia solar para desinfecção da água na área rural do Paquistão por meio de uma caixa solar tipo pasteurizador com capacidade para três litros. Essa caixa mantinha a temperatura da água ao entorno de 60° a 70° C por mais de uma hora desativando bactéria do grupo coliforme.

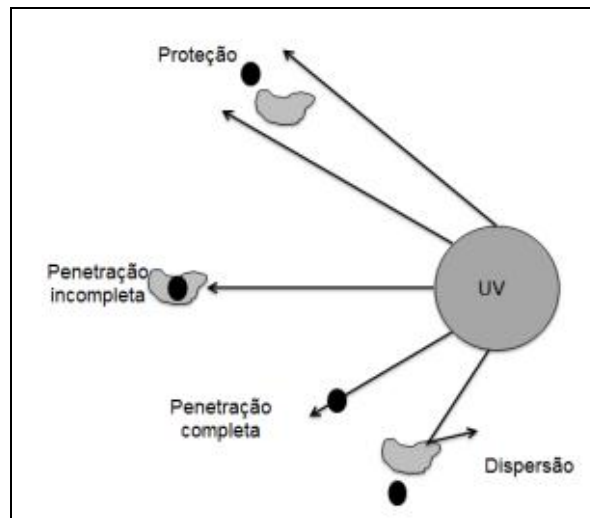
Em estudo experimental realizado por Feitosa et al. (2011), os autores avaliaram o processo de desinfecção solar de águas cinzas em uma mini estação composta por caixa de gordura, tanque anaeróbio, filtro anaeróbio, mini sistema alagado construído e reator solar. Os resultados apontaram que, para um tempo de exposição de 12 horas, a desinfecção solar proporcionou remoções de até 99,99 e 99,98% na população de coliformes totais e de coliformes termotolerantes, respectivamente.

No que diz respeito a análises do fator temperatura, a energia solar térmica, também chamada de energia termossolar ou fototérmica, que consiste na utilização do calor emitido pelo sol, através da radiação solar, para o aquecimento de água e outros fluidos, tem despertado cada vez mais interesse no mercado interno brasileiro (PEREIRA et al., 2003).

Por ser uma fonte de energia renovável para aquecimento, a energia térmica solar tem ganhado destaque na indústria e serviços de hotelaria, por exemplo, nos quais o aproveitamento térmico é utilizado para o aquecimento solar da água, explica Ferreira, et al. (2018). Além disso, a energia solar térmica também tem sido uma alternativa alvo de pesquisas para desinfecção térmica mais sustentável do ponto de vista econômico e ambiental (PEREIRA, 2010).

Na desinfecção de águas residuárias, a agregação ou oclusão dos microrganismos nas partículas de matéria em suspensão impede a penetração da radiação ultravioleta, o que reduz a eficiência da inativação (Figura 3.11). Sólidos Suspensos e coloidais e alguns parâmetros como turbidez, ferro, ácido húmico e fúlvico, estão entre os fatores limitantes que têm importância para a desinfecção solar de efluentes, uma vez que podem restringir a transmissão da radiação ultravioleta através da água, reduzindo a dose que deveria atingir os microrganismos. Quanto maior a concentração destes compostos no efluente, menor a disponibilidade de radiação ultravioleta e sua consequente absorção pelos organismos. (FERNANDES et al., 2019).

Figura 3.11 – Efeitos das partículas de matéria em suspensão na desinfecção por ultravioleta



Fonte: FERNANDES et al. (2019)

Dessa forma, a análise da atuação isolada da componente relacionada ao calor na desinfecção solar se mostra interessante, a fim de diminuir os fatores que possam interferir na qualidade do tratamento de águas residuárias.

Neste sentido, Duff et. al (2005), concluíram que a pasteurização solar da água, por si só, é suficiente para inativar completamente as bactérias. Rodrigues (2011) descreveu que a desinfecção solar é alcançada somente com o processo de pasteurização, ou seja, apenas pelo aumento da temperatura da água. Essa pasteurização consiste na exposição da água durante um certo intervalo de tempo à temperatura elevada, a fim de destruir os microrganismos. FÉLIX et al. (2009) estudaram o uso da energia solar para desinfecção da água em uma comunidade no nordeste do Brasil, através do SODIS, analisando a influência da radiação solar, da concentração de oxigênio, e da temperatura. O componente que apresentou a melhor cinética de desinfecção foi o aumento da temperatura, promovendo a pasteurização solar. De maneira análoga, Veloso (2010) avaliou a influência da temperatura na inativação de E.coli e colifagos no processo de desinfecção solar de água para consumo humano, concluindo que a temperatura se mostrou como efeito principal na inativação dos microrganismos testados.

Rodrigues et al. (2010) estudaram o quanto a temperatura influencia na desinfecção da água. Para tanto, utilizou-se garrafas tipo PET de diferentes colorações: incolor, verde e azul em um concentrador solar para potencializar o aquecimento da água. Os

resultados demonstraram qual coloração das garrafas é a que apresenta a maior eficiência tanto térmica quanto de desinfecção e conseqüentemente a mais indicada a ser utilizada pelo método SODIS. A garrafa que apresentou a maior temperatura foi a de coloração verde que apresentou uma diferença de temperatura em relação as outras de aproximadamente 7 °C, demonstrando que é muito mais eficiente quando comparada com as transparentes usualmente utilizadas. Este estudo demonstra que o aumento da temperatura é o que mais influência na desinfecção da água.

A energia solar térmica foi utilizada para higienização de lodo proveniente de tanque séptico por Fogolari et al. (2018), que obtiveram eficiência entre 4,2 e 7,1 log₁₀ de remoção para E. coli e entre 4,8 e 7,4 log₁₀ para coliformes totais.

Um sistema de desinfecção de águas de ribeirão através de tratamento térmico utilizando coletor solar foi proposto por Damasceno (2015) e os resultados apontaram que, nas temperaturas de 55° e 60°C, o tempo de uma hora foi suficiente para eliminar tanto coliformes totais quanto E.coli presentes nas amostras iniciais.

É interessante ressaltar que existe uma série de fatores que influenciam a desinfecção térmica solar. A seguir, serão abordados alguns desses parâmetros.

- Condições meteorológicas

Para o desenvolvimento e aplicação de sistemas com energia solar, é essencial conhecer a disponibilidade de radiação solar global para o local. Estudos recentes, realizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e publicados na segunda versão do Atlas Brasileiro de Energia Solar (Pereira, et al., 2017), indicam que a utilização da energia solar para o aquecimento de diferentes matrizes, visando a desinfecção térmica, apresenta grande potencial no Brasil, já que o país apresenta incidência de elevadas proporções de irradiação solar direta (principal componente da radiação solar para seu aproveitamento térmico).

Além da intensidade e duração da radiação solar, a nebulosidade do céu também influencia na temperatura da água e, conseqüentemente, na eficiência do processo de desinfecção. Além disso, a incidência solar também está sujeita a alterações diárias devido às condições de nebulosidade. A presença de nuvens diminui a

intensidade solar, e conseqüentemente influencia na eficiência do processo de desinfecção, prolongando o tempo de necessidade de exposição solar. A disponibilidade de energia solar pode ser até três vezes menor quando o céu está nublado e assim, em dias de céu completamente coberto por nuvens, a disponibilidade de energia solar não é suficiente para atingir a temperatura necessária e de forma constante (SOMMER et al., 1997).

Além dos fatores climáticos citados acima, a temperatura do ar e o vento também influenciam a temperatura da água, o que provoca um impacto direto na eficiência do processo. As pequenas partículas existentes no ar, tais como poeira, gotas de água e moléculas de gás, atuam como um filtro pelo qual a radiação é irradiada em todas as direções, prejudicando, desta maneira, o método. Com a presença de ventos, o número de partículas de terra e poeira no ar aumenta e, portanto, podem limitar a radiação (ENCINAS et al., 2003).

- Temperatura, tempo de exposição solar, tipo de microrganismo e matriz

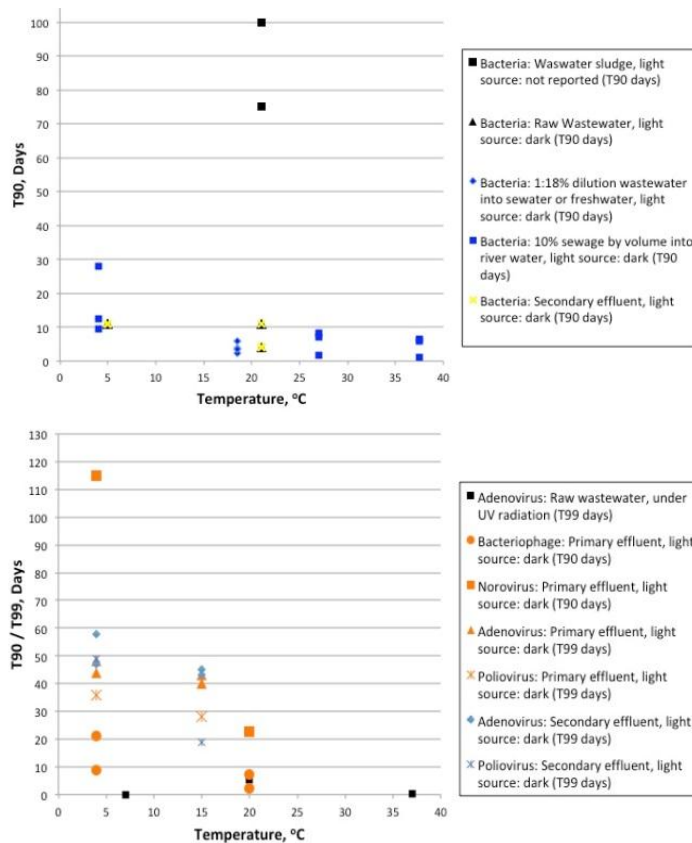
A redução de patógenos em uma determinada temperatura é caracterizada por uma relação entre o tempo de exposição e a temperatura atingida pelo sistema, bem como variações de resistência diferente para cada grupo microbiano e microrganismo, sendo também dependente das características da matriz em que estes estão inseridos.

A redução do número de organismos em temperaturas mais altas com tempos de exposição menores, podem atingir eficiências semelhantes quando comparadas à exposição em temperaturas mais baixas com acréscimos nos tempos de tratamento (LANG et al., 2008). Por exemplo, a maioria das bactérias podem ser efetivamente desativadas aquecendo um pouco acima de 60°C por 5 min, enquanto a desativação de vírus é mais lenta e alcançada por aquecimento por um longo período (RAJKHOWA, 2020).

Em análise realizada por Aw (2018), a temperatura foi identificada como condição ambiental importante que influencia a persistência de bactérias e vírus nas águas residuais. Os resultados mostraram uma maior inativação de bactérias em efluentes em altas temperaturas, sendo necessários aproximadamente 30 e 10 dias para uma

redução de 1 \log_{10} no escuro em baixas temperaturas e em temperatura ambiente, respectivamente. Em lodos de águas residuárias com sólidos mais elevados, os dados do estudo sugeriram que são necessários 75 a 100 dias para uma redução de 1 \log_{10} de bactérias à temperatura ambiente. Com relação aos vírus, os norovírus se mostraram altamente persistentes em águas residuais, sendo necessários aproximadamente 115 e 20 dias para inativação de 1 \log_{10} em condições de escuridão em baixas temperaturas e em temperatura ambiente, respectivamente. Para adenovírus e poliovírus, são necessários aproximadamente 60 e 10 dias para uma redução de 2 \log_{10} no escuro a baixas temperaturas e à temperatura ambiente, respectivamente. A Figura 3.12 mostra a dependência clara de inativação de bactérias e vírus com base na temperatura e tipo de vírus no efluente primário e secundário.

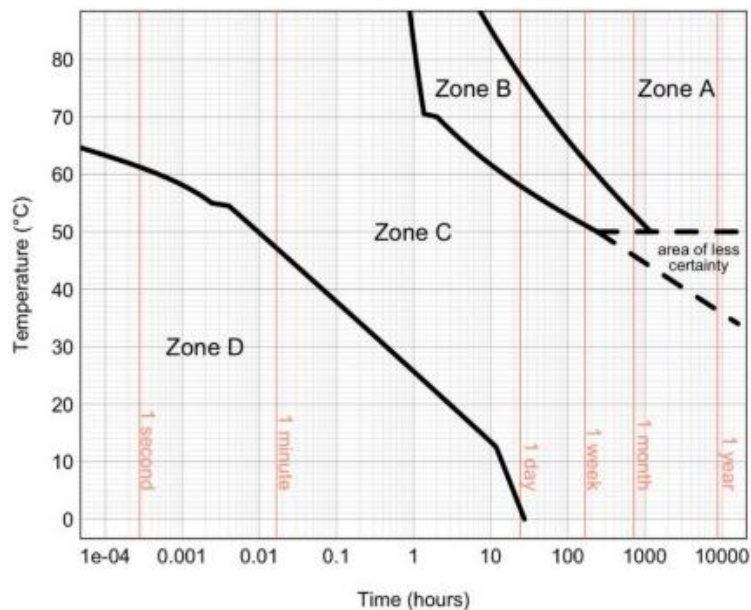
Figura 3.12 – Dependência de inativação de bactérias (acima) e vírus (abaixo) com base na temperatura e tipo de vírus no efluente primário e secundário.



Fonte: AW, 2018

De acordo com os dados de meta-análise relacionada à inativação de patógenos pelo calor realizada por Espinosa e colaboradores (2020), a temperatura de 60°C é necessária para atingir uma redução de 1 log₁₀ de todos os grupos microbianos, em todas as matrizes, no período de um dia. No entanto, uma temperatura de quase 80°C é necessária para atingir uma redução de pelo menos 3 log₁₀ dos microrganismos patogênicos dentro desse mesmo tempo de exposição. Neste mesmo estudo, os autores elaboraram uma curva de tempo versus temperatura de exposição (Figura 3.13) que recomenda os limites necessários para atingir as reduções logarítmicas especificadas dos patógenos e divide as áreas do gráfico de acordo com as eficiências de redução atingidas, onde: a zona A indica combinações de tempo-temperatura que resultam em pelo menos 3 log (99,9%) de redução para todos os grupos microbianos e todas as matrizes; a zona B indica combinações de tempo-temperatura que resultam em pelo menos 1 log (90%) de redução para todos os grupos microbianos e todas as matrizes; a zona C indica combinações de tempo-temperatura que resultam em reduções logarítmicas variáveis (menos de 1 log para alguns grupos microbianos e mais de 3 log para outros); e a zona D indica combinações de tempo-temperatura que resultam em reduções menores que 1 log para todos os grupos microbianos e todas as matrizes

Figura 3.13 – Curva de tempo-temperatura recomendada para redução de patógenos



Fonte: Espinosa et al. (2020)

Coletores solares

O aproveitamento térmico da energia solar para aquecimento de fluidos é possível a partir da captação de energia solar em forma de energia térmica, que é feita utilizando-se dispositivo denominado de aquecedor solar que é, essencialmente, constituído por coletores e um reservatório térmico. Os coletores solares são dispositivos responsáveis por essa captação da energia radiada pelo sol e sua conversão em calor utilizável, para que este, então, seja transferido para a água que circula no interior de suas tubulações. Estes dispositivos são constituídos por um conjunto de tubos de vidro transparente cujo interior contém tubos metálicos (absorvedores) escuros. O interior dos tubos está sob vácuo. Desta forma, são eliminadas as perdas de calor por convecção e com uma diminuição adicional de pressão reduzem-se as perdas por condução térmica. Assim, as perdas de calor para a atmosfera são significativamente reduzidas, sendo que mesmo com uma temperatura de absorção de 120°C ou maior, os tubos de vidro permanecem frios no seu exterior. Já o reservatório térmico, também conhecido por Boiler, é um recipiente para armazenamento de fluido aquecido. Em geral são cilindros de cobre, inox ou polipropileno, isolados termicamente com poliuretano expandido sem CFC, que não agride a camada de ozônio (PEREIRA, 2010).

3.5 Reuso de águas residuárias

A água foi por muito tempo considerada como um recurso inesgotável e, talvez por isso, mal gerido. Por outro lado, cresce a consciência em torno da importância do uso racional, da necessidade de controle de perdas e desperdícios e do reuso da água, incluindo a utilização de esgotos sanitários tratados (BASTOS et al., 2014).

Conforme exposto por Garrafa (2009), o reuso de efluentes tratados é uma alternativa que vem sendo estudada e aplicada mundialmente como forma de preservar os recursos hídricos, aumentar a oferta de água potável para os usos com esta necessidade e diminuir os gastos com tratamento de água para usos de finalidade não potável. Em diversos países, o reuso é uma prática bastante disseminada, seja como parte integrante de políticas oficiais de gestão de recursos hídricos e programas de saneamento, ou de forma espontânea, sem o devido controle.

Nos países situados no Oriente Médio e no norte da África, o esgoto já é considerado parte integrante de seus recursos hídricos e aplicações. Nesses países, essa prática é realizada há séculos, desde os tempos dos fenícios e romanos até as mais recentes civilizações do Mediterrâneo e Oriente Médio. Em Israel, por exemplo, essa prática já é difundida há décadas e com tecnologias de tratamento e aplicação avançadas, onde muitos sistemas de reuso de esgotos, que operam principalmente na irrigação agrícola, foram introduzidos nas últimas quatro décadas (FRIEDLER et al., 2001; JIMÉNEZ et al., 2008; FUNASA, 2007).

Na China, o esgoto tratado utilizado na irrigação agrícola substituiu e diminuiu o uso de águas subterrâneas da cidade de Pequim, onde 59.3% de águas residuárias tratadas são recuperadas e 19.3% da água doce utilizada foi substituída por esgoto tratado em 2010 (CHANG et al., 2012).

Na Europa, as últimas duas décadas apresentaram uma crescente escassez de água, tanto em quantidade como em qualidade. Tal fato levou diversos municípios locais a terem mais atenção para uma utilização mais eficiente dos recursos hídricos, incluindo a aceitação de práticas de reutilização de água, sendo que países como França, Espanha e Itália se destacam na realização de reuso (BIXIO et al., 2006; GARRAFA, 2009).

No México, desde 1982, o reuso da água tem sido considerado parte da política nacional do país e foi regulamentado como parte dos critérios de descarga de águas residuais, sendo que cerca de 90% do esgoto produzido na cidade do México é utilizado na agricultura (JIMÉNEZ et al., 2008).

No Brasil, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), uma das pioneiras na produção de água de reuso a partir do tratamento de efluentes domésticos, fornece água para indústrias e Prefeituras na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Através do tratamento de esgotos pelo processo de lodos ativados em suas 5 ETEs (Barueri, Parque Mundo Novo, ABC, Suzano e São Miguel), a Companhia permite que a água seja reutilizada para diversas finalidades como limpeza de pisos, pátios, veículos; assentamento de poeira em obras de execução de aterros e terraplanagem; preparação e cura de concreto em canteiros de obra ; desobstrução de rede de esgotos e águas pluviais; combate a incêndios; rega de

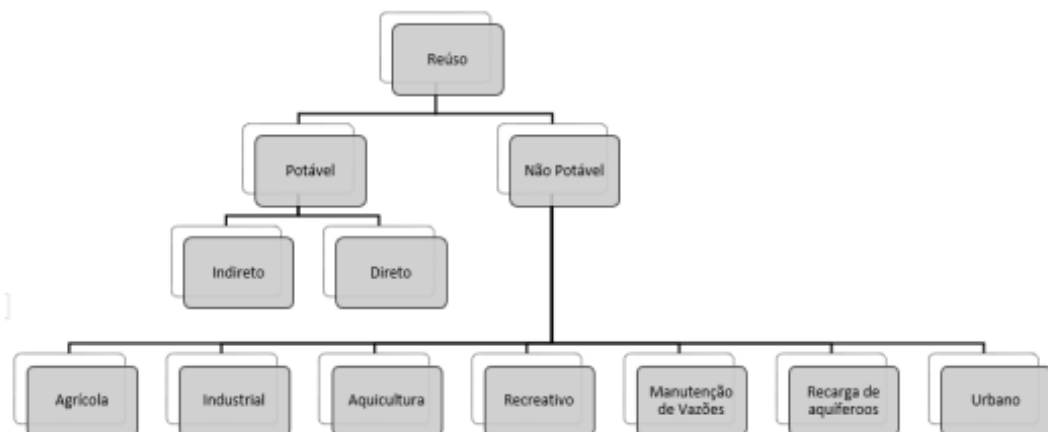
áreas verdes; geração de energia e refrigeração de equipamentos. Juntas, as Estações são capazes de produzir cerca de 1.746.000 m³ de água de reuso anualmente (SABESP apud REZENDE, 2016).

Já no Estado do Rio de Janeiro, a Companhia Estadual de Águas e Esgotos (CEDAE) vem utilizando os efluentes de suas estações de tratamento de esgotos (ETEs) para reuso urbano e industrial, como é o caso da ETE Alegria e ETE Penha. Após o esgoto passar pelo processo de tratamento biológico de lodos ativados na ETE Alegria, algumas empresas fazem a coleta do efluente para reutilização em processos industriais. Além disso, o efluente também é utilizado para abastecer os equipamentos de perfuração de rochas que são utilizados para umedecer bases de pavimentos, vias e calçadas. Já o efluente produzido na ETE Penha, após o processo de lodos ativados, é reutilizado no abastecimento de caminhões de desentupimento, (que consomem cerca de cinco mil litros de água em cada operação), lavagem das centrífugas e na diluição dos polímeros utilizados para retirar a umidade do lodo dentro da própria ETE e na lavagem de veículos e pátio de trabalho. A estação é capaz de fornecer 21.600 m³ de efluente por mês (GOHRINGER, 2006; CEDAE, 2008).

No que diz respeito às modalidades de reuso, estes variam consideravelmente nos países que adotam a prática, não existindo um padrão único mundial. A classificação das formas potenciais de reuso adotada pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) é a mesma proposta por Westerhoff (1984) apud Brega Filho e Mancuso (2003), na qual o reuso de água é dividido em duas categorias: potável e não potável, podendo estes serem direto ou indireto e destinados à várias finalidades (Figura 3.14). O reuso potável realizado de maneira direta se dá quando as águas residuárias recuperadas, por meio de tratamento avançado, são diretamente reutilizadas no sistema de água potável. Já no reuso potável indireto, as águas residuárias após tratamento, são dispostas na coleção de águas superficiais ou subterrâneas para diluição, purificação natural e subsequentemente captação, tratamento e finalmente utilizadas com água potável. O reuso não potável é dividido com base nos fins aos quais se destina. O reuso agrícola se destina à fertirrigação de plantas alimentícias e não-alimentícias e à dessedentação de animais. O reuso industrial abrange as atividades de refrigeração, águas de processo, para utilização em caldeiras, dentre outras. Na aquicultura, o efluente é reutilizado na produção de

peixes e plantas aquáticas visando à obtenção de alimentos e/ou energia, utilizando os nutrientes presentes nos efluentes tratados. A utilização de efluentes tratados na manutenção de vazões se dá com o objetivo de obtenção de uma adequada diluição de eventuais cargas poluidoras em cursos de água, incluindo fontes difusas, além de propiciar uma vazão mínima no período de estiagem. A Recarga de aquíferos subterrâneos pode se dar de forma direta, pela injeção de efluente tratado sob pressão, ou de forma indireta, utilizando-se águas superficiais que tenham recebido descargas de efluentes tratados a montante. Por fim, para fins urbanos, os casos de reuso de água abrangem rega de jardins, plantas ornamentais, campos de esportes e parques, usos para descargas sanitárias, lavagem de pavimentos e veículos, e enchimento de lagoas ornamentais ou recreacionais, dentre outros (REZENDE, 2016).

Figura 3.14 – Classificação dos tipos de reuso segundo Westerhoff (1984)



Fonte: Westerhoff, 1984 apud Rezende, 2016

Dentre os setores que mais têm difundido o uso de águas residuárias, destaca-se o agrícola. Esta prática, quando implementada de forma controlada, além de permitir a conservação dos corpos hídricos, aporta consideráveis quantidades de nutrientes ao solo, refletindo-se em melhoria de sua fertilidade, tendo como consequência o incremento da produtividade das culturas e redução dos custos com adubação química. Além disso, a utilização de esgoto tratado na irrigação é uma alternativa atrativa, tendo em vista que cerca de 70% da água doce no Brasil é utilizada na agricultura (MEDEIROS et. al., 2005).

Os critérios para a utilização do esgoto na irrigação e a regulamentação do reuso da água para diversos fins é observada em vários países, os mais distintos em termos

de características socioeconômicas e localização geográfica (BLUMENTHAL et al., 2000; USEPA, 2004). Contudo, tendo em vista que os esgotos domésticos podem conter grande quantidade de microrganismos patogênicos, o ponto de partida geralmente está relacionado ao risco de contaminação, tendo em vista a preservação da saúde pública. Dessa forma, os parâmetros microbiológicos têm recebido grande atenção na regulamentação da reutilização da água (PROSAB, 2006).

Desde o ano de 1973, a Organização Mundial da Saúde (OMS) tem se dedicado ao estabelecimento de critérios e recomendações de saúde para o uso de águas residuárias na agricultura, de acordo com a qualidade microbiológica, e estas são constantemente atualizadas. Até o momento, foram realizadas duas atualizações, em 1989 e, posteriormente, no ano de 2006 (BASTOS et al., 2014). A Tabela 3.5 apresenta as diretrizes atualizadas recomendadas pela OMS para o reuso agrícola de esgotos sanitários com relação à qualidade do efluente. Vale ressaltar que as diretrizes da OMS, após sua atualização em 2006, passaram a considerar patógenos virais como um fator de risco e a combinação de medidas de proteção à saúde passou a fazer parte do escopo de critérios estabelecidos pela Organização. No entanto, tais diretrizes não se apresentam elencadas na Tabela a seguir, uma vez que não serão abordadas o presente trabalho.

Tabela 3.5 – Padrões de qualidade microbiológica para reuso recomendadas pela OMS

CATEGORIA	OPÇÃO	TIPO DE IRRIGAÇÃO E CULTURA	QUALIDADE DO EFLUENTE	
			E.COLI POR 100 ML	OVOS DE HELMINTOS POR L
IRRESTRITA	A	Cultivo de raízes e tubérculos;	$\leq 10^3$	≤ 1
	B	Cultivo de folhosas;	$\leq 10^4$	
	C	Irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo;	$\leq 10^5$	
	D	Irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo;	$\leq 10^3$	
	E	Qualidade de efluentes alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário + coagulação + filtração + desinfecção; qualidade dos efluentes avaliada ainda com o emprego de indicadores complementares (por exemplo, turbidez, SST, cloro residual)	$\leq 10^1$ ou 10^0	
RESTRITA	F	Agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva;	$\leq 10^4$	≤ 1
	G	Agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada;	$\leq 10^5$	
	H	Técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos (por exemplo, tanques sépticos ou reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial)	$\leq 10^6$	

Fonte: Adaptado de OMS (2006)

No Brasil, em 2005, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos promulgou a Resolução nº54 que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água no Brasil, remetendo para regulamentação complementar os padrões de qualidade e os códigos de boas práticas para as diversas modalidades de reuso: (i) reuso para fins agrícolas e florestais; (ii) reuso para fins urbanos; (iii) reuso para fins ambientais, (iv) reuso para fins industriais, (v) reuso na aquicultura (BRASIL, 2005).

Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa CERH-MG Nº 65, de 18 de junho de 2020, estabelece as diretrizes, modalidades e os procedimentos a serem observados na prática do reuso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE) de sistemas públicos e privados. A partir de sua publicação, a Deliberação Normativa permite que efluentes sanitários tratados possam servir para reuso em diversas atividades, como as agrossilvipastoris, incluindo a fertirrigação de culturas não ingeridas cruas; usos urbanos como na lavagem de praças, pátios, ruas, avenidas e estacionamentos; além de lavagem de veículos comuns e uso predial comercial ou industrial (restrito a descargas sanitárias). De acordo com a legislação, as águas residuárias também podem ser aproveitadas para fins ambientais, como em projetos de recuperação florística ou de áreas degradadas, desde que o acesso a estas áreas seja controlado; bem como em usos industriais como na construção civil e mineração; dentre outras utilizações.

Tabela 3.6 – Padrões de qualidade microbiológica para reuso em Minas Gerais

Modalidade de "agrossilvipastoril"				
<i>CATEGORIA</i>	<i>FINALIDADE</i>	<i>PH</i>	<i>COLIFORMES TERMOTOLERANTES OU E. COLI (NMP/100 ML)</i>	<i>OVOS VIABLES DE HELMINTOS (Nº DE OVOS/L)</i>
AMPLO	Permitido fertirrigação superficial, localizada ou por aspersão ¹ .	6 a 9	$\leq 1 \times 10^4$	≤ 1
LIMITADO	Permitido apenas fertirrigação superficial ou localizada, evitando-se qualquer contato da água para reuso com o produto alimentício	6 a 9	$\leq 1 \times 10^6$	≤ 1
Modalidade de "urbano"				
AMPLO	Lavagem de pátios, ruas e avenidas, estacionamentos ou outros com exposição similar; lavagem de veículos comuns; uso predial comercial ou industrial (restrito a descargas sanitárias).	6 a 9	$\leq 1 \times 10^3$	≤ 1
LIMITADO	aqueles utilizados em coleta e transporte de resíduos sólidos domésticos, coleta seletiva, construção civil, mineração), lavagem externa de trens e aviões, controle de poeira, combate a incêndio, desobstrução de galerias de água pluvial e rede de esgoto ² .	6 a 9	$\leq 1 \times 10^4$	≤ 1
Modalidade de "ambiental"				
LIMITADO	Recuperação florística; recuperação de áreas degradadas, desde que o acesso seja restrito.	6 a 9	$\leq 1 \times 10^6$	≤ 1

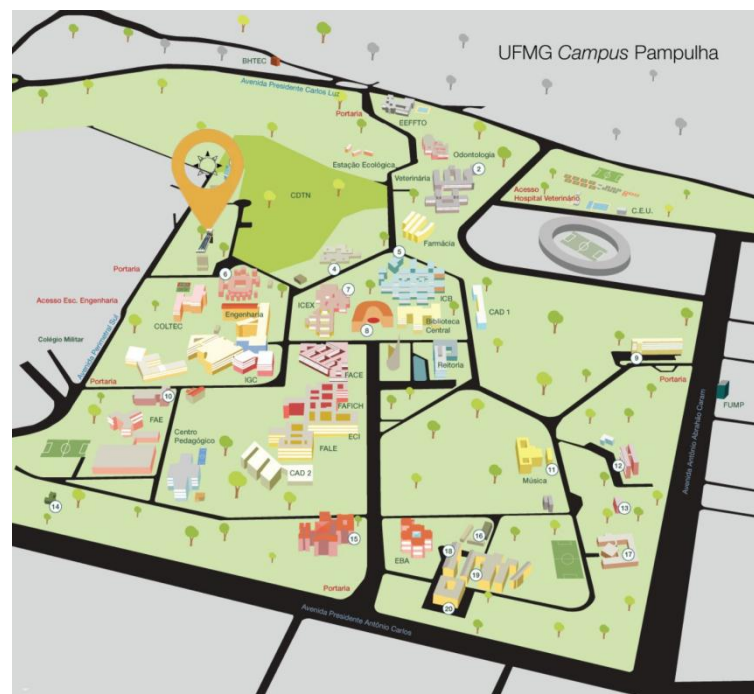
¹ No caso de árvores frutíferas, cujos frutos podem ser consumidos crus ou com casca, deve ser adotada uma técnica de irrigação que não possibilite o contato do fruto com a água para reuso; ² Para desobstrução de galerias de águas pluviais e de redes de esgoto, o limite referente a coliformes termotolerantes ou E.coli é de 1×10^7 NMP/100 mL.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de desenvolvimento do estudo

O presente estudo foi conduzido nas dependências do campus Pampulha da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), na cidade de Belo Horizonte, mais especificamente no chamado Quarteirão 10 (Q10), espaço destinado ao desenvolvimento de pesquisas no âmbito da sustentabilidade ambiental, localizado entre o Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN), o Colégio Técnico (COLTEC) e a Escola de Engenharia da UFMG (ícone alaranjado na Figura 4.1).

Figura 4.1 – Localização do Q10 dentro da UFMG (área de estudo)



Fonte: Adaptado de UFMG (2000)

4.2 Efluente utilizado

O reator UASB cujo efluente foi coletado e utilizado na unidade de desinfecção experimental está localizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) – UFMG/COPASA. O CePTS está instalado nas proximidades da divisa dos municípios de Belo Horizonte e Sabará, situada a cerca de 15 quilômetros do centro da capital mineira (Figura 4.2), dentro da Estação de Tratamento de Esgotos do Ribeirão Arrudas, pertencente à COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais). O Centro é um pátio experimental onde são desenvolvidos diversos projetos

de pesquisa na área de tratamento de esgotos domésticos. Uma pequena fração dos esgotos afluentes à ETE Arrudas, que recebe grande parte dos esgotos sanitários gerados pela região metropolitana de Belo Horizonte, é desviada para alimentar as unidades experimentais do CePTS, após o esgoto bruto passar por tratamento preliminar (grades e desarenadores).

Figura 4.2 – Distância da ETE Arrudas em relação ao centro de Belo Horizonte



Fonte: Modificado de Google Maps (2021)

O reator é feito em ferrocimento e apresenta forma circular. A unidade foi dimensionada para tratar o esgoto gerado por um equivalente de 320 pessoas e possui 14,3 m³ de volume, sendo operado a um TDH médio de 8,5 horas. O esgoto afluente ao reator é predominantemente doméstico com uma pequena contribuição industrial, o qual é submetido primeiramente ao tratamento preliminar na ETE Arrudas, composta por grade grossa manual, grade fina mecanizada e desarenador, para eliminação de sólidos grosseiros e areia. A Figura 4.3 apresenta a vista do reator, juntamente com o ponto de coleta do efluente.

Figura 4.3 – Vista do reator UASB (à esquerda) e ponto de coleta do efluente (à direita)



Fonte: Autora (2021)

O efluente era coletado no ponto de desagüe do reator UASB (Figura 4.3) sempre pela manhã (07:00- 08:00) e armazenado em galões de 5 litros para ser transportado até o quarteirão 10, no campus Pampulha da UFMG, onde estava localizado o aparato de desinfecção térmica. O volume coletado foi fixado em 8 galões de 5 litros cada, totalizando 40 L, suficiente para a alimentação do coletor solar e retirada de alíquota para análises do efluente do reator UASB.

O transporte do efluente coletado no CePTS foi realizado por meio de galões de 5 litros de capacidade até o local onde estava instalada a unidade experimental de desinfecção solar térmica (Figura 4.4).

Figura 4.4 – Galões utilizados para transporte do efluente



Fonte: Autora (2021)

4.3 Processo de desinfecção solar térmica

O sistema de desinfecção solar térmica utilizado como unidade experimental na pesquisa trata-se de um aquecedor solar comercial, da marca Eco Aquecedores, adaptado para comportar um volume menor que o original. O aparato é composto por um conjunto de três tubos coletores de vidro transparente cujo interior contém tubos metálicos (absorvedores) com funcionamento a vácuo, ligados diretamente a um reservatório térmico (boiler). Cada tubo tem a capacidade de 3 litros e o reservatório comporta aproximadamente 27 litros de efluente, totalizando 36 litros de volume do sistema de desinfecção. O aparato ocupa menos de 1m² de área e foi disposto em uma angulação que permite seu contato com a luz solar durante todo o período do dia – Figura 4.5.

Figura 4.5 – Fotografia do aparato experimental de desinfecção solar térmica



Fonte: Autora (2021)

A operação do sistema de desinfecção funcionou em batelada, através de ciclos nos quais o efluente do reator UASB era vertido ao coletor solar por meio da tubulação de entrada do Boiler, com o auxílio de um funil (Figura 4.6), até seu total preenchimento.

Figura 4.6 – Detalhe do mecanismo de alimentação do sistema



Fonte: Autora (2021)

Assim que o conteúdo dos galões era vertido dentro do coletor solar, iniciava-se o monitoramento da temperatura. A temperatura do líquido foi monitorada por meio de um registrador de dados RC-4 (Datalogger de temperatura Ellitech) que, com o sensor posicionado dentro do boiler (Figura 4.7), mediu e registrou a temperatura do efluente a cada 15 minutos. No fim de cada ensaio, o conteúdo da sonda era descarregado no computador e o registro da evolução da temperatura naquele dia era arquivado.

Figura 4.7 – Detalhe da sonda de temperatura inserida no interior do boiler



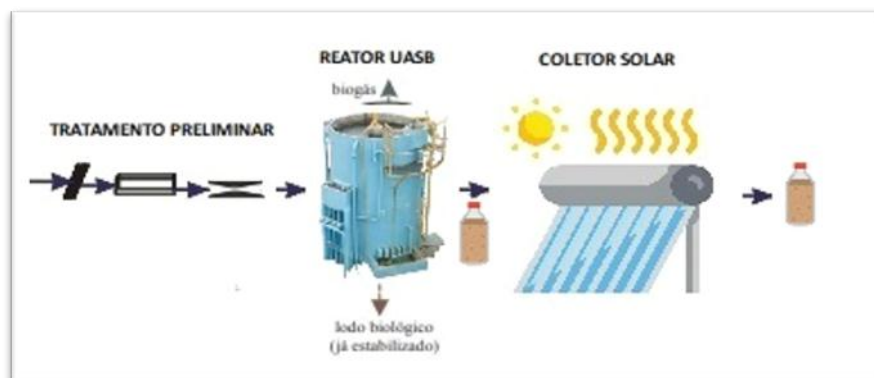
Fonte: Autora (2021)

O tempo de duração de cada ensaio foi fixado em 8 horas, sempre com início e término da batelada no mesmo horário do dia (início às 9h00min; término às 17h00min), compreendendo o período do dia com maiores índices de radiação solar, em todas as estações do ano. Com base em experimentos preliminares realizado no aparato, considerou-se que a permanência do efluente no coletor após às 17h00min não acarretaria diferença considerável no monitoramento da performance do sistema, visto que após esse horário a temperatura do efluente tende a decrescer devido à diminuição da radiação.

4.4 Coleta e análise das amostras

A Figura 4.8 ilustra o fluxograma geral do sistema aplicado a todos os ensaios do presente estudo, no qual o efluente, após passar pelos processos de tratamento preliminar e secundário (reator UASB), era encaminhado para desinfecção no coletor solar. Os frascos indicam os locais onde foram coletadas amostras para realização das análises em laboratório, a saber: na saída de efluente do reator UASB e na saída de efluente do coletor solar.

Figura 4.8 – Fluxograma do processo de coleta das amostras



Fonte: Autora (2021)

Durante o período de operação, após a alimentação do sistema (9h00min), coletas do efluente do coletor solar eram realizadas a cada hora, a partir das 12h00min, para obtenção de alíquotas destinadas à aferição das análises microbiológicas, físico-químicas e de biologia molecular (Tabela 4.1). Assim, além do efluente do reator UASB (09:00), identificado como "UASB", as demais amostras foram identificadas de acordo com a ordem de coleta, sendo: T1 (12:00), T2 (13:00), T3 (14:00), T4 (15:00), T5 (16:00) e T6 (17:00).

A cada coleta, as amostras eram divididas em três alíquotas, da seguinte forma: i) 250 ml em frascos destinados às análises físico-químicas; ii) 100 ml em béquer estéril, destinado às análises microbiológicas; e iii) 200 ml para ser submetido à concentração e posterior quantificação viral.

Ao final do dia de operação, as amostras eram armazenadas a 4°C. As alíquotas relativas às análises microbiológicas e de biologia molecular eram processadas logo na manhã seguinte ao ensaio.

Tabela 4.1 – Parâmetros avaliados nos efluentes do reator UASB e do coletor solar

Parâmetro	Método	Unidade	Local de realização
pH	PHMETRO DIGITAL (DIGIMED – DM22).	-	Laboratório Q10 – Escola de Engenharia/UFMG
Série de Sólidos	STANDARD METHODS PARA A ANÁLISE DE ÁGUA E ÁGUAS RESIDUÁRIAS (APHA-AWWA-WEF, 2017)	mg/L	Laboratório de Análises Físico - Químicas – DESA/UFMG
DQO	HACK KIT (HIGH RANGE)	mg/L	Laboratório de Análises Físico - Químicas – DESA/UFMG
Colifagos somáticos	DUPLA CAMADA DE ÁGAR (ADAPTADO DE EPA, 2000)	UFP/mL	Laboratório de microbiologia – DESA/UFMG
Coliformes e <i>E.coli</i>	PETRICFILM™ 3M™	UFC/mL	Laboratório de microbiologia – DESA/UFMG
Extração do material genético	KIT DE EXTRAÇÃO (ALLPREP POWERVIRAL DNA/RNA, QIAGEN®, GERMANY).	ng/μL	Laboratório de microbiologia – DESA/UFMG
Quantificação do material genético	TR-QPCR	nº cópias/ L	Laboratório de microbiologia – DESA/UFMG
Cultura de células - Infectividade	Monocamada _ Inoculação de VERO E6	Surgimento de efeito citopatogênico	Laboratório Federal de Defesa Agropecuária – Pedro Leopoldo/MG

a) Parâmetros microbiológicos

Enumeração de colifagos somáticos: O número de colifagos somáticos infecciosos foi determinado com base no método de dupla camada de ágar (adaptado de EPA, 2000), a partir de algumas adaptações, sendo utilizadas as cepas de bactérias *E.coli* CN13 como estirpe do hospedeiro.

Para realização da análise, foram coletados aproximadamente 100 mL de efluente em um béquer estéril de 250 mL e um volume de pelo menos 10 mL da amostra foi vertido em um tubo de ensaio de 15 mL. O protocolo original orienta que as amostras sejam

filtradas para retirar sólidos suspensos e bactérias indesejadas. No entanto, o procedimento feito com a etapa de filtração das amostras não resultou em formação de zonas circulares nas placas, que são características da lise da célula bacteriana. Dessa forma, as análises posteriores foram realizadas sem a etapa de filtração, gerando resultados mais condizentes com os esperados na leitura das placas. Inclusive, tal fato impossibilitou o acompanhamento desse parâmetro nos primeiros quatro ensaios de inativação térmica e, por este motivo, as análises de colifagos somáticos apresentam quatro dias a menos de dados descritos, em comparação às análises do grupo coliformes.

Para a realização da análise, um volume de amostra (500µL) foi complementado com as bactérias hospedeiras. No meio de ágar fundido (15mL) era colocada uma camada inferior (5mL) com a amostra e o hospedeiro. Depois que a camada de ágar e a amostra que contém as bactérias hospedeiras endurecia, a placa era incubada a 37°C durante a noite para o desenvolvimento de placas. As zonas circulares formadas pela lise da célula bacteriana (placas) eram contadas e a concentração de colifagos era calculada como unidades formadoras de placas (UFP) por unidade de volume de amostra.

Enumeração de Coliformes e E. coli: O sistema de Placas Petricfilm™ 3MTM para contagem de coliformes, denominado como “Pronto para uso”, foi o método utilizado para quantificação de indicadores bacterianos. A cada coleta, uma alíquota de 50 ml era armazenada a 4°C ± 1 ° C até ser utilizada para o ensaio, que era realizado, no máximo, 12 horas após a coleta.

No dia da análise, as amostras eram diluídas em água autoclavada na proporção de 10⁻³ para as amostras das primeiras quatro horas do ensaio e de 10⁻² para as amostras das três últimas horas.

Para o ensaio, foi utilizado 1 mL da amostra diluída para ser inoculada na membrana que contém agente geleificante solúvel em água fria e meio de cultivo contendo ágar vermelho violeta bile (VRBA) com um indicador de atividade para E. Coli e um indicador tratazolico para facilitar a enumeração das colônias. A membrana contendo a amostra era inoculada a 37°C por 24 horas para leitura de coliformes e 48 horas para E. Coli. As colônias eram contadas e identificadas como UFC/mL.

b) Análises físico-químicas

Paralelamente às análises microbiológicas, alguns parâmetros físico-químicos foram monitorados em cada ensaio, sendo eles sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), DQO e pH, conforme os métodos descritos na Tabela 4.1.

Para as análises físico-químicas, 250 mL de efluente foram coletadas durante a operação do sistema e armazenados em geladeira até o dia de realização da análise.

O pH das amostras foi aferido in loco, por meio de pHmetro digital (Digimed – DM22).

As análises de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) foram realizadas de acordo com o Standard Methods para a Análise de Água e Águas Residuárias 2540-G, 2540-D e 2450-E (APHA-AWWA-WEF, 2017).

Para a demanda química de oxigênio (DQO) foi utilizado um Hack kit (high range), de acordo com as instruções do fabricante.

c) Biologia molecular

i. Detecção de vírus por PCR quantitativo em tempo real (qPCR):

Concentração viral: O protocolo escolhido para a concentração dos vírus foi o de filtração em membrana eletronegativa e extração do DNA/RNA viral diretamente da membrana, sem a etapa de eluição. O procedimento, realizado, no máximo 12 horas após a coleta, baseia-se no método de filtração em membrana eletronegativa modificado de Katayama et al. (2002) e Symonds et al. (2014), e segue os passos descritos na Figura 4.9. As membranas eletronegativas utilizadas foram Millipore (HAWP04700) de éster de celulose, com tamanho de poro de 0,45µm e diâmetro de 47mm, previamente autoclavadas.

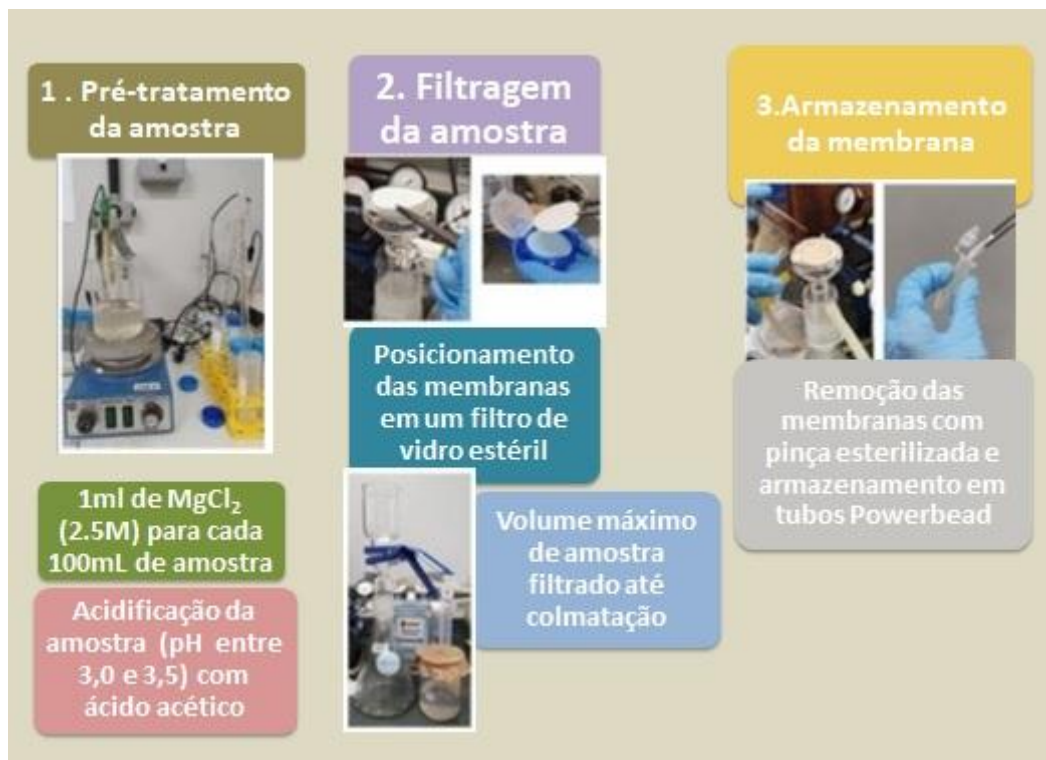
Primeiro, para proporcionar o pré-tratamento da amostra, adicionou-se 1ml de MgCl₂ (2.5M) para cada 100mL de amostra e, com o uso de ácido acético (1M), acidificou-se a amostra em uma faixa de pH entre 3,0 a 3,5.

Após o pré-tratamento e a acidificação da amostra, as membranas eram posicionadas em um filtro de vidro estéril e o volume máximo da amostra era filtrado pela membrana, até a sua colmatação.

Após a filtração, as membranas eram removidas com o auxílio de uma pinça esterilizada, dobradas e armazenadas em tubos Powerbead do kit de extração (AllPrep PowerViral DNA/RNA, Qiagen®, Germany). Para preservar os ácidos nucleicos (RNA/DNA) adicionou-se 600µL da solução PM1 do kit de extração e 6µL de β-mercaptoetanol utilizando a capela de exaustão.

Por fim, as amostras eram armazenadas a uma temperatura de -80°C até a realização da extração de seu material genético.

Figura 4.9 – Processo de concentração viral usando membrana eletronegativa



Fonte: Autora (2021)

Extração de DNA/RNA dos vírus: Os ácidos nucleicos virais foram extraídos das membranas armazenadas usando o AllPrep Kit PowerViral DNA/RNA (Qiagen®, Alemanha) seguindo as instruções do fabricante. Ao final da extração, as amostras de DNA/RNA foram eluídas com 100µL de água ultra pura (livre de RNA). O total de DNA/RNA eluído foi quantificado usando um NanoDrop™ Lite Espectrofotômetro

(ThermoFisher Scientific, Califórnia, Estados Unidos). Finalmente, o material genético era armazenado a -80°C até a quantificação molecular por (RT)-qPCR.

Adenovírus

Para detectar e quantificar o material genético do vírus nas amostras, o material extraído foi analisado usando reação em cadeia de polimerase (qPCR) através de um ensaio de SYBR-green adaptado. As sequencias de primers foram utilizadas com base nas publicadas por Jothikumar et al. (2005) - Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Sequência de primers do HAdV

Nome	Primer	Ensaio (Posição)	Sequência
SYBR-green	Foward	JTVXF(18895– 8915)	5'-GGACGCCTCGGAGTACCTGAG-3'
	Reverse	JTVXR(18990– 8968)	5'-ACIGTGGGGTTTCTGAACTTGTT-3'

Fonte: Adaptado de JOTHIKUMAR et al., 2005

As reações foram realizadas utilizando um sistema de PCR em tempo real 7500 (Applied Biosystems) com um volume final de $20\mu\text{L}$ contendo: $7,66\mu\text{L}$ de água ultra pura (livre de RNase), $0,17\mu\text{L}$ de cada primer (concentração final de $0,25\text{mM}$), $10\mu\text{L}$ de PowerUp SYBR Green Master Mix e $2\mu\text{L}$ do DNA molde. Cada amostra foi analisada em triplicata. Como controle negativo foi utilizada água ultra pura (sem molde) para a análise. Como controle positivo para cada placa e para geração da curva padrão, foi usado um molde artificial utilizando gBlockTM. Por fim, antes de iniciar a corrida qPCR, as placas foram seladas com um selante óptico (MicroAmp Filme adesivo óptico PCR) e centrifugado (30 segundos, $500 \times g$) para remover possíveis bolhas. As condições da reação de qPCR foram adaptadas de Verbyla et al., (2016), Jothikumar et al., (2005) e do Guia do Usuário PowerUp SYBR Green Master Mix User Guide, que resultou em um estágio de pré-ciclagem de 50°C por 2 min e 95°C por 2 min, e por fim 40 ciclos de: desnaturação a 95°C por 15s, recozimento em 55°C por 30s, alongamento a 72°C por 15s, e a curva de fusão a 95°C por 15s, 60°C por 1 min, 95°C por 30s e 60°C por 10 segundos.

Para o modelo AdV, foram utilizados os mesmos primers usados para quantificação (Tabela 4.2) e o genoma completo do AdV5 foi encontrado a partir do GenBank (www.ncbi.nlm.nih.gov) com número de adesão AC_000008. O modelo do gBlock™ foi obtido a partir da Tecnologia Integrada DNA (IDT, EAU) na forma liofilizada. Em relação a ressuspensão, a mesma foi realizada em água ultrapura, conforme as instruções do fabricante para atingir uma concentração final de 10ng.µL⁻¹. O número de cópias foi calculado utilizando a equação 1, obtendo uma concentração final de 2,33x10⁹ cópias. µL⁻¹.

$$\frac{\text{cópias}}{\mu\text{L}} = \frac{C}{MW} \times NA \times \frac{1\text{mol}}{10^{15}\text{fmol}} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

- C: concentração medida no NanoDrop™ (ng.µL⁻¹) do estoque de armazenamento de longo prazo;
- MW: peso molecular do gBlock™ (ng.fmol) calculado com base nas informações fornecidas pelo fabricante;
- NA: número de Avogadro (6.022x10²³).

Para geração da curva padrão foram realizadas 6 (seis) diluições seriadas (1:10) da solução de estoque armazenada. Todos os pontos da curva foram analisados em triplicatas. A curva padrão final teve um R²>0,99 e uma eficiência de q-PCR de 91,48%.

Rotavírus

A detecção e quantificação de material genético do Rotavírus presente nas amostras coletadas foram realizadas por transcrição reversa e quantitativa em cadeia de polimerase (RT-qPCR) utilizando um ensaio de SYBR-green.

As sequências de primers foram utilizadas com base nas informações de apoio recomendadas por Verbyla et al., (2016) e encontram-se especificadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Sequência de primers do RoV

<i>Vírus alvo</i>	<i>Região alvo</i>	<i>Primer/sonda</i>	<i>Sequência</i>
Rotavírus Humano – grupo A	(NSP3) gene	RV- forward	ACCCTCTATGAGCACAATA
		RV-Reverse	GGTCACATAACGCCCTA

Fonte: Adaptado de Verbyla et al., 2016

As condições da reação da RT-qPCR foram realizadas conforme o Guia do Usuário Power SYBR Green Master Mix: 40 ciclos de 48°C por 30min (incubação para transcrição reversa), 95°C por 2:00 minutos (ativação enzimática), 95°C por 10s (desnaturação), 52°C por 10s e 60°C por 1min (amplificação), 95°C por 15s, 60°C por 15s, 95°C por 15s e 60°C para curva de fusão.

As análises do RV-A foram realizadas utilizando um sistema 7500 Real-Time PCR (Applied Biosystems). Para as reações foi utilizado um kit Power SYBR® Green RNA-to-CT™ 1-Step Kit (Applied Biosystems™). O volume final de cada reação foi de 20µL, contendo: 4,04µL de água ultrapura, 1,5µL de cada primer (concentração final de 0,50mM), 0,16µL de transcriptase reversa iScrip (Biorad), 10µL de MasterMix Itaq Universal Probes One Step (Biorad) e 5µL da amostra de RNA.

As amostras foram analisadas em triplicatas. Como controle negativo, utilizou-se água ultrapura. Já para controle positivo, para cada placa e também para geração da curva padrão, foi utilizado um molde artificial gBlock™.

Sars-CoV-2

A detecção e quantificação do Sars-CoV-2 nas amostras foi realizada pelo método de transcrição reversa e quantitativa em cadeia de polimerase (RT-qPCR) utilizando os primers e sondas publicados pelo CDC (2020) - Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Indicadores de oligonucleotídeos e sequência de sonda do SARS-CoV-2

<i>Marcador</i>	<i>Primer/sonda</i>	<i>Sequência</i>
N1	Avançar	5'- GACCCCAAATCAGCGAAAT-3'
	Reverso	5'-TCTGGTTACTGCCAGTTGAATCTG-3'
	Sonda	5'- ACCCCGCATTACGTTTGGTGGACC-3'
RP	Avançar	5'- AGATTTGGACCTGCGAGCG-3'
	Reverso	5'- GAGCGGCTGTCTCCACAAGT-3'
	Sonda	5'- TTCTGACCTGAAGGCTCTGCGCG-3'

Fonte: Adaptado de CDC, 2020

As condições de ciclo também foram adaptadas do protocolo do DCD (2020) e das recomendações fornecidas pelo fabricante do Master mix (Biorad), sendo realizado conforme 45 ciclos de 50°C por 10min (incubação para transcrição reversa), 95°C por 2:03 minutos (ativação enzimática) e 55°C por 30s (amplificação).

As análises do SARS-CoV-2 foram realizadas utilizando um sistema 7500 Real-Timee PCR (Applied Biosystems). Para as reações foi utilizado um kit MasterMix Itaq Universal Probes One Step (Biorad). O mix utilizado contém uma combinação de iScript RNase H + transcrição reversa e iTaq hot-star DNA DNA polimerase para completar a reação em tempo real em apenas uma única etapa. O volume final de cada reação foi de 20µL, contendo: 3µL de água ultrapura, 1,5µL de cada primer (concentração final de 0,50mM), 0,5µL de transcriptase reversa iScrip (Biorad), 10µL de MasterMix Itaq Universal Probes One Step (Biorad) e 5µL do modelo de RNA.

As amostras foram analisadas em triplicatas . Como controle negativo, utilizou-se água ultrapura. Já para controle positivo para cada placa e também para geração da curva padrão foi utilizado o plasmídeo da região do nucleocapsídeo. Conforme recomendado pelo CDC (2020), utilizou-se o RNase como controle interno para demonstrar a recuperação de RNA, bem como a integridade dos reagentes de extração.

Para geração da curva padrão foram realizadas 6 (seis) diluições seriadas (1:10) do plasmídeo contendo a sequência completa do gene do nucleocapsídeo (N) SARS-CoV-2 (IDT,USA). Todos os pontos da curva foram analisados em triplicatas A curva padrão final teve um $R^2 > 0,99$ e uma eficiência de q-PCR de 90,31%.

Os resultados da qPCR são reportados em cópias do gene por volume de amostra, de acordo com a curva de calibração quantitativa dos valores de Ct.

ii. Cultura de células

Visando avaliar a viabilidade viral nas amostras positivas na etapa de qPCR, o ensaio de cultura de células visou a detecção do genoma dos vírus que pudessem infectar células cultivadas in vitro, garantindo que o genoma detectado pertence a cepas virais viáveis e infecciosas.

Concentração viral: A concentração das amostras foi realizada por meio do método de adsorção-eluição descrito por Katayama et al. (2002). As amostras foram filtradas em sistema de vácuo com membrana negativamente carregada (Millipore - HAWP04700 de éster de celulose), com tamanho de poro de 0,45µm e diâmetro de 47mm. Previamente à filtração, o pH foi ajustado para 7,5-8,0 sendo que 25 mL de MgCl₂ [2M] foi adicionado às amostras para que as partículas virais, naturalmente carregadas negativamente, fossem positivamente carregadas pela ação dos íons Mg²⁺, permitindo a retenção dessas partículas na membrana negativamente carregada durante o processo de filtração. A membrana ainda foi lavada com solução de H₂SO₄ [0,5mM] pH 3,0 para assegurar a retenção das partículas virais na mesma e remover restos de bio sólidos presentes. Em seguida, a membrana foi retirada do filtro e em vidraria estéril, ocorreu a eluição viral, que foi realizada por meio da adição de NaOH [1mM] pH 10,5, que ficou em contato com a membrana sob agitação por 10 min. O eluato foi neutralizado pela adição de solução de H₂SO₄ [50mM] e tampão Tris-EDTA [100X] a 1mM pH 8,0. Em seguida, as amostras concentradas foram aliquotadas em tubos do tipo eppendorf e armazenadas em temperatura -80°C para as análises posteriores.

Isolamento viral: Os testes de persistência de vírus foram realizados em uma instalação biossegura que cumpre os requisitos de Segurança Biológica Nível 4 (NB4) estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde Animal (OIE), no Laboratório Federal de Defesa Agropecuária, LFDA-MG, localizado em Pedro Leopoldo / MG.

Os ensaios foram realizados em amostras pertencentes à entrada e saída do sistema de cinco dias de ensaio (22/set; 29/set; 05/out; 13/out; 27/out). As análises foram realizadas em triplicata, sendo utilizadas placas de 6 poços para cada par de amostras diárias.

Foram implantadas 4x10⁵ células Vero E6 (células epiteliais do rim do macaco verde africano) por poço em placas de 6 poços 24 horas antes do procedimento de infecção. A inoculação das monocamadas foi realizada com as amostras de efluentes tratados ou não. Cada amostra foi eluída em 500µL de meio RPMI contendo 3x a concentração de mix de antibióticos Penicilina/Estreptomicina (150 U/mL).

Na etapa de inoculação, as monocamadas de células Vero E6 em placas de 6 poços foram inoculadas com 200µL de cada suspensão de amostra teste. As células inoculadas foram incubadas em estufa de CO₂ a 37°C com agitação a cada 10 minutos durante 1 hora (processo que intensifica a adsorção viral). Após 1 hora, às culturas inoculadas foram adicionados 2mL por poço de meio RPMI suplementado com 2% de SFB.

As culturas inoculadas foram observadas diariamente ao microscópio ótico durante o período de 96 horas quanto ao surgimento de efeito citopático viral (ECP). Esse período constitui a tentativa de isolamento viral em primeira passagem em células Vero.

Após 96 horas, os respectivos sobrenadantes das culturas inoculadas foram coletados e armazenados. As monocamadas foram submetidas a 3 ciclos de congelamento e descongelamento para lise celular. Os extratos de células lisadas foram então utilizados para um novo ciclo de inoculação em culturas saudáveis de células Vero (tentativa de isolamento em segunda passagem).

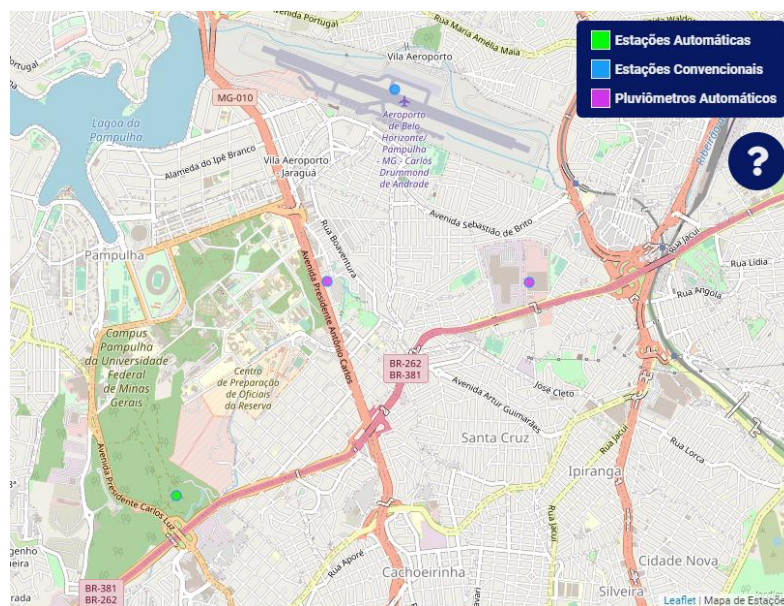
As mesmas condições de inoculação e observação macroscópica das culturas inoculadas foram repetidas e após 96 horas tanto sobrenadantes quanto extratos celulares foram coletados e armazenados para posterior análise.

d) Condições meteorológicas

Além dos parâmetros tabelados e descritos acima, definiu-se as condições meteorológicas dos dias de realização dos ensaios conforme a divisão em: i) Céu aberto, estado próximo ou igual ao de céu limpo, com predomínio de sol em todo o período do ensaio; ii) Céu encoberto, com tempo nublado, com céu encoberto por nuvens, tendo pouca disponibilidade de radiação solar durante o período de ensaio; iii) Céu parcialmente encoberto, com a presença de algumas nuvens, mas disponibilidade de radiação solar razoável; e iv) Precipitação, com registro de chuva em algum momento do dia. Tal denominação foi feita com base em observação do céu durante o ensaio.

As informações de comprimento de onda de radiação solar e temperatura ambiente também foram registradas para o período do dia de cada ensaio, através de pesquisa aos dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a estação automática mais próxima do local de estudo, denominada “A521 – PAMPULHA”. A estação meteorológica é automática e está localizada dentro das dependências da UFMG, mais especificamente dentro da estação ecológica (ponto verde na Figura 4.10).

Figura 4.10 – Localização da estação meteorológica A521 –PAMPULHA



Fonte: Adaptado de INMET, 2022

4.5 Interpretação estatística dos dados

A medida de eficiência percentual calculada para avaliar a performance do sistema com relação à redução de microrganismos indicadores foi a eficiência média, calculada com base na média geométrica das concentrações de entrada e saída do sistema, uma vez que as amostras foram consideradas independentes.

A diferença logarítmica do sistema foi obtida a partir da média geométrica de todas as concentrações afluentes e da média geométrica de todas as concentrações efluentes.

Para realizar os testes estatísticos necessários ao suporte para a discussão dos resultados nos próximos capítulos, de forma a possibilitar comparações entre as medidas de tendência central dos grupos de dados amostrais obtidos nesta pesquisa,

foi utilizado o software Microsoft Excel. Por se tratar de dados ambientais e sem distribuição normal, os testes aplicados foram do tipo não paramétricos, sendo esses os mais adequados para distribuições não simétricas (VON SPERLING et al., 2020). Considerou-se o nível de significância de 5% para os testes (valor comumente utilizado em estudos ambientais).

O teste estatístico utilizado para verificar a hipótese de redução de cada microrganismo analisado, foi o U de Mann-Whitney para amostras independentes. Neste caso, fez-se a comparação dos grupos de dados de concentrações dos afluentes e efluentes, dois a dois.

O teste U de Mann-Whitney também foi utilizado para verificar se houve diferença significativa nos valores afluentes e efluentes dos parâmetros físico-químicos.

Para as análises de correlação entre os parâmetros físico-químicos e o aumento da temperatura do efluente, bem como entre os microrganismos indicadores e as concentrações virais, foi utilizado o teste de Spearman.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ensaios realizados

Foram realizados 10 ensaios de desinfecção com energia solar térmica, os quais foram distribuídos semanalmente ao longo do período de Agosto/2021 a Outubro/2021, sendo realizados nos dias: 18 e 25 do mês de agosto; 01, 08, 22 e 29 no mês de setembro; 05, 13, 20 e 27 do mês de outubro.

O Tabela 5.1 apresenta um resumo das características meteorológicas observadas em cada dia de ensaio.

Tabela 5.1– Características meteorológicas observadas em cada dia de ensaio

<i>Ensaio</i>	<i>Data</i>	<i>Condição meteorológica</i>
01	18/08/2021	CÉU ABERTO
02	25/08/2021	CÉU ABERTO
03	01/09/2021	CÉU ABERTO
04	08/09/2021	CÉU ABERTO
05	22/09/2021	CÉU ABERTO
06	29/09/2021	CÉU ABERTO
07	05/10/2021	PRECIPITAÇÃO (14:30 às 15:30) / CÉU PARCIALMENTE ENCOBERTO (15:30 às 17:00)
08	13/10/2021	CÉU ENCOBERTO
09	20/10/2021	PRECIPITAÇÃO (09:00 às 15:00)/ CÉU ENCOBERTO (15:00 às 17:00)
10	27/10/2021	CÉU ABERTO

Com exceção dos dias 05, 13 e 20 de outubro, os demais dias de realização dos ensaios de desinfecção foram considerados favoráveis. Nos três primeiros dias do mês de outubro, o dia 05 foi considerado desfavorável, por ter sido marcado por fortes chuvas com início por volta das 14h30min e fim por volta das 15h30min, ficando o céu parcialmente nublado no restante do período de ensaio; no dia 13, o céu estava nublado grande parte do dia, sendo enquadrado também como desfavorável; por fim, no dia 20, houve chuva bastante intensa desde o início do experimento até 15h00min, aproximadamente e, a partir desse horário, o céu permaneceu nublado, sendo, por estes motivos, intitulado como um dia desfavorável.

5.2 Características da temperatura e da radiação solar

Com relação aos dados de temperatura do ar, radiação solar e temperatura do efluente no sistema, a Tabela 5.2 apresenta a média geométrica para cada uma dessas variáveis, observadas em cada dia de ensaio. Os dados encontram-se divididos em dois grupos, de acordo com a condição meteorológica consideradas para cada dia.

Tabela 5.2 – Dados de temperatura e radiação registrados ao longo dos ensaios

CONDIÇÕES FAVORÁVEIS (CÉU ABERTO)				
Ensaio	Data	Temperatura do ar (°C)	Radiação solar (KJ/m²)	Temperatura do efluente (°C)
		Média geom. ± DP Mín./Máx.		
01	18/08/2021	22,0 ± 2,8 17,7 / 25,5	1389,1 ± 1068,3 55,5 / 2966,8	45,0 ± 12,8 23,5 / 58,8
02	25/08/2021	24,4 ± 4,0 18,0 / 28,9	1469,0 ± 1076,7 66,3 / 3009,8	44,4 ± 17,5 23,7 / 65,0
03	01/09/2021	21,7 ± 3,2 15,6 / 25,0	1408,6 ± 1034,9 94,8 / 3039,2	40,3 ± 9,0 23,7 / 49,9
04	08/09/2021	25,6 ± 4,0 18,8 / 29,9	1533,1 ± 1036,4 97,1 / 2924,8	42,0 ± 11,2 26,3 / 56,3
05	22/09/2021	25,4 ± 3,2 20,5 / 29,3	1642,2 ± 992,9 167,75 / 2977,97	47,0 ± 13,4 22,9 / 61,3
06	29/09/2021	28,6 ± 4,5 20,5 / 33,0	1075,8 ± 1156,7 3,9 / 3257,0	50,9 ± 12,6 28,9 / 64,4
10	27/10/2021	26,0 ± 3,2 20,7 / 29,2	1474,6 ± 1457,1 36,5 / 3739,6	49,6 ± 15,3 23,6 / 67,3
Geral		24,7 ± 4,0 15,6 / 33,0	1417,2 ± 1068,9 3,9 / 3739,6	45,5 ± 13,1 22,9 / 67,3
CONDIÇÕES DESFAVORÁVEIS (CÉU ENCOBERTO, PARCIALMENTE ENCOBERTO E/OU OCORRÊNCIA DE PRECIPITAÇÃO)				
07	05/10/2021	29,1 ± 4,0 21,0 / 32,6	887,1 ± 1052,0 1,3 / 3111,3	50,8 ± 11,8 27,0 / 63,1
08	13/10/2021	24,2 ± 3,6 17,1 / 27,7	1266,2 ± 1169,1 15,13 / 3476,57	47,9 ± 13,9 25,1 / 64,3
09	20/10/2021	18,2 ± 1,3 16,0 / 19,4	345,1 ± 544,2 17,1 / 1480,1	38,5 ± 7,0 24,0 / 43,6
Geral		23,4 ± 5,6 16,0 / 32,6	729,1 ± 1221,4 1,3 / 3476,6	45,4 ± 12,2 24,0 / 64,3

*Valores destacados em alaranjado representam o dia com os menores valores médios de cada parâmetro. Já os destaques em verde, indicam os dias com maiores valores médios observados.

As características registradas para a radiação solar incidente, temperatura do ar e a temperatura do efluente observadas ao longo dos ensaios de desinfecção se encontram expostos graficamente na Figura 5.4 a Figura 5.3 onde, adicionalmente, apresentam-se ícones que ilustram as condições meteorológicas observadas em cada dia do experimento. Já na Figura 5.4, é possível acompanhar a evolução da temperatura do efluente ao longo do tempo em cada dia de ensaio.

Figura 5.1 – Variação da radiação solar observada ao longo dos dias de ensaio

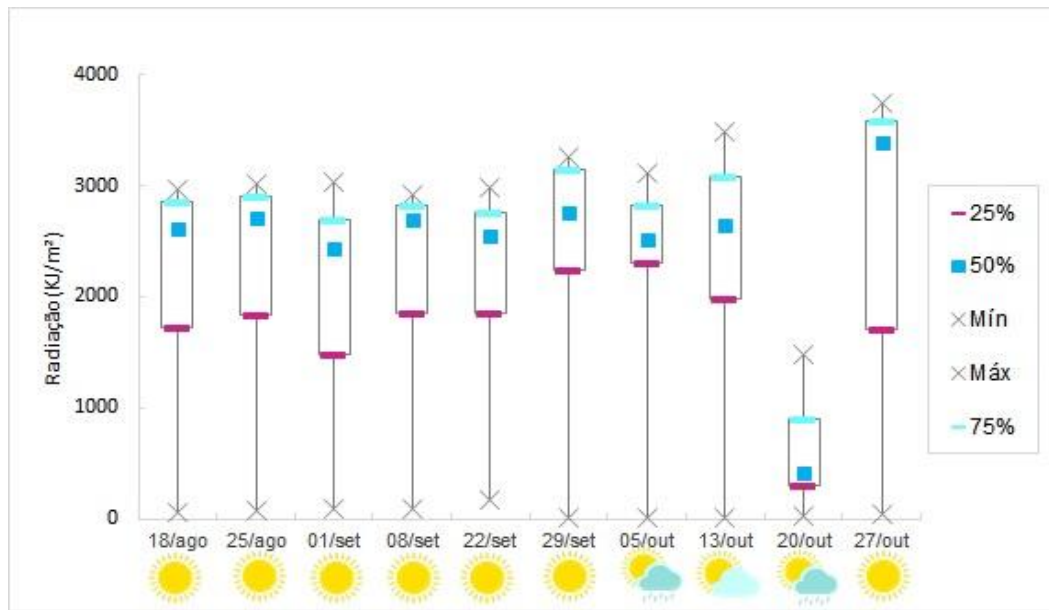


Figura 5.2 – Variação da temperatura do ar observada ao longo dos dias de ensaio

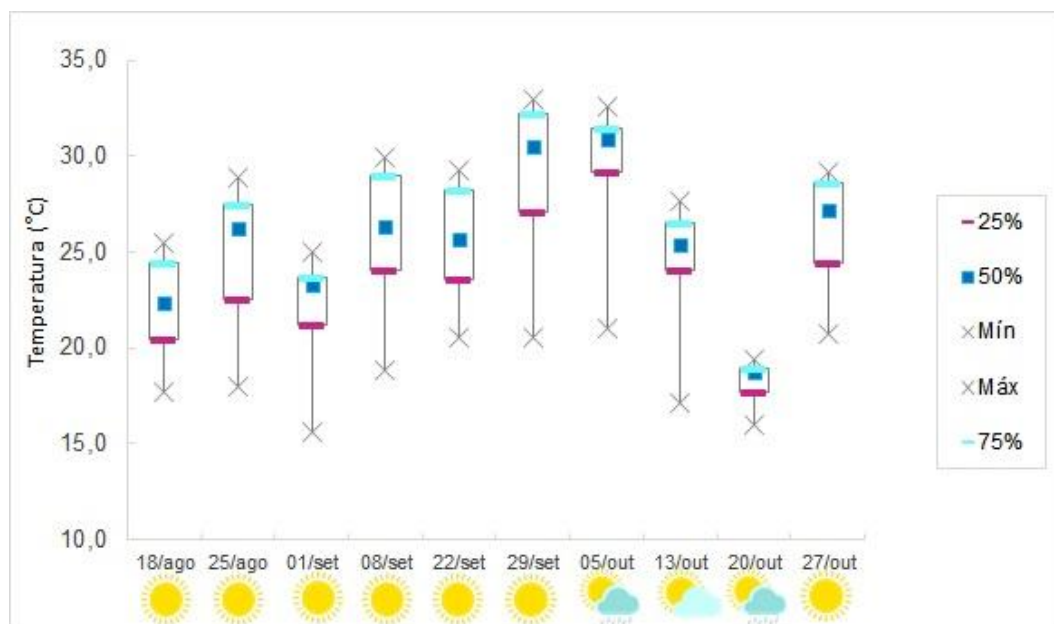


Figura 5.3 – Variação da temperatura do efluente observada ao longo dos dias de ensaio

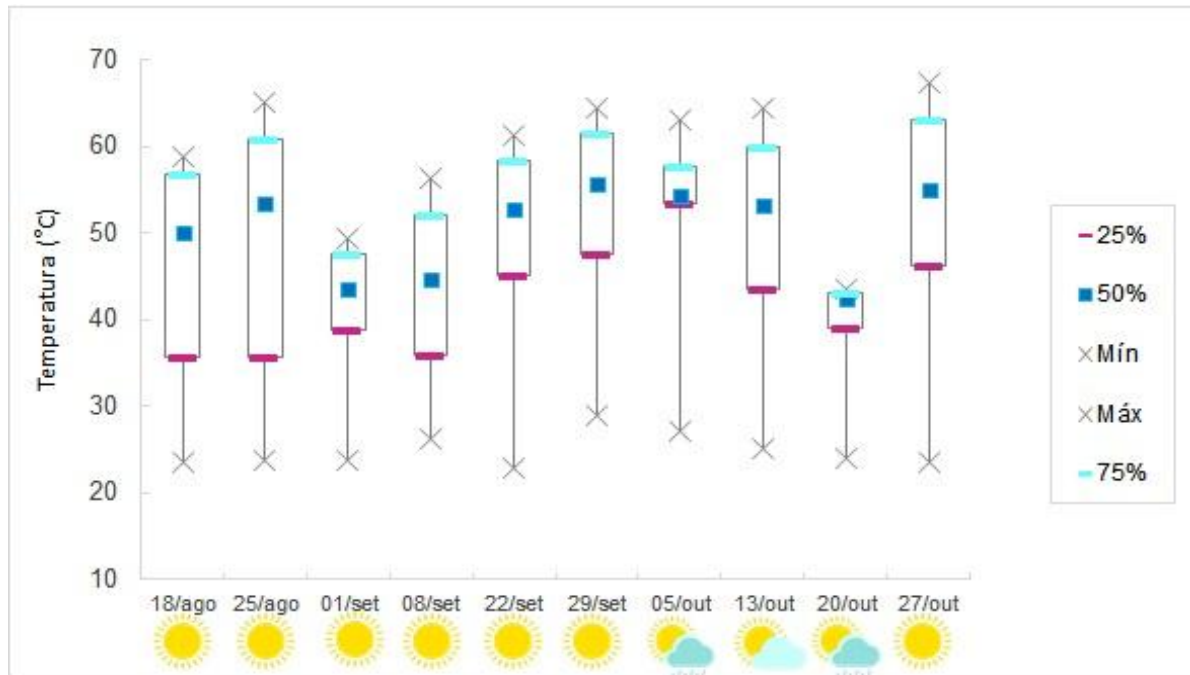
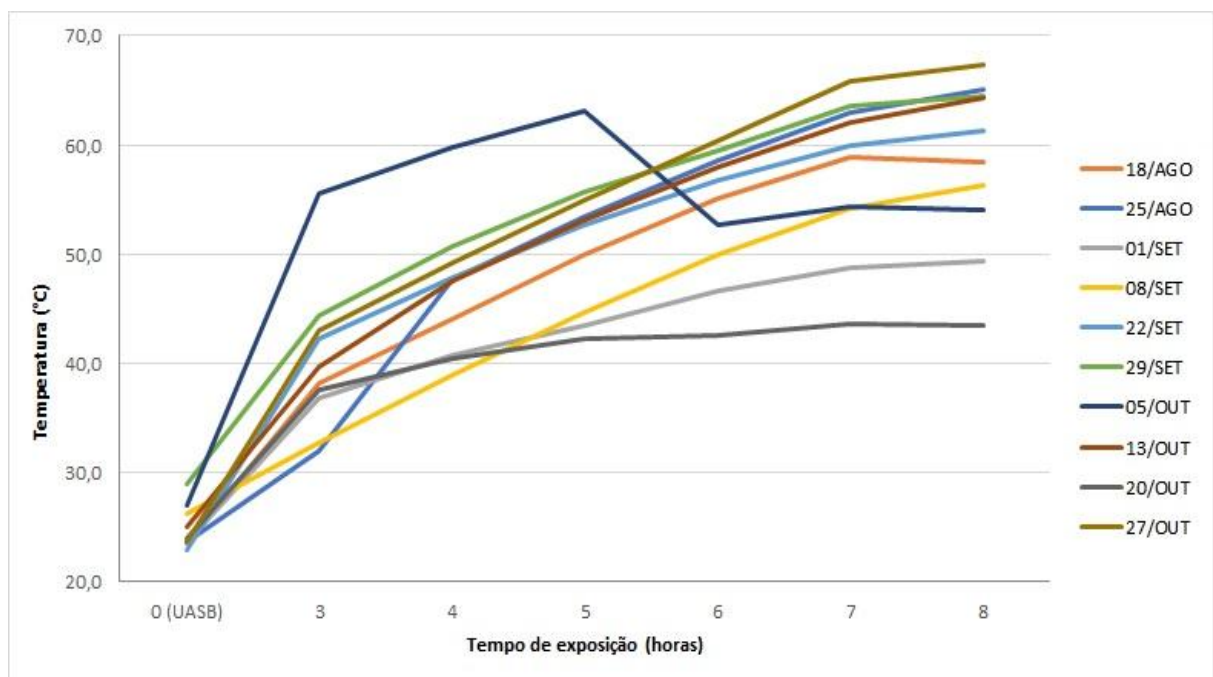


Figura 5.4 – Evolução da temperatura do efluente ao longo do tempo em todos os dias de ensaio



No que diz respeito aos dados de radiação solar, observa-se os altos valores de desvio padrão apresentados, indicando a alta heterogeneidade do parâmetro, o que ilustra o fato de a incidência solar estar sujeita a alterações diárias devido a diversos fatores

intrínsecos ao processo, como, por exemplo, o próprio movimento de rotação da Terra ao longo do dia.

Observa-se que todos os dias considerados favoráveis apresentaram a radiação solar média do período acima de 1050,0 KJ/m², sendo a melhor condição atingida pelo parâmetro. Em contrapartida, a radiação média nos dias desfavoráveis apresenta dois cenários: nos dois dias chuvosos, o valor atingiu o pior contexto, ambos abaixo de 900,0 KJ/m², enquanto no dia de céu encoberto, mesmo com grande variação ao longo do dia, a radiação média (1266,2 KJ/m²) esteve bem próxima ao valor da média geral observada para os dias favoráveis (1417,2 KJ/m²).

Com relação à média observada para a temperatura do ar, o valor esteve sempre acima de 21°C nos dias favoráveis e de 18°C nos dias desfavoráveis. Observa-se que a diferença entre o valor médio para temperatura do ar nos dias favoráveis (24,7°C) e os desfavoráveis (23,4°C) foi de apenas 1,3°C.

A variação dos dados expostos no gráfico da Figura 5.3, demonstra que a temperatura do efluente anaeróbio tratado na ETE Arrudas apresentou características dentro dos padrões típicos esperados para essa matriz. A temperatura do efluente do reator UASB variou pouco durante os dias de campanha, estando sempre situada entre 22°C e 28°C, com valor médio de 24,0°C, ficando próximo à temperatura ambiente, típico das regiões tropicais. Valores análogos foram registrados por Glória (2018), com temperatura mínima de 17,7°C e máxima de 28,2°C para o efluente anaeróbio com as mesmas características do que foi utilizado no presente estudo. O menor e maior valor para a temperatura do efluente do reator anaeróbio foi observado nos dias 22/set (22,9°C) e 29/set (28,9°), respectivamente.

Os menores (destaque alaranjado na Tabela 5.2) e maiores (destaque verde na Tabela 5.2) valores médios observados para cada parâmetro, com relação à média geométrica são:

- Temperatura ambiente:
 - Menor valor médio: Dia 20/out, com o valor médio de 18,2°C;
 - Maior valor médio: Dia 05/out, com valor médio de 29,1°C.

- Radiação solar:
 - Menor valor médio: Dia 20/out, com o valor médio de 345,1 KJ/m²;
 - Maior valor médio: Dia 22/set, com valor médio de 1642,2 KJ/m².

- Temperatura do efluente:
 - Menor valor médio: Dia 20/out, com o valor médio de 38,5°C;
 - Maior valor médio: Dia 29/set, com valor médio de 50,9 °C.

Destaca-se o fato de que o dia 20/out apresentou o pior desempenho (menores valores) para os três parâmetros analisados, o que levanta a hipótese de que esse dia também irá apresentar a pior média de eficiência no que diz respeito à desinfecção, uma vez que manifestou as condições meteorológicas mais desfavoráveis ao processo.

Em contrapartida, verifica-se que em condições meteorológicas favoráveis a temperatura do efluente atinge níveis consideráveis que favorecem a desinfecção. Em todos os ensaios realizados em condições de céu aberto, foram atingidas temperaturas médias superiores a 40°C.

A temperatura média global atingida pelo efluente no sistema foi de 45,4°C. Interessante observar que a temperatura média se manteve praticamente a mesma se comparado o valor para os dias favoráveis (45,5°C) e desfavoráveis (45,4°C). Tal fato é consequência de que, apesar do dia 20/out ter apresentado o menor valor médio de temperatura do efluente (38,5°C), nos demais dias considerados desfavoráveis (dias 05/out e 13/out), o sistema alcançou temperaturas máximas bem acima da média global (63,1°C e 64,3°C, respectivamente), o que pode ter equilibrado o desempenho do sistema nesse sentido.

Observando a Figura 5.4, nota-se, pelo comportamento das inclinações no gráfico, que a evolução da temperatura do efluente se mostra similar em quase todos os dias de ensaio, os quais apresentam um aumento mais relevante (maior inclinação) do início do ensaio até por volta das três horas de exposição e, a partir daí, exibem aumento relativamente mais brando, até que é possível perceber a tendência de estabilização da temperatura do efluente ao final de cada ensaio, próximo das

17h00min. Tal comportamento não é válido para o evento observado no dia 05/out, no qual a temperatura do efluente seguia um comportamento extremamente favorável, até que começa o episódio de chuva (às 14h30min) e, conforme pode ser verificado na Figura, a temperatura passa a ter uma evolução negativa. O progresso da temperatura também se mostrou ligeiramente diferente no dia 25/out, uma vez que a temperatura do efluente apresentou elevação consideravelmente mais rápida que os demais dias típicos, após as três horas de ensaio. Já no dia 08/set, a temperatura do efluente evoluiu de maneira mais constante ao longo de todo o período de ensaio, exibindo inclinação praticamente linear ao longo do tempo.

No que diz respeito à máxima temperatura atingida pelo efluente no coletor solar em cada dia de ensaio, dentre os dias favoráveis, o dia 01/set foi o pior ensaio com relação à máxima temperatura atingida pelo efluente, apresentando o valor de 49,9°C. O maior valor de temperatura máxima observada aconteceu no dia 27/out (67,3°C). Comparando os dados de temperatura máxima com as informações de radiação solar, é possível perceber que a menor temperatura máxima entre os dias de ensaio foi também relativa ao dia que obteve menos incidência de radiação solar ao longo de todo o período (20/out) e o dia de maior valor de temperatura máxima foi também o dia de recorde de radiação solar (27/10). Tal correlação entre temperatura atingida pelo sistema e a radiação solar incidente se confirmou e se mostrou relevante através do teste de Spearman. A mesma associação não valeu para os dados de temperatura do ar, uma vez que o valor máximo para o parâmetro foi observado no dia 29/set (33,0°C). No entanto, o teste de Spearman indicou correlação entre os dados de temperatura do ar e do efluente. Dessa forma, nota-se a correlação entre o aumento da temperatura do efluente com os dados de radiação solar e temperatura ambiente. Tal fato pode ser um indicativo do porque, mesmo nos dias de céu aberto, os dados de temperatura atingida pelo sistema apresentam variação.

No que tange à radiação solar, a média global observada para o local nos dias dos ensaios foi de 1.161,0 KJ/m². Sendo que somente nos dia 05 e 13 de outubro a radiação média esteve abaixo de 1.000,0 KJ/m².

No que diz respeito aos resultados observados neste capítulo, cabe mencionar que os ensaios foram realizados entre o inverno e a primavera, compreendendo o período

do ano que é caracterizado por apresentar as menores temperaturas anuais (inverno) e início do aumento dos índices pluviométricos (primavera).

No que diz respeito à análise do comportamento da temperatura atingida pelo sistema, à luz do gráfico exposto na sessão 3.4.6, espera-se que o experimento alcance eficiências de remoção características das zonas C e/ou D do gráfico elaborado por Espinosa e colaboradores, uma vez que a temperatura média atingida pelo sistema, operado por 8 horas, foi de 45,4°C e a máxima foi de 67,3°C. No tópico relativo à eficiência do processo de desinfecção (5.4.1), a partir dos resultados obtidos com relação à eficiência para os diferentes microrganismos indicadores, a hipótese será discutida no que tange à redução atingida pelo sistema.

5.3 Características físico-químicas do efluente

A Tabela 5.3 fornece a caracterização físico-química do efluente em estudo, antes e após submissão ao processo de desinfecção, acompanhada de sua estatística descritiva. Já a

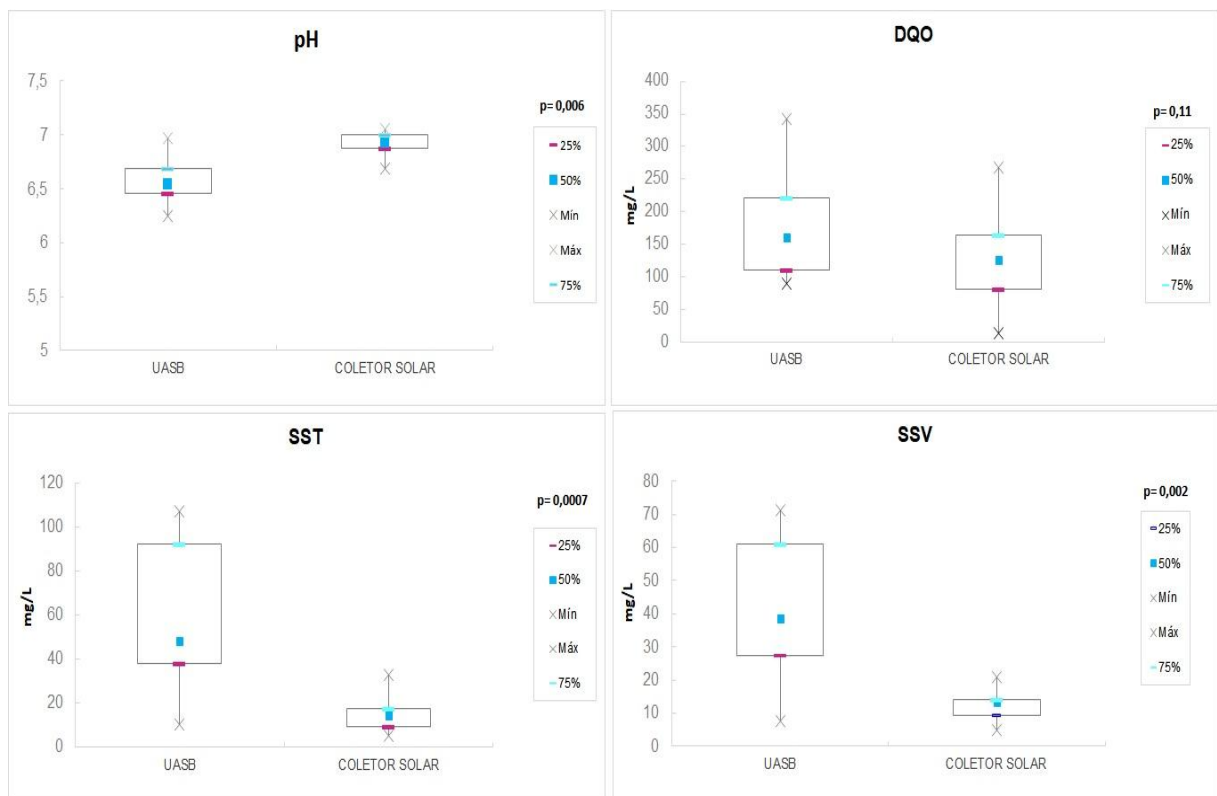
Figura 5.5: , apresenta o comportamento gráfico dos parâmetros físico-químicos analisados, antes e após o processo de desinfecção, juntamente com o valor de “p” obtido para o teste de Mann-Whitney aplicado a cada conjunto de dados para um valor de nível de significância igual a 0,05. A caracterização foi obtida através de amostragens realizadas entre Agosto/2021 e Outubro/2021.

Observa-se certa variabilidade nas concentrações dos parâmetros físico-químicos, principalmente no que diz respeito à DQO, sendo aceitável em sistemas reais, como é o caso do efluente utilizado, sujeitos a variações na carga dos efluentes. No que diz respeito aos parâmetros de pH e DQO, os dados apresentam-se dentro da normalidade observada para o efluente anaeróbio, comparando-os com a média de 183 mg/L de DQO e 7,3 de pH obtidos por Glória (2018).

Tabela 5.3 – Caracterização físico-química dos efluentes “UASB” e “Coletor solar”

Parâmetro	ANTES (UASB)		DEPOIS (COLETOR SOLAR)	
	Médi.geom. ± DP	Min/Máx.	Médi.geom ± DP	Min/Máx.
pH	6,57 ± 0,24	6,25/6,97	6,89 ± 0,15	6,69/7,03
DQO (mg/L)	181,18 ± 73,60	104,0/342,0	132,64 ± 70,05	13,0/268,0
SST (mg/L)	60,73 ± 35,03	10,0/107,0	14,94 ± 7,66	5,0/32,68
SSV (mg/L)	41,53 ± 22,70	7,50/71,33	12,30 ± 4,63	5,0/20,92

Figura 5.5 – Variação dos parâmetros físico-químicos observada na entrada e saída do sistema



A partir da observação dos resultados e de teste estatístico realizado (Mann-Whitney), percebe-se que o processo de desinfecção solar térmico está relacionado a um discreto aumento do pH das amostras. No entanto, o parâmetro se manteve ácido ou próximo da neutralidade antes e após o processo de desinfecção, sendo que tal diferença observada no valor pode estar associada à sensibilidade do aparelho de medição.

Com relação à DQO, após o processo de desinfecção, houve uma redução na concentração média, indo de 181,18 mg/L para 132,64 mg/L. Contudo, a diferença de

concentração observada para o parâmetro, entre a entrada e saída do sistema, não se mostrou estatisticamente significativa.

Analogamente ao comportamento da DQO, a submissão ao processo de desinfecção solar térmica correspondeu à diminuição dos níveis de sólidos totais e voláteis no efluente. Na maioria dos ensaios, os teores de sólidos totais e voláteis apresentaram progressiva diminuição na medida em que se avançava o ensaio. Tal comportamento tem significância estatística e pode estar associado ao possível processo de sedimentação que possa ocorrer dentro dos tubos do coletor solar.

5.4 Eficiência do processo de desinfecção

5.4.1 Microrganismos indicadores

Primeiramente, apresenta-se na Figura 5.6, gráfico que relaciona as eficiências de redução atingidas para os microrganismos indicadores obtidas em cada dia de ensaio realizado, acompanhadas da representação do percentil 50% e da temperatura máxima do efluente atingida em cada dia dentro do coletor solar, onde os dias considerados desfavoráveis encontram-se destacados em quadro alaranjado. Destaca-se que nos primeiros quatro dias de ensaio não se tem dados de eficiência para o indicador viral (colifagos somáticos) e isso se deve às adaptações necessárias à realização da análise, conforme elucidado na sessão destinada à apresentação dos métodos utilizados na presente pesquisa.

Em termos de inativação de microrganismos em unidades logarítmicas, por meio da qual é mais comum a expressão de eficiência com relação a este parâmetro, apresenta-se dados na Tabela 5.5 e gráfico da Figura 5.7, onde os dias considerados desfavoráveis encontram-se destacados em quadro alaranjado. A Tabela apresenta também a eficiência do sistema em termos de porcentagem e concentrações remanescentes para os indicadores em análise, separados em conjunto por dias considerados favoráveis e desfavoráveis. As concentrações de entrada e saída do sistema são representadas graficamente na Figura 5.8.

De maneira geral, as eficiências médias de redução foram de 99,84% para coliformes, 99,75% para E.coli e 83,17% para colifagos. O sistema chega a atingir eficiência máxima de redução de 99,998% de coliformes e 99,996% de E.coli, no mesmo dia

(25/ago), e alcança o máximo de capacidade de redução de colifagos de 99,52% no dia 22/set. Em contrapartida, no dia 20/out, o sistema obtém seu pior desempenho para os três indicadores, concomitantemente: 79,76%, 63,64% e 47,03% para coliformes, E.coli e colifagos, respectivamente. Conforme associações realizadas anteriormente, infere-se que a desinfecção do efluente tenha sido comprometida pela baixa radiação solar e temperatura ambiente disponíveis no dia 20/out, que culminaram na menor temperatura observada para o efluente e conseqüentemente, a menor performance do sistema. O que corrobora com a hipótese de que as piores condições meteorológicas influenciaram na eficiência do processo de desinfecção, diminuindo sua eficiência. Já no caso do dia 25/ago, que apresentou eficiência máxima para coliformes e E.coli, seu desempenho foi surpreendente, uma vez que o dia não foi destaque de comportamento favorável com relação a nenhum parâmetro meteorológico, nem mesmo à temperatura atingida pelo efluente, que apresentou uma média de 44,4°C. Com relação às melhores performances esperadas, os dias de destaque de máxima temperatura do efluente (27/out), bem como o dia que apresentou a maior média desse parâmetro (29/set), eram, hipoteticamente, os que atingiriam melhor desempenho de eficiências. No entanto, apesar de terem demonstrado boas eficiências, esses dias estiveram numa posição anterior ao dia 25/ago na escala de melhores desempenhos do sistema. Ao fazer um recorte da Tabela 5.2 e comparar o comportamento dos dados nesses três dias (Tabela 5.4), tem-se que o dia 25/ago apresentou as piores médias para temperatura do ar e temperatura do efluente, e ficou no centro no que diz respeito à incidência de radiação solar. Com relação às máximas, esse ensaio teve o pior desempenho dos três para temperatura do ar e radiação solar, sendo o segundo melhor no que diz respeito à máxima temperatura atingida pelo efluente. Além disso, percebe-se que os dias 25/ago e 27/out apresentaram comportamento bastante parecido de evolução da temperatura do efluente, partindo de um afluente de 23,6°C e 23,7°C, respectivamente, e atingindo temperaturas maiores que 50°C em, aproximadamente quatro horas de exposição, sendo que no dia 27/out, essa temperatura foi alcançada com quinze minutos de antecedência ao dia 25/ago, conforme é possível observar na Figura 5.4. Ainda, observa-se, pela , que para os três dias em análise, a temperatura esteve acima de 50°C na metade do período de realização do ensaio.

Tabela 5.4 – Recorte dos dados de temperatura e radiação registrados ao longo dos ensaios

<i>Ensaio</i>	<i>Data</i>	<i>Temperatura do ar (°C)</i>	<i>Radiação solar (KJ/m²)</i>	<i>Temperatura do efluente (°C)</i>
		Média geom. ± DP Mín./Máx.		
02	25/08/2021	24,4 ± 4,0 18,0 / 28,9	1469,0 ± 1076,7 66,3 / 3009,8	44,4 ± 17,5 23,7 / 65,0
06	29/09/2021	28,6 ± 4,5 20,5 / 33,0	1075,8 ± 1156,7 3,9 / 3257,0	50,9 ± 12,6 28,9 / 64,4
10	27/10/2021	26,0 ± 3,2 20,7 / 29,2	1474,6 ± 1457,1 36,5 / 3739,6	49,6 ± 15,3 23,6 / 67,3

Diante do exposto, com as ferramentas de análise e os parâmetros utilizados no presente estudo, não há motivos aparentes para que o dia 25/ago tenha apresentado a melhor performance com relação à eficiência de redução dos indicadores bacteriológicos. Ainda, destaca-se que, em comparação às eficiências atingidas pelo dia 29/set, a diferença apresentada foi mínima (0,1 unid.log para coliformes e 0,27 unid.log para E.coli). Já com relação ao dia 27/out, a diferença praticamente não existiu para a eficiência atingida de redução de E.coli (0,08 unid.log), mas foi relativamente grande no que tange à redução de coliformes (2,4 unid.log).

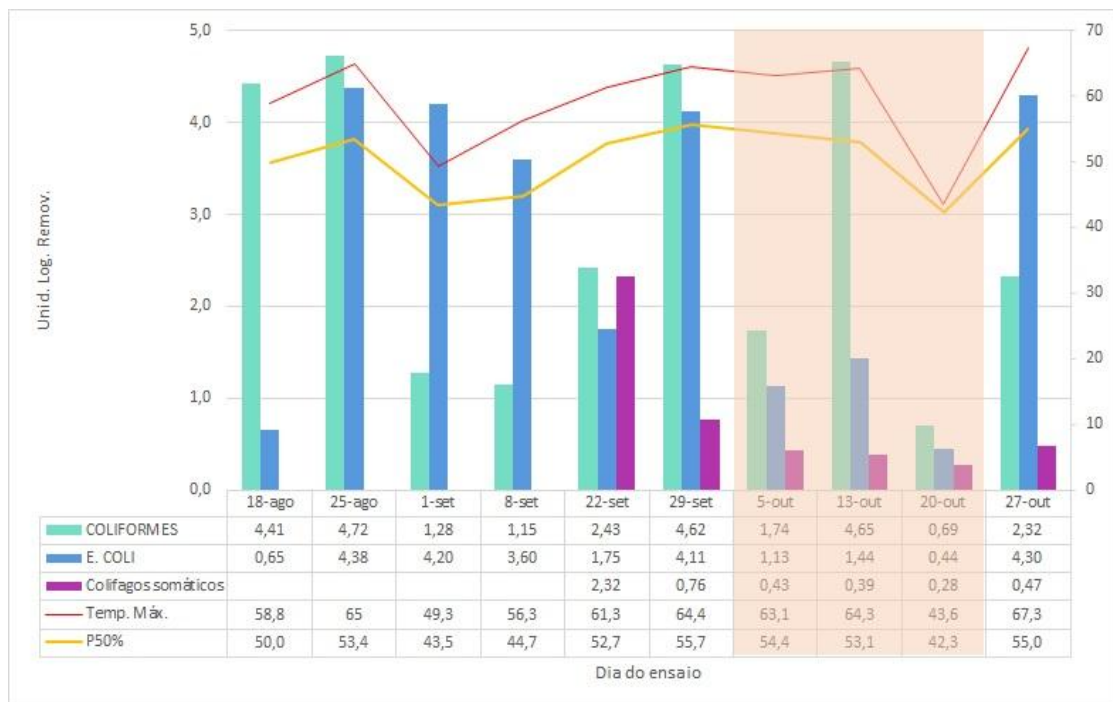
No que diz respeito aos ensaios nº 06 e 10, apesar do ensaio do dia 27/out ter atingido uma temperatura máxima de 67,3°C, valor maior que a temperatura máxima atingida pelo ensaio do dia 29/set (64,4°C), as eficiências de redução obtidas foram superiores no experimento do dia de setembro, tanto para coliformes, quanto para colifagos somáticos. Tal episódio pode estar associado ao fator temperatura/tempo de exposição, observando-se o gráfico da Figura 5.4. Apesar de ambos os ensaios terem a duração de 8 horas diárias, no dia 29/set o efluente atingiu temperaturas maiores que 50°C com 15 minutos de antecedência, aproximadamente, ao ensaio de outubro. Dessa forma, ao ter sido exposto à altas temperaturas por um intervalo de tempo maior, apesar de ter apresentado menor temperatura máxima no contexto diário geral, o ensaio do dia 29 de setembro foi mais efetivo em relação à redução de coliformes e colifagos. Além disso, a comparação desses dois dias também demonstra a variação da eficiência com relação ao tipo de microrganismo, uma vez que o que foi dito não valeu para E.coli, que teve uma maior eficiência de redução no dia 27/out, em comparação ao dia 29/set.

Figura 5.6 -- Eficiências de redução dos microrganismos indicadores



*Dias considerados desfavoráveis encontram-se destacados em quadro alaranjado

Figura 5.7 – Unidades Log₁₀ de redução dos microrganismos indicadores



*Dias considerados desfavoráveis encontram-se destacados em quadro alaranjado

De maneira geral, os colifagos somáticos se mostraram mais resistentes ao processo de desinfecção solar térmica do que as bactérias do grupo coliformes, uma vez que apresentou a menor média de remoção entre os três microrganismos investigados.

Dentre os três microrganismos indicadores investigados, os coliformes totais foram os mais sensíveis ao sistema de desinfecção.

É possível perceber, através dos dados de eficiência apresentados na Figura 5.7 que, no dia 13/out, que foi um dia de céu encoberto (nublado), o sistema apresentou ótima redução de coliformes totais com valor acima da média geral do sistema, apontando para o fato de que o sistema possa se mostrar operacional também nos dias com essa característica. O mesmo não foi observado para os dias chuvosos, uma vez que os valores das eficiências alcançadas nesses ensaios ficaram bem abaixo da média geral observada para o sistema. Inclusive, no dia 05/out, mesmo o sistema tendo apresentado temperatura máxima importante (63,1°C), a eficiência deste ensaio não acompanhou tal comportamento, o que pode estar associado à queda de temperatura observada no período do dia em que as chuvas tiveram início (Figura 5.4) e consequente diminuição do tempo em que o efluente esteve exposto a altas temperaturas.

Tabela 5.5 – Concentrações e eficiências médias globais observadas

CONDIÇÕES FAVORÁVEIS (CÉU ABERTO)			
	Coliformes (UFC/mL)	E.coli (UFC/mL)	Colifagos somáticos (UFP/mL)
Efluente reator UASB	3,97x10 ⁴	1,30x10 ⁴	2,16x10 ²
Efluente Coletor Solar	4,05x10 ¹	6,69x10 ⁰	1,41x10 ¹
Eficiência (%)	99,90	99,95	93,45
Eficiência (Unid.Log₁₀.)	3,0	3,3	1,2
CONDIÇÕES DESFAVORÁVEIS (CÉU ENCOBERTO, PARCIALMENTE ENCOBERTO E/OU OCORRÊNCIA DE PRECIPITAÇÃO)			
Efluente reator UASB	4,84 x10 ⁴	1,66x10 ⁴	2,31x10 ²
Efluente Coletor Solar	2,11x10 ²	1,65x10 ³	1,00x10 ²
Eficiência (%)	99,56	90,09	56,74
Eficiência (Unid.Log₁₀.)	2,4	1,0	0,4
GERAL			
Efluente reator UASB	4,21x10 ⁴	1,40x10 ⁴	2,23 x10 ²
Efluente Coletor Solar	6,65x10 ¹	3,49 x10 ¹	3,76 x10 ¹
Eficiência (%)	99,84	99,75	83,17
Eficiência (Unid.Log₁₀.)	2,8	2,6	0,77

Observa-se que a diferença na redução média de bactérias do grupo coliformes totais entre os dias favoráveis e desfavoráveis foi menor que 1%. Já para a redução de

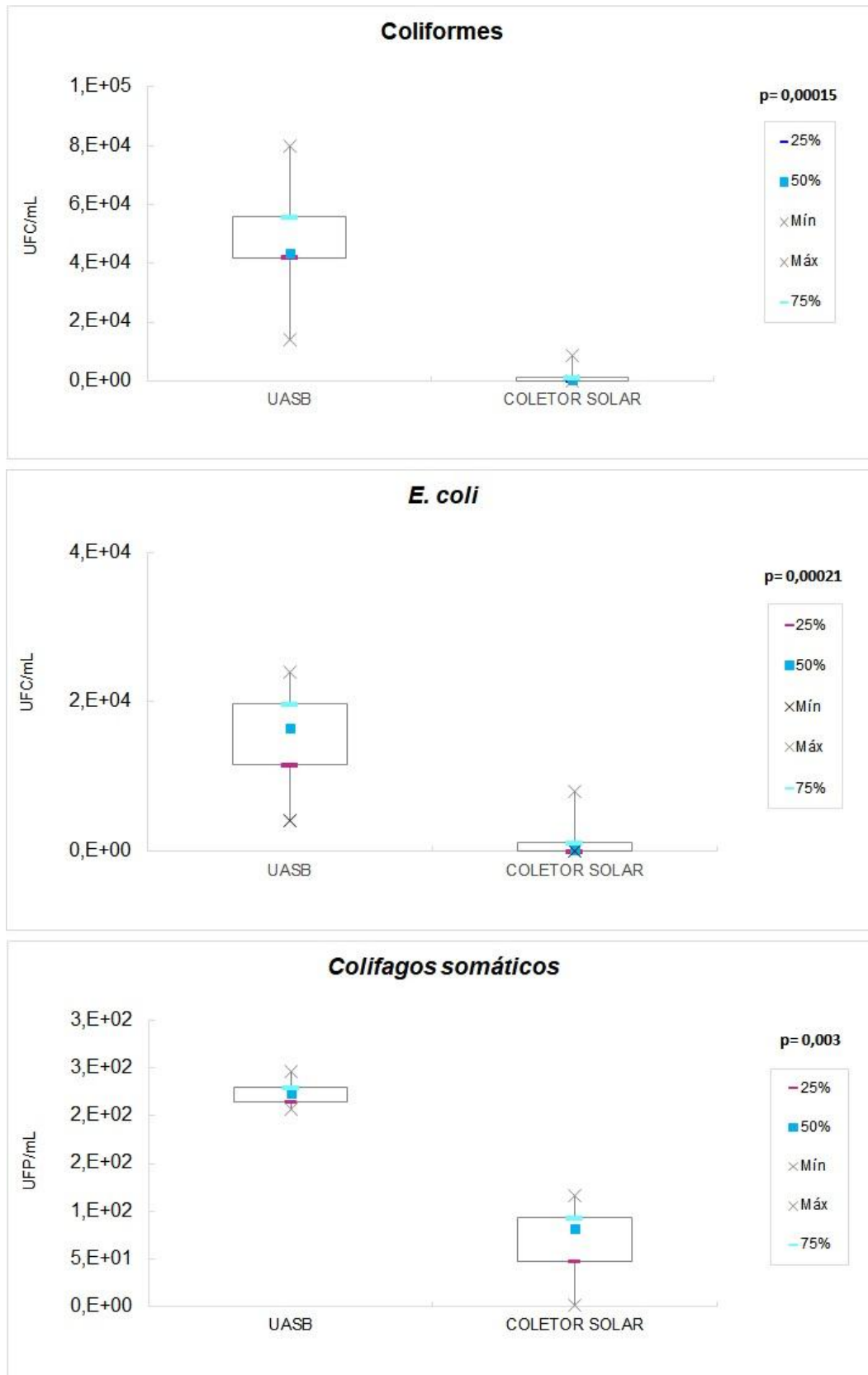
E.coli, a eficiência foi quase 10% maior nos dias de céu aberto. No que diz respeito aos colifagos somáticos, essa foi a maior diferença observada, uma vez que nos dias de céu aberto, a eficiência na redução destes indicadores foi 36% maior do que os valores observados nos dias desfavoráveis.

Em condições de céu aberto, nos quais a incidência média de radiação foi sempre maior que 1050,0 KJ/m², a temperatura média do ar maior que 21°C e a temperatura média observada no efluente foi maior que 40°C, o sistema apresentou reduções logarítmicas maiores que 1,0 para todos os microrganismos indicadores. Em comparação com as eficiências médias atingidas nos ensaios realizados em dias desfavoráveis, conforme esperado, o sistema apresentou um desempenho bem melhor nos dias favoráveis.

Observa-se que nos dias de céu aberto, o sistema apresentou eficiências semelhantes na remoção de coliformes totais e E. coli, diferindo em 0,3 unid.log apenas entre si. No entanto, quando tal observação é feita para os ensaios realizados nos dias desfavoráveis, a diferença entre a eficiência de redução de coliformes totais e de E.coli foi bem maior (1,4 unid.log.), sendo que, no cenário favorável, o sistema apresentou uma maior eficiência para a redução de E.coli e o contrário é verificado para o cenário desfavorável, no qual a eficiência de redução foi maior para os coliformes totais.

Estatisticamente, a aplicação do teste estatístico de Mann-Whitney ($\alpha = 5\%$) demonstrou existir diferença significativa entre os valores centrais das concentrações de entrada e saída do sistema para os três microrganismos indicadores, sendo que a maior diferença significativa foi obtida para Coliformes, seguidas por E.coli e, por último, apareceram os colifagos somáticos. Os valores de "p" obtidos para cada microrganismo indicador encontra-se indicado nos gráficos da Figura 5.8.

Figura 5.8 – Concentrações de microrganismos indicadores no afluente (UASB) e efluente (coletor solar)



A fim de comparar os resultados obtidos com relação à qualidade do efluente do sistema de desinfecção solar térmico no que diz respeito à redução de *E. coli*, os valores de concentração remanescente, anteriormente relatados com uma variação de 100 a 10^3 UFC/ml, passam a ser analisados com base em 100ml de efluente, variando de 10^2 a 10^5 UFC/100ml. Assim, confrontando estes resultados com o efluente obtido do sistema UASB+lagoas de polimento citado por Rezende (2016), no qual a concentração de coliformes termotolerantes variou de 10^2 a 10^4 NMP/100mL, nota-se que o sistema experimental do presente estudo obteve uma eficiência semelhante, porém um pouco abaixo da apresentada por este conjunto. Já com relação à qualidade média apresentada para o efluente de um sistema UASB + escoamento superficial, o qual, no mesmo estudo de referência, variou de 10^4 - 10^6 NMP/100mL, o sistema experimental formado por UASB+coletores solares se apresentou mais efetivo.

A partir dos resultados obtidos com relação à eficiência média de desinfecção para os diferentes microrganismos indicadores avaliados, a hipótese de que o presente sistema se encontra na zona C do gráfico proposto por Espinosa et al. (2021) se comprova, uma vez que foram alcançadas reduções variáveis, conforme características especificadas para a zona C, que indica combinações de tempo e temperatura que resultam em reduções variáveis de $< 1 \log_{10}$ para alguns grupos microbianos e $> 3 \log_{10}$ para outros.

5.4.1.1 Avaliação preliminar da possibilidades de reuso do efluente

Considerando a qualidade do efluente do tratamento térmico solar resultante do presente estudo com relação à concentração de *E.coli*, o mesmo variou de 10^2 a 10^5 UFC/100ml, com o valor da média geométrica do monitoramento dos 10 ensaios realizados igual a $3,49 \times 10^3$ UFC/100ml, sendo este o parâmetro utilizado para a presente análise.

Neste cenário, as tabelas a seguir apresentam a avaliação preliminar quanto à possibilidade de categorias de reuso aplicáveis ao efluente em questão a partir de adaptação realizada às tabelas originais apresentadas em seção anterior. Os ícones que ilustram possibilidade de reuso são os de cor verde, enquanto os símbolos vermelhos expressam as categorias de reuso que não se enquadram para o efluente.

A Tabela 5.6 expõe a avaliação realizada com relação aos parâmetros estabelecidos pela OMS. Já a Tabela 5.7 apresenta a consideração relativa aos parâmetros mineiros estabelecidos pela DN CERH-MG N° 65/2020.

Tabela 5.6 – Categorias de reuso agrícola aplicáveis ao efluente (OMS, 2006)














<i>CATEGORIA</i>	<i>OPÇÃO</i>	<i>TIPO DE IRRIGAÇÃO E CULTURA</i>	<i>POSSIBILIDADE DE REUSO DO EFLUENTE</i>	<i>QUALIDADE DO EFLUENTE E. COLI POR 100 ML</i>
IRRESTRITA	A	Cultivo de raízes e tubérculos;		$\leq 10^3$
	B	Cultivo de folhosas;		$\leq 10^4$
	C	Irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo;		$\leq 10^5$
	D	Irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo;		$\leq 10^5$
	E	Qualidade de efluentes alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário + coagulação + filtração + desinfecção; qualidade dos efluentes avaliada ainda com o emprego de indicadores complementares (por exemplo, turbidez, SST, cloro residual)		$\leq 10^4$ ou 10^0
RESTRITA	F	Agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva;		$\leq 10^4$
	G	Agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada;		$\leq 10^5$
	H	Técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos (por exemplo, tanques sépticos ou reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial)		$\leq 10^6$

Tabela 5.7 – Categorias de reuso aplicáveis ao efluente (DN CERH-MG n° 65/2020)

Modalidade "agrossilvipastoril"			
<i>CATEGORIA</i>	<i>FINALIDADE</i>	<i>POSSIBILIDADE DE REUSO DO EFLUENTE</i>	<i>COLIFORMES TERMOTOLERANTES OU E. COLI (NMP/100 ML)</i>
AMPLO	Permitido fertirrigação superficial, localizada ou por aspersão ¹ .		$\leq 1 \times 10^4$
LIMITADO	Permitido apenas fertirrigação superficial ou localizada, evitando-se qualquer contato da água para reuso com o produto alimentício		$\leq 1 \times 10^6$
Modalidade "agrossilvipastoril"			
AMPLO	Lavagem de pátios, ruas e avenidas, estacionamentos ou outros com exposição similar; lavagem de veículos comuns; uso predial comercial ou industrial (restrito a descargas sanitárias).		$\leq 1 \times 10^3$
LIMITADO	Lavagem de veículos especiais (tais como aqueles utilizados em coleta e transporte de resíduos sólidos domésticos, coleta seletiva, construção civil, mineração), lavagem externa de trens e aviões, controle de poeira, combate a incêndio, desobstrução de galerias de água pluvial e rede de esgoto ² .		$\leq 1 \times 10^4$
Modalidade "agrossilvipastoril"			
Limitado	Recuperação florística; recuperação de áreas degradadas, desde que o acesso seja restrito.		$\leq 1 \times 10^6$

Com base no exposto nas tabelas acima, é possível observar que a análise preliminar da possibilidade de reuso do efluente da desinfecção térmica solar experimental avaliada no presente estudo demonstra que o efluente poderia ser empregado em diversas categorias e modalidades de reuso. Considerando a ampla análise necessária ao emprego do reuso de águas residuárias, seja na agricultura, para o uso urbano, ou demais modalidade, destaca-se que a avaliação realizada neste capítulo permite concluir somente que o sistema de desinfecção apresenta-se como uma alternativa promissora no que diz respeito à sua utilização como tratamento de águas para reuso.

Cabe evidenciar ainda que, para uma análise minimamente conclusiva com relação à possibilidade de reuso do efluente obtido, faz-se necessária a verificação dos demais parâmetros estabelecidos como diretrizes, como ovos de helmintos, pH e o risco tolerável de infecção ou carga tolerável de doença, por exemplo.

5.4.2 Vírus entéricos e SARS-Cov-2

5.4.2.1 Detecção e quantificação viral por qPCR

Os dados de concentrações médias de material genético dos vírus de interesse (em cópias de genoma por litro), afluentes e efluentes ao sistema, podem ser observados na Figura 5.9. Já as concentrações obtidas para a entrada (efluente do reator UASB) e saída (efluente do coletor solar) do sistema, bem como os valores obtidos para “p” no teste de Mann-Whitney ($\alpha = 5\%$) são representadas graficamente na Figura 5.9.

Os valores referentes às concentrações virais no efluente do reator UASB, medidas antes de cada ensaio no coletor solar estiveram dentro da ordem de grandeza de 10^5 Cópias/L para Adenovírus, variaram entre 10^3 e 10^4 Cópias/L para o Sars-cov-2 e os menores valores foram encontrados para o Rotavírus, uma vez que sua concentração apresentou ordem de grandeza de 100 cópias de gene por litro de amostra do reator. Com relação aos Adenovírus, considerando que Hewitt et al. (2011) reportam concentrações variando de $1,78 \times 10^3$ a $4,17 \times 10^8$ cópias.L-1 em amostras de esgoto bruto e Prado et al. (2011) relataram 0,7 \log_{10} de remoção para adenovírus humano em reatores UASB, a presença deste vírus no efluente utilizado no presente estudo encontra-se em consonância com a literatura. Para o Sars-cov-2, já que Mota et al. (2021) e Prado et al. (2021) reportaram concentrações variando de $2,51 \times 10^1$ a

$1,26 \times 10^5$ cópias de gene por litro de esgoto bruto no Brasil, espera-se que a concentração dentro da variação apresentada para o efluente do reator UASB do CePTS esteja dentro da normalidade. As concentrações de Rotavírus se apresentaram bem abaixo do reportado em estudos como o de Assis (2016), que apresenta concentrações variando de $7,82 \times 10^2$ a $3,65 \times 10^5$ cópias/L de material genético de Rov no esgoto.

Um resultado importante se refere à alta prevalência de HAdV no afluente e efluente do sistema que, combinado à outros fatores indicados na literatura, como a consideração de ser a classe de vírus mais resistente aos raios UV, sugere que ele tem potencial de ser utilizado como um microrganismo modelo para indicar a eficácia da remoção de vírus entéricos (CASHDOLLAR, 2016).

Tabela 5.8 – Concentrações e eficiências médias observadas

	<i>Adenovírus (cópias genômicas/L)</i>	<i>Rotavírus (cópias genômicas/L)</i>	<i>Sars-Cov-2 (cópias genômicas/L)</i>
Efluente reator UASB	$4,73 \times 10^5$	$2,25 \times 10^0$	$6,37 \times 10^3$
Efluente Coletor Solar	$5,10 \times 10^5$	$7,82 \times 10^0$	$2,80 \times 10^3$

Os resultados obtidos quanto à quantificação viral para as três partículas virais de interesse não mostraram diferenças estatisticamente significativas ($P > 0,05$) no teste de Man-Whitney, o que sugere que o sistema seja ineficiente no que diz respeito à inativação viral.

Figura 5.9 – Concentrações de vírus no afluente (UASB) e efluente (coletor solar)



Observa-se que no caso do Adenovírus e do Rotavírus, os valores de concentrações efluentes são ligeiramente maiores do que os valores afluentes ao sistema. Embora, estatisticamente estes resultados não sejam relevantes, uma vez que o teste estatístico revelou não existir diferença significativa entre esses valores, eles chamam atenção para a limitação da técnica de qPCR quando aplicada à avaliação de sistemas de desinfecção.

Os resultados obtidos através da técnica de qPCR indicam que a técnica talvez não seja uma metodologia indicada para quantificação de amostras ambientais, principalmente no que diz respeito à análise de eficiência de sistemas de desinfecção de efluentes, onde é importante conhecer a real concentração existente tanto na entrada quanto na saída do sistema. Em que pesem suas relevantes vantagens na detecção de vírus em amostras desse tipo, fatores como a possibilidade da presença de inibidores nas amostras após a concentração, como lipídios e outras substâncias orgânicas em amostras de esgoto, aliado às incertezas acumuladas ao longo das etapas de coleta, concentração, extração e quantificação propriamente dita, pode apresentar um impacto importante na eficiência da metodologia para este fim. Diferentemente do que acontece com o uso da qPCR para análises clínicas, por exemplo, onde a quantificação viral, provavelmente, não se mostra tão relevante no diagnóstico e tratamento das infecções (FONG et al., 2005; SHIEH et al., 2008; MORESCO, 2008).

Ainda assim, os ensaios moleculares como a qPCR ainda são considerados os métodos mais eficientes para a detecção de contaminação viral no ambiente aquático, visto que é um método rápido e menos dispendioso que os ensaios de cultura celular que apresentam muitas limitações dependendo do vírus a ser detectado. No entanto, além da utilização de metodologias capazes de minimizar a ação dos inibidores, o uso de métodos de cultura celular em conjunto com os métodos moleculares podem ser necessários para avaliar e validar processos de desinfecção de águas residuárias. Isso se justifica pelo fato de a análise isolada de qPCR para determinação dos números de vírus entéricos, pode levar a uma superestimação dos riscos à saúde apresentados pela reutilização do efluente tratado, por exemplo, devido à não discriminação entre vírus não infecciosos e infecciosos (DOLSKIY et al., 2020).

No que diz respeito à fidelidade dos colifagos somáticos como indicadores virais com relação às concentrações dos vírus no efluente obtidas pela técnica de qPCR, tal correlação não se mostrou significativa estatisticamente para nenhum dos vírus analisados. Esse resultado está de acordo com o reportado na literatura, uma vez que a falta de uma correlação clara entre colifagos e vírus humanos e seus consequentes riscos à saúde em diferentes ambientes hídricos permanecem controversos (HOT et al., 2003; Wyer et al., 2012). Além disso, também não houve correlação estatística (Spearman) no que se refere aos indicadores bacteriológicos e a concentração viral quantificada via qPCR, o que também está de encontro ao que é relatado na literatura (JOFRE et al., 2016).

O desenvolvimento de métodos com alta sensibilidade na detecção de vírus entéricos no ambiente aquático é de grande importância. Uma vez que a contaminação viral não está correlacionada com a contaminação bacteriana, métodos eficientes são necessários para tornar a detecção de vírus entéricos no ambiente, uma atividade corriqueira e de exigência obrigatória pelos órgãos de fiscalização, a fim de promover o controle da contaminação ambiental por efluentes não tratados e o controle de surtos de doenças veiculadas por vírus presentes em água (FONG et al., 2005).

Destaca-se que, apesar de altas concentrações de material genético viral terem sido identificadas no efluente do sistema de desinfecção, estes devem ser considerados resultados preliminares, e não definitivos, da possibilidade de transmissão de doenças virais. Isso se deve ao fato de os resultados apresentados neste capítulo estarem baseados na tecnologia qPCR e indicarem apenas a presença de material genético viral no esgoto, não incluindo dados de viabilidade viral. A presença de ácido nucleico viral no esgoto não é indicativo de que o vírus esteja viável e infeccioso, e, portanto, que ele possa contaminar a população. Isso porque ele pode estar inativo, não viável, ou seja, ter a sua estrutura alterada, e, portanto, incapaz de infectar a célula hospedeira e causar a doença, mas seu DNA/RNA ainda estar presente.

5.4.2.2 Viabilidade viral

As amostras analisadas, tanto da entrada do sistema (efluente do reator UASB) quanto da saída (efluente do coletor solar), realizadas em triplicata em monocamada de células Vero E6 e observadas ao microscópio óptico com magnificação de 100X

(observações macroscópicas), não apresentaram alterações durante as observações realizadas que indicassem efeito citopático (ECP) ou atividade viral. As monocamadas permaneceram íntegras em todas as placas, com ocorrência de células com morfologia, tamanho e distribuição usuais, sem ocorrência de alterações perceptíveis. Dessa forma, não foi possível identificar a presença de vírus viáveis no sistema. A apresenta as observações realizadas em cada amostra ao longo da análise.

Destaca-se, entretanto, que, embora esses resultados indiquem uma provável baixa infectividade destes vírus no efluente analisado, estes resultados de infecciosidade também podem ser falso negativos, devido ao fato de que o hospedeiro utilizado (VERO E6) pode não ser o que apresente melhor performance no que diz respeito à sensibilidade celular aos vírus entéricos de interesse. Apesar do Adenovírus e o Rotavírus terem sido reportados como cultiváveis em células primárias e contínuas originárias do rim do macaco por Dahling (1991), existem outras células que também podem ser testadas. Tradicionalmente, o HAdV já foi cultivado usando linhas celulares, como A549, PLC/PRF/5, HEK293, BGM, HeLa e Caco-2 (CROMEANS et al., 2008, GRABOW et al., 1992, JIANG et al. ., 2009, WITT et al., 1988).

Um estudo conduzido por Guo et al. (2010), os autores compararam a inativação de adenovírus tipos 5, 40 e 41 usando várias linhagens celulares diferentes. Os resultados apontaram a existência de viabilidade nos dados entre diferentes linhagens celulares e sugeriram que as diferenças observadas podem ser devido à seletividade da célula hospedeira para diferentes tipos de adenovírus ou diferenças de enzimas de reparo da célula hospedeira. Outro estudo também já descobriu que nem uma única linhagem de células poderia detectar todos os enterovírus, mesmo do mesmo gênero (BENTON, 1982).

Outra limitação possível vinculada à presente análise pode ter sido o tempo de análise empregado. A influência do tempo de incubação na quantificação de adenovírus foi observada por estudo realizado por Cashdollar et al. (2016), no qual examinaram células A549 infectadas com adenovírus humano tipo 2 e descobriram que para algumas amostras tratadas com radiação UV, não havia vírus detectável em 2 semanas, mas após 3 semanas, foram detectadas partículas viáveis. Assim, o tempo

de análise empregado no presente estudo pode ter subestimado a quantidade viral para cada amostra.

Adicionalmente, tem-se registros de que concentrados de vírus de diferentes matrizes de água (por exemplo, águas superficiais, esgotos, águas residuais secundárias ou terciárias tratadas) podem conter compostos tóxicos para culturas de células usadas para a detecção de vírus infecciosos. Tal citotoxicidade pode estar associada a metais, misturas complexas de compostos associados a microalgas ou plantas, bem como aos reagentes usados para concentração e recuperação do vírus. Assim, outra possibilidade de obtenção de resultados diferentes no presente estudo poderia ser a inclusão de etapas com o objetivo de reduzir a toxicidade associada ao efluente, incluindo diluição de amostras e lavagem de monocamadas de células com solução salina após inoculação (CROCI et al., 1997; SEDMAK et al., 2005; KARRI et al., 2018).

Em suma, percebe-se que determinar o número de vírus infecciosos em águas residuárias ainda é um desafio, uma vez que nenhum método único pode detectar todos os vírus infecciosos que podem estar presentes. Os métodos moleculares, que detectam os ácidos nucleicos dos vírus, não nos informam sobre sua infectividade e os métodos para determinar a infectividade de vírus humanos dependem da documentação de sua replicação em cultura de células.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente trabalho levaram a concluir que:

(1) O sistema de desinfecção térmica utilizando energia solar apresentou grande potencial de redução da concentração indicadora bacteriana para o efluente em estudo. Os melhores desempenhos do sistema foram observados nos ensaios realizados com radiação solar média superior a 1.050 KJ/m², que foram os dias de céu aberto, nos quais a temperatura média do efluentes esteve sempre acima de 40°C. Nesses casos, foram alcançadas eficiências de redução de E. coli e coliformes totais de até 4,38 log₁₀ e 4,72log₁₀, respectivamente. Em contrapartida, nos ensaios realizados com radiação solar mais baixa (< 400 KJ/m²), a redução ficou em apenas 0,44 unid.log₁₀ de E. coli e 0,69 unid.log₁₀ para coliformes totais, devido à baixa temperatura atingida no efluente.

Sendo uma investigação inicial do sistema proposto, o modelo deve ser aprimorado para que se chegue a um sistema que possa ser utilizado de maneira segura o aproveitamento de águas residuárias para uso em diversos sistemas.

(2) Colifagos somáticos se mostraram mais resistentes ao processo de desinfecção solar térmica do que as bactérias do grupo coliformes, uma vez que apresentou a menor média de redução da concentração entre os três microrganismos investigados.

(3) Os resultados relativos à investigação viral por qPCR não demonstraram diferença significativa entre os valores de concentração na entrada e na saída do sistema de desinfecção. No entanto, embora o genoma dos vírus de interesse tenham sido identificados em várias amostras analisadas, os testes de viabilidade viral através da metodologia de cultura celular não demonstraram a existência de vírus infecciosos no efluente, indicando a provável baixa infectividade deste vírus em águas residuárias.

Os métodos precisos de concentração, detecção, quantificação e cultivo de vírus a partir de amostras ambientais continuam sendo um desafio. A detecção e quantificação viral, bem como a análise de viabilidade não se mostraram tarefas fáceis de serem realizadas em amostras de águas residuárias.

(4) O monitoramento de microrganismos indicadores se mostrou insatisfatório no que diz respeito ao comportamento de vírus no sistema, uma vez que as concentrações de indicadores não demonstraram correlação estatística com as concentrações dos vírus investigados.

7 RECOMENDAÇÕES

- Estudos futuros são recomendados para monitorar o sistema por um período maior de tempo, a fim de considerar a sazonalidade, englobando as 4 estações e suas implicações nas condições meteorológicas, por exemplo. Assim, poder-se-á avaliar o funcionamento do sistema, bem como sua aplicabilidade em cenários mais abrangentes e compará-lo nas diferentes épocas do ano;
- Cabe destacar que, para efetivação da segurança de um processo de desinfecção térmica, outros microrganismos indicadores e patógenos devem ser avaliados, como ovos viáveis de helmintos e protozoários;
- Recomenda-se a investigação do comportamento dos vírus no efluente no que diz respeito à relação entre a estabilidade de vírus infecciosos (viáveis) versus a presença do genoma viral;
- Investigação do comportamento do sistema de desinfecção proposto no que diz respeito à fase sólida do reator UASB se mostra interessante para investigar o uso mais abrangente dos subprodutos do esgoto;
- Recomenda-se a avaliação e acompanhamento do sistema do que tange à sua manutenção, aplicabilidade financeira e técnica em escala real a partir de um sistema unifamiliar em área rural, por exemplo, no tratamento de efluente de um tanque séptico, visando seu reuso na agricultura;

REFERÊNCIAS

ACRA, A. KARAHAGOPIAN, Y., RAFFOUL, Z., 1984. Solar disinfection of drinking water and oral rehydratation solution - Guidelines for households application in developing countries. Department of Environmental Health. Beirut. American University of Beirut.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas. 2020. Disponível em: < <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e-eventos/noticias/levantamento-da-ana-aponta-aumento-expressivo-no-numero-de-estacoes-de-tratamento-de-esgotos-no-brasil>>. Acesso em agosto de 2021.

AHMED, W. ANGEL, N. JANETTE, E. KYLE , B. AARON, B. O'BRIEN, J. CHOI, P. KITAJIMA, M. et al. 2020. First confirmed detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewater in Australia: A proof of concept for the wastewater surveillance of COVID-19 in the community, *Science of The Total Environment*, Volume 728, 138764, ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138764>.

AITKEN, M. D. SOBSEY, M. D. BLAETH, K. E. SHEHEE M. CRUNK, P. WALTERS, G., 2005. Inactivation of *Ascaris suum* and Poliovirus in biosolids under thermophilic anaerobic digestion conditions. *Environ. Sci. Technol.*, v. 39, p. 5804-5809.

ALLARD, A.; VANTARAKIS, A., 2017. Adenoviruses. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. (J.S Meschke, and R. Girones (eds), Part 3: Specific Excreted Pathogens: Environmental and Epidemiology Aspects - Section 1: Viruses), Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.11>.

AMPUERO, M.; VALENZUELA, S.; VALIENTE-ECHEVERRIA, F.; SOTORIFO, R.; BARRIGA, G. P.; CHNAIDERMAN, J.; ROJAS, C.; GUAJARDO-LEIVA, S.; DIEZ, B.; GAGGERO, A. SARS-CoV-2 Detection in Sewage in Santiago, Chile - Preliminary results.

AN DOREMALEN, N. BUSHMAKER, T. MORRIS, D. H. HOLBROOK, M. G. GAMBLE, A. WILLIAMSON, B. N. TAMIN, A. HARCOURT, J. L. THORNBURG, N. J. GERBER,

S. I. LLOYD-SMITH, J. O. DE WIT, E. MUNSTER, V. J. Aerosol and Surface Stability of SARS-CoV-2 as Compared with SARS-CoV-1. *N Engl J Med.* 2020 Apr 16;382(16):1564-1567. doi: 10.1056/NEJMc2004973.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. ed.. Washington: APHA,1998.

ARBAGE, M. A. et al. 2013. Avaliação econômica de tecnologias sociais aplicadas à promoção de saúde: abastecimento de água por sistema SODIS em comunidades ribeirinhas da Amazônia. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 7, n. 18, p. 2119-2127.

ARONS, M. M.; KELLY M.; HATFIELD, M., S.; SUJAN, C.; REDDY, M. D.; ANNE, K.; ALLISON, J.; JESICA, R.; JOANNE, T.; KEVIN, M.D.; ANA, C.; BARDOSSY, M. D.; LISA, P. 2020. Presymptomatic SARS-CoV-2 Infections and Transmission in a Skilled Nursing Facility. *The New England Journal of Medicine*; 382(22): 2081-2090.

ARORA, S. NAG, A. SETHI, J. RAJVANSHI, J. SAXENA, S. SHRIVASTAVA, S. K. GUPTA, A. B. 2020. Sewage surveillance for the presence of SARS-CoV-2 genome as a useful wastewater based epidemiology (WBE) tracking tool in India. *Water Sci Technol*; 82(12):2823-2836. doi: 10.2166/wst.2020.540. PMID: 33341773.

ARSLAN, M.; XU, B.; GAMAL EL-DIN, M. Transmission of SARS-CoV-2 via fecal-oral and aerosols-borne routes: Environmental dynamics and implications for wastewater management in underprivileged societies. *Science of the Total Environment*, v. 743, p. 140709, 2020.

ARTHURSON, V. 2008. Proper sanitization of sewage sludge: a critical issue for a sustainable society. *Applied and Environmental Microbiology*, v.74, n.17, p.5267–5275.

ARUJ, P. K.; ...;COLINDRES, R. Burden and typing of rotavirus group A in Latin America

ASHBOLT, N. J.; GRABOW, W. O. K.; SNOZZI, M. 2001. Water Quality: Guidelines, Standards and Health. Indicators of microbial water quality. In: Lorna Fewtrell and Jamie Bartram. London: IWA, capítulo 13. p. 289-315. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/252756462_Indicators_of_microbial_water_quality.

ASSIS, A. S. F. 2016. Otimização do método de floculação orgânica de concentração viral para avaliação do impacto de tratamento por lodo ativado na estação de tratamento de esgoto Barbosa Lage, Juiz de Fora - Minas Gerais. *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*, v. 53, n. 9, p. 1–30

ATA, A. et al. 2020. Detection of SARS-CoV-2 in wastewater in Japan by multiple molecular assaysimplication for wastewater-based epidemiology (WBE). *Medrxiv*, Yale. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.06.09.20126417>.

AW, T. 2018. Aspectos Ambientais e Características de Grupos Críticos de Patógenos. In: JB Rose e B. Jiménez Cisneros, (eds) *Água e Saneamento para o Século XXI: Saúde e Aspectos Microbiológicos da Gestão de Excrementos e Águas Residuais (Projeto Global de Patógenos da Água)*. (JB Rose e B. Jiménez Cisneros (eds) Parte 1: Os perigos para a saúde de Exc reta: Teoria e Controle), Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.2>

BALDOCHI, V.; VARESCHE, M.; POVINELLI, J.; VAZOLLER, R. Anaerobic biomass evaluation during biodigestion of solid wastes amended with organic substrates and using leachate as a seed. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 1996, México. [Anais eletrônico...] México: AIDIS, 1996. 1 CD-ROM.

BAR-OR, I. et al. 2020. Regressing SARS-CoV-2 sewage measurements onto COVID-19 burden in the population: a proof-of-concept for quantitative environmental surveillance. *Medrxiv*, Yale. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.04.26.20073569>.

BARRELLA KM, GARRAFA P, MONEZI TA, HÁRSI CM, SALVIC, VIOLANTE PABC. Longitudinal study on occurrence of adenoviruses and hepatitis A virus in raw domestic sewage in the city of Limeira, São Paulo. *Braz J Microbiol* 2009; 40:102-7.

BASTOS, R. K. X., KIPERSTOK, A., CHERNICHARO, C. A. DE L., FLORENCIO, L., MONTEGGIA, L. O., VON SPERLING, M., ET AL. 2008. Subsídios à regulamentação

do reúso da água no Brasil: utilização de esgotos sanitários tratados para fins agrícolas, urbanos e piscicultura. *Revista DAE*, 71(177). DOI:10.4322/dae.2014.016.

BENTON, W.H.; WARD, R.L. 1982. Induction of cytopathogenicity in mammalian cell lines challenged with culturable enteric viruses and its enhancement by 5-iododeoxyuridine. *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 861–868

BERTRAND, I.; SCHIJVEN, J. F.; SÁNCHEZ, G.; WYN-JONES, P.; OTTOSON, J.; MORIN, T.; MUSCILLO, M.; VERANI, M.; NASSER, A.; DE ROSA HUSMAN, A. M.; MYRMEL, M.; SELLWOOD, J.; COOK, N.; GANTZER, C. The impact of the temperature on the inactivation of enteric viruses in food and water: a review. *Journal of Applied Microbiology*, v.p.1-16, 2012.

BIXIO, D.; THOEYE, C.; DE KONING, J.; JOKSIMOVIC, D.; SAVIC, D.; WINTGENS, T.; MELINA, T. Wastewater reuse in Europe. *Desalination*. V. 187, p. 89-101, 2006.

BLUMENTHAL, U. J.; PEASEY, A.; RUIZ-PALACIOS, G.; MARA, D.D. Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence. London: WELL, 2000 (WELL Study, Task No 68).

BOMURA, Hugo Seiti. Levantamento bibliográfico sobre o método SODIS de desinfecção solar da água. 2011. 38 f. Trabalho de conclusão de curso (Farmácia-Bioquímica) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Farmacêuticas, 2011. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/118347>.

BORGES, J.T.; GUIMARÃES, J.R. 2000. A cloração e o residual de cloro na água – uma abordagem polêmica. In.: SEMINÁRIO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO, Vitória, 2000. Anais..Vitória- ES, ABES.

BORGES, L. P., MARTINS, A. F., DE MELO, M. S., DE OLIVEIRA, M. G. B., NETO, J. M. DE R., DÓSEA, M. B., CABRAL, B. C. M., MENEZES, R. F., SANTOS, A. A., MATOS, I. L. S., BORGES, P. C., DOS SANTOS, K. A., RIBEIRO, A. A., MENENDEZ, A. I. M., SERAFINI, M. R., WALKER, C. B., QUINTANS JUNIOR, L. J., ARAÚJO, A. A. DE S., & DE SOUZA, D. R. V. 2020. Seroprevalence of SARS-CoV-2 IgM and IgG antibodies in an asymptomatic population in Sergipe, Brazil. *Revista Panamericana*

De Salud Publica = Pan American Journal of Public Health, 44, e108.
<https://doi.org/10.26633/RPSP.2020.108>

BOSCH, ALBERT. Human enteric viruses in water environment: a minireview. *International Microbiology*. 1998. Espanha, v.1, p.191-196. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10943359/>.

BOSCH, ALBERT; GUIX, SUSANA; SANO, DAISUKE; PINTÓ, ROSA M. New tools for the study and direct surveillance of viral pathogens in water. *Current Opinion In Biotechnology*, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 295-301, jun. 2008. Elsevier BV. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2008.04.006>.

BRANDÃO, RAUL EMANUEL LOPES. Vírus e Retrovírus: Contributo para a Evolução das Espécies. Orientador: Prof. Doutor Ricardo Magalhães. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas.) - Universidade Fernando Pessoa, [S. I.], 2015.

BRASIL. 2007. Fundação Nacional de Saúde. Aplicação controlada de água residuária e lodo de esgoto no solo, para melhorar e incrementar a agricultura do semi-árido nordestino – Brasília: Funasa.

BRASIL. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). 2007. Aplicação controlada de água residuária e lodo de esgoto no solo, para melhorar e incrementar a agricultura do semi-árido nordestino – Brasília.

BRASIL. Ministério da Saúde. DATASUS. Brasília: Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde; 2018. Disponível em: www.datasus.saude.gov.br
<https://doi.org/10.11606/d.8.2007.tde-05032007-232241>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução No 54, de 28 de Novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília. 09/03/06.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. 2019. Diagnóstico do esgotamento sanitário. Brasília. Disponível em: <

<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2019>>. Acesso em agosto de 2021.

BRASILAGRO. 2019. EUA: Surto de E.coli ligado a carne moída se propaga para 10 estados. Disponível em: <https://www.brasilagro.com.br/conteudo/eua-surto-de-ecoli-ligado-a-carne-moida-se-propaga-para-10-estados.html>.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P.C.S. Capítulo 2 – Conceito de reúso de água. In: REÚSO DE ÁGUA. Barueri, SP: Manole, 2003.

CARTER, M. J. A Review: Enterically infection viroses: pathogenicity, transmission and significance for food and waterborne infection. *Appl Microbiol.* 2005; 98: 1354-80.

CARTER, M. J. A Review: Enterically infection viroses: pathogenicity, transmission and significance for food and waterborne infection. *Appl Microbiol.* 2005; 98: 1354-80.

CASHDOLLAR, J. L.; HUFF, E.; RYU, H.; GRIMM, A. C. The influence of incubation time on adenovirus quantitation in A549 cells by most probable number, *Journal of Virological Methods*, Volume 237, 2016, Pages 200-203,

CASTILLO, R. F. MURO, L. A. JACQUES, M. GARNEAU, P. GONZÁLEZ, F. HAREL, J. GUERRERO-BARRERA, A. 2015. Waterborne Pathogens: Detection Methods and Challenges. *Pathogens.* 4. 307-334. DOI: 10.3390/pathogens4020307.

CAVALCANTI, P. F. F.; MAYER, M. das G. R.; MOREIRA, E. A.; HAANDEL, A. Van 2001. Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido – parte 2: remoção de patógenos. In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos - volume 2. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (coord.), Projeto PROSAB.

CEDAE - Companhia Estadual de Águas e Esgotos. 2008. Desafios e perspectivas do reúso de esgotos sanitários em áreas urbanas: o projeto da ETE Penha – CEDAE. Disponível em: http://www.eq.ufrj.br/nirae/documentos/seminario_1/apresentacao_cedae.pdf.

CHAN, J., F.; YIP, C., C.; TO, K.; K, TANG, T.,H.; WONG, S.,C.; LEUNG, K., H. 2020. Improved Molecular Diagnosis of COVID-19 by the Novel, Highly Sensitive and Specific COVID-19-RdRp/HeI Real-Time Reverse Transcription-PCR Assay Validated In Vitro and with Clinical Specimens. J Clin Microbiol.

CHANG, D.; MA, Z. 2012. Wastewater reclamation and reuse in Beijing: Influence factors and policy implications. Desalination. V. 297, p. 72-78.

CHAVARRIA-MIRÓ, G. et al. 2020. Sentinel surveillance of SARS-CoV-2 in wastewater anticipates the occurrence of COVID-19 cases. Medrxiv, Yale. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.06.13.20129627>.

CHERNICHARO C.; MOTA FILHO, C. R. 2022. Reduction and liquid-solid partitioning of SARS CoV-2 and adenovirus throughout the different stages of a pilot-scale wastewater treatment plant. Water research, p. 118069.

CHERNICHARO, C. A. L (Coordenador). 2001. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de desinfecção. In: Pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Belo Horizonte. (Projeto PROSAB).

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A. 2015. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. Rev. Environ. Sci. Biotechnol., v. 14, p. 649-679.

CHERNICHARO, C.A. L. 1997. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 5. Reatores Anaeróbios . Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 246 p.

CHERNICHARO, C.A.L.; FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; PIVELI, R.P.; VON SPERLING, M.; MONTEGGIA, L.O. 2006. Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reuso da água. Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABES, p. 63-110 (Projeto PROSAB).

CHERNICHARO, C.A.L.; STUETZ, R.M. 2008. Improving the design and operation of UASB reactors for treating domestic wastewater: management of gaseous emissions. In: IX Latin American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion, Eastern Island - Chile. Anais. Eastern Island - Chile: IWA, 2008. p. 504-512.

CHERNICHARO, C.A; ARAÚJO, J.C; MOTA FILHO, C.R; BRESSANI-RIBEIRO, T; CHAMHUM-SILVA, L. A; LEAL, C.D; LEROY, D; MACHADO, E; CORDERO, M.F.E; AZEVEDO, L. S; FERNANDES, L; LEÃO, T; LAGUARDIA, F; REIS, M.T.P; MELO, M.C; AYRIMORAES, S.R. 2021. Monitoramento do esgoto como ferramenta de vigilância epidemiológica para controle da COVID-19: estudo de caso na cidade de Belo Horizonte. Artigo Técnico, Eng Sanit Ambient , v.26 n.4, 691-699. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200243>.

CHO, H., B.; LEE, S.; CHO, J.; KIM, S. Detection of adenovirus and enteroviruses in tap water and river water and river water by reverse transcription multiplex PCR. Can J Microbiol. 2000; 46:417-24.

CLEMENTE CASARES, P. PINA S. BUTI, M. JARDI, R. MARTIN, M. BOFILL-MAS, S. GIRONES, R. 2003. Hepatitis E virus epidemiology in industrialized countries. Emerg Infect Dis 9: 448-454

COMETTA, E. Energia solar: utilização e empregos praticos. São Paulo: Hemus, 1982. 127p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). 2011. Levantamento e diagnóstico de enterovirus em mananciais que abastecem os principais municípios do estado de s. Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/2011-levantamento-diagnostico.pdf>.

CONROY, R..M.; MEEGAN, M.E.; JOYCE, T.; MCGUIGAN, K.; B AMES , J. Solar disinfection of water reduces diarrhoeal disease: an update. Archives of Disease Childrens, v.81, n.4, p.337-338, 1999.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (Minas Gerais). Deliberação Normativa CERH-MG Nº 65, de 18 de junho de 2020. Estabelece diretrizes,

modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=52040>.

CORPUZ, Ma. V. A. BUONERBA, A. VIGLIOTTA, G. ZARRA, T. BALLESTEROS, F. CAMPIGLIA, P. BELGIORNO, V. KORSHIN, G. NADDEO, V. Viruses in wastewater: occurrence, abundance and detection Methods. *Science Of The Total Environment*, v. 745, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140910>.

COSTA, DANIELLI NUNES DE OLIVEIRA. Custo-efetividade da vacina oral monovalente contra rotavírus humano (VORH) no Brasil. 2013. Silva Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Instituto de Saúde Coletiva . Salvador. Orientador: Prof. Dr. Sebastião Antônio Loureiro de Sousa e Silva.

CROCI, L.; COZZI, L.; STACCHINI, A.; DE MEDICI, D.; TOTI, L. 1997. A rapid tissue culture assay for the detection of okadaic acid and related compounds in mussels. *Toxicon* 35, 223–230

CROMEANS, T.L.; LU, X.; ERDMAN, D.D.; HUMPHREY, C.D.; HILL, V.R. Development of plaque assays for adenoviruses 40 and 41. *J. Virol. Methods*, 151 (2008), pp. 140-145

CUEVAS-FERRANDO, E. PÉREZ-CATALUÑA, A. FALCÓ, I. RANDAZZO, W. SÁNCHEZ, G. 2022. Monitoring Human Viral Pathogens Reveals Potential Hazard for Treated Wastewater Discharge or Reuse. *Journal Frontiers in Microbiology*, V.13

DA SILVA, M.; VICTORIA, M.; MIAGOSTOVICH, M. 2016. Rotavirus and Astroviruses. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. ((J.S Meschke, and R. Girones (eds), Part 3: Specific Excreted Pathogens: Environmental and Epidemiology Aspects - Section 1: Viruses), Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.18>.

DAHLING, D.R. Detection and enumeration of enteric viruses in cell culture. *Crit. Rev. Environ. Control*, 1991, 21, 237–263.

DAMASCENO, A. P. A. B. Desinfecção de águas servidas através de tratamento térmico utilizando coletor solar. Tese (Doutorado) – Orientador: Prof. Dr. Tarlei Ariel Botrel. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

DAUGHTON, C. G. Wastewater surveillance for population-wide Covid-19: The present and future. *The Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 20, n. 736, p. 139631, Sep. 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.139631. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32474280/>.

DE PAULA, V.S. DINIZ-MENDES, L. VILLAR, L.M. LUZ, S.L.B. SILVA, L.A. JESUS , M.S. 2007. Hepatitis A virus in environmental water samples from the Amazon Basin. *Water Res*; 41:1169-76.

DEPARTAMENTO DE INFORMÁTICA DO SUS – DATASUS. Informações de Saúde, Epidemiológicas e Morbidade: banco de dados. Disponível em: <<http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?%20area=0203>>.

DIAS, E. EBDON, J. TAYLOR, H. 2018. The application of bacteriophages as novel indicators of viral pathogens in wastewater treatment systems. *Water Research*, v. 129, p. 172–179. DOI: 10.1016/j.watres.2017.11.022.

DOLSKIY, A. A., IRINA V. G., DMITRY V. Y. "Cell Cultures for Virology: Usability, Advantages, and Prospects" *International Journal of Molecular. Sciences* 21, no. 21: 7978.

DOS SANTOS, A. B. CHERNICHARO, C. C. L. LAPOLLI, F. R. VON SPERLING, M. KATO, M. T. PIVELI, R. P. RIBEIRO, T. B. 2019. Capítulo 4 - Tecnologias de tratamento de correntes de esgotos não segregadas aplicadas a empreendimentos habitacionais. Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais / André Bezerra dos Santos; organizador; ISBN: 978-85-8126-190-4; 812 p. – Fortaleza: Im prece, 2019. Disponível em:

http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/06_11_2019_ProSab_Tratamento_de_Esgoto.pdf.

DUFF, S. W.; HODGSON, D. A. A simple high efficiency solar water purification system. *Solar Energy*, 79, p. 25-32, 2005.

ELLIOT, H. A.; DEMPSEY, B.A. Agronomic effects of land application of water treatment sludges. *Journal American Water Works Association*, Denver, v. 83, n. 4, p. 126-131, Apr. 1991.

ENCINAS, J; IRIARTE, M. Evaluación de la eficiencia del método SODIS en la inactivación de coliformes termotolerantes en tres regiones de Bolivia (valle, trópico y altiplano). *Facultad de Ciencias y Tecnología. Serie de Publicaciones Técnicas*, v. 1, n. 5, p. 21-24, 2003.

ESPINOSA, M. F. et al. 2020. Systematic review and meta-analysis of time-temperature pathogen inactivation. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 230..

ESPINOSA, M. F. et al. 2021. Reduction and partitioning of viral and bacterial indicators in a UASB reactor followed by high rate algal ponds treating domestic sewage. *Science of the Total Environment*, v. 760, p. 144309.

ESTES, M., K.; GRAHAN, D., Y.; SMITH, E., M.; GERBA, C., P. Rotavirus stability and inactivation. *J Gen Virol*. 1979; 43:403-9.

FARKAS, K. et al. Viral indicators for tracking domestic wastewater contamination in the aquatic environment. *Water Research*, v. 181, p. 115926, 2020.

FEITOSA, A. P.; LOPES, H. S. S.; BATISTA, R. O.; COSTA, M. S.; MOURA, F. N. 2011. Avaliação do desempenho de sistema para tratamento e aproveitamento de água cinza em áreas rurais do semiárido brasileiro. *Engenharia Ambiental*. v. 8, n. 3, p. 196 – 206.

FÉLIX, L. F, ORELLANA, C. S, LIMA .ÁLVARO S. 2009. Solar Water Disinfection in northeast Brazil: Kinetics of the process and the study for the development of a pilot plant *Journal of engineering Science and Technology* Vol. 04, nº 3 (2009) 328-343.

FERNANDES, C. N. CAVALCANTE, F. L. BATISTA, R. O. 2019. Desinfecção solar de efluentes sanitários. Natal: Ifrn. 107 p. Disponível em: <https://memoria.ifrn.edu.br/bitstream/handle/1044/1781/Desinfec%C3%A7%C3%A3o%20solar%20de%20efluentes%20sanit%C3%A1rios.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

FERNANDEZ-CASSI X, TIMONEDA N, MARTÍNEZ-PUCHOL S, RUSIÑOL M, RODRIGUEZ-MANZANO J, FIGUEROLA N, BOFILL-MAS S, ABRIL JF, GIRONES R. 2018. Metagenomics for the study of viruses in urban sewage as a tool for public health surveillance. *Sci Total Environ.* ;618:870-880. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.249.

FOGOLARI, O, 2011. Desinfecção de lodo de tanque séptico em reator com aquecimento solar. Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Orientador: Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi. Florianópolis, SC.

FOGOLARI, O. MAGRI, M. PHILIPPI, L. 2018. Higienização de lodo de esgoto em reator com aquecimento solar: inativação de coliformes totais e *Escherichia coli*. *Engenharia Sanitaria e Ambiental.* 23. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201875680>.

FONG, T.T.; LIPP, E.K. Enteric viruses of human and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, v. 69, p. 357-371, 2005.

FONGARO, G. DO NASCIMENTO, M.A. RIGOTTO, C. RITTERBUSH, G. DA SILVA, A. A. ESTEVES, P.A. 2013. Evaluation and molecular characterization of human adenovirus in drinking water supplies: viral integrity and viability assays. *Virology* ; 10:166.

FONGARO, G. et al. SARS-CoV-2 in human sewage in Santa Catalina, Brazil, November 2019. Medrxiv, Yale, 19 June 2020. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.06.26.20140731>.

FRANCO, B.D.G.M.; LANDGRAF, M. 2003. Microbiologia dos alimentos. Atheneu: São Paulo.

FRANCY, D.S. STELZER, E.A. BUSHON, R.N. BRADY, A.M.G. WILLISTON, A.G. RIDDELL, K.R. 2012. Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. *Water Res*; 46:4164-78.

FRIEDLER, E. 2001. Water reuse – na integral parto f water resources management: Israel as a case study. *Water Policy*. v. 3, p. 29-39.

FROST, F.J; KUNDE, T.R; CRAUN, G.F. Is contaminated groundwater an important cause of viral gastroenteritis in the United States? *J Environ Health* 65: 9-14, 2002. Disponível em: <https://search.proquest.com/openview/0ed24602267f7e8106725f5154935a7e/1?pq-origsite=gscholar&cbl=34757>.

FUMIAN, T. M. LEITE, J. P. G. ROSE, T. L. PRADO, T. MIAGOSTOVICH, M. P. 2011. One year environmental surveillance of rotavirus specie A (RVA) genotypes in circulation after the introduction of the Rotarix vaccine in Rio de Janeiro, Brazil. *Water Res*; 45:5755-63. DOI: 10.1016/j.watres.2011.08.039.

FUMIAN, T. M. Vieira, C. B. Leite, J. P. Gagliardi, M. Marize, P. 2013. Assessment of burden of virus agents in an urban sewage treatment plant in Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Water and Health*, v. 11, n. 1, p. 110–119. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/29805>.

GARCÍA, A.C.; BLANCH, A.R.; CAMPOS, C.; JOFRE, J.; LUCENA, F., 2018. Pathogens, faecal indicators and human-specific microbial source-tracking markers in sewage. *J. Appl. Microbiol.* 126, 701–717.

GARCÍA-ALJARO, C. BALLESTÉ, E. MUNIESA, M. JOFRE, J. 2017. Determination of crAssphage in water samples and applicability for tracking human faecal pollution. *Microb Biotechnol* 10, 1775–1780.

GARRAFA P. 2009. Avaliação da qualidade virológica do efluente doméstico tratado e disponibilizado para reuso na cidade de São Paulo [tese de doutorado]. São Paulo: Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo.

GERBA, C. P. 2000. Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impact on water quality. *Quantitative Microbiology*

GERBA, C. P. BETANCOURT, W. Q. 2019. Assessing the Occurrence of Waterborne Viruses in Reuse Systems: Analytical Limits and Needs; *Pathogens* 8, no. 3: 107. DOI: <https://doi.org/10.3390/pathogens8030107>.

GERBA, C. P. BETANCOURT, W. Q. KITAJIMA, M. ROCK, C. M. 2018. Reducing uncertainty in estimating virus reduction by advanced water treatment processes, *Water Research*, Volume 133, Pages 282-288, ISSN 0043-1354. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.044>.

GERBA, C.P., GRAMOS, D.M. & NWACHUKU, N. 2002. Comparative inactivation of enterovirus and adenovirus 2 by UV light. *J. Appl. Microbiol.*, 68(10): 5167-5169.

GIRONES, R. et al. 2010. Molecular detection of pathogens in water - The pros and cons of molecular techniques, *Water Research*. In press.

GIRONES, R., CARRATALA, A., CALGUA, B., CALVO, M., RODRIGUEZ-MANZANO, J.; EMERSON, S. 2014. Inativação de cloro do vírus da hepatite E e adenovírus humano 2 em água. *Revista de Água e Saúde*. 12, pp. 436-42. doi: [10.2166/wh.2014.027](https://doi.org/10.2166/wh.2014.027).

GLÓRIA, R.M. 2018. Estudo da remoção dos gases metano e sulfeto de hidrogênio dissolvidos em efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico. Tese (doutorado) apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como

requisito à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Orientador: Prof. Claudio Leite de Souza. Belo Horizonte, MG.

GOBERNA, M.; SIMÓN, P.; MARÍA, T., H.; GARCÍA, C. Prokaryotic communities and potential pathogens in sewage sludge: Response to wastewater origin, loading rate and treatment technology, *Science of The Total Environment*, Volume 615, 2018, Pages 360-368, ISSN 0048-9697. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.240>.

GODFREE A, FARRELL J. Processes for managing pathogens. *J Environ Qual* 2005; 34:105-13.

GOHRNGUER, S. S. Uso Urbano Não Potável de Efluentes de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário. Estudo de Caso: Município de Campo Largo - PR. 2006. 238 f. Dissertação (Mestrado), Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba.

GOMES, A. I.; VILAR, V. J. P.; BOAVENTURA, R. A. R. Synthetic and natural waters disinfection using natural solar radiation in a pilot plant with CPCs. *Catalysis Today*. Disponível em: <doi:10.1016/j.cattod.2008.12.023, 2009>.

GONÇALVES, R.F., (Coordenador). Et al., 2003. Desinfecção de efluentes sanitários. PROSAB. Vitória – ES. 422 p.

GRABOW, W.O.K. 2007. Overview of health-related water virology. Pp. 1-25. In: A. Bosch (ed.). *Human viruses in water*. Elsevier, Amsterdam, AS. 299p,

GRABOW, W.O.K.; PUTTERGILL, D.L.; BOSCH, A. 1992. Propagation of adenovirus types 40 and 41 in the PLC/PRF/5 primary liver carcinoma cell line. *J. Virol. Methods*, 37 , pp. 201-207

GUERRERO-LATORRE, L. et al. 2020. First SARS-CoV-2 detection in river water: implications in low sanitation countries. *Medrxiv*. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.06.14.20131201>.

GUO, H. , CHU, X. HU, J. Effect of host cells on low- and medium-pressure UV inactivation of adenoviruses *Appl. Environ. Microbiol.*, 76 (2010), pp. 7068-7075

HÄFLIGER D, HÜBNER PH, LÜTHY J. Outbreak of viral gastroenteritis due to sewage-contaminated drinking water. *Int J Food Microbiol* 54: 123-126, 1999.

HARAMOTO, E. et al. 2020. First environmental surveillance for the presence of SARS-CoV-2 RNA in wastewater and river water in Japan. *Medrxiv*. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.06.04.20122747>.

HARAMOTO, E. et al. A review on recent progress in the detection methods and prevalence of human enteric viruses in water. *Water Research*, v. 135, p. 168–186, 2018.

HARAMOTO, E., KATAYAMA, H., OGUMA, K. E OHGAKI, S., 2007. Análise quantitativa de adenovírus entéricos humanos em ambientes aquáticos. *Revista de Microbiologia Aplicada*. 103, pp. 2153-9.

HATA, A., HONDA, R., & WATANABE, T. (2020). wastewater-based epidemiology can overcome representativeness and stigma issues related to COVID-19. *Environmental science & technology*, 54(9), 5311-5311.

HATA, A., HONDA, R., & WATANABE, T. 2020. wastewater-based epidemiology can overcome representativeness and stigma issues related to COVID-19. *Environmental science & technology*, 54(9), 5311-5311.

HELLER, L.; MOTA, C. R.; GRECO, D. B. COVID-19 faecal-oral transmission: Are we Post-Graduation Programme in Sanitation, Environment and Water Resources - UFMG 135 asking the right questions? *Science of The Total Environment*, v. 729, p. 138919, ago. 2020.

HEWITT, J., LEONARD, M., GREENING, G. E. LEWIS, G. D. 2011. Influence of wastewatertreatment process and the population size on human virus profiles in wastewater. *Water Res.*45, 6267–6276 .

HIJNEN WA, BEERENDONK EF, MEDEMA GJ. 2006. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: a review. *Water Res.* 40(1):3-22.

HOT, D.; LEGEAY, O.; JACQUES, J.; GANTZER, C.; CAUDRELIER, Y.; GUYARD, K.; LANGE, M.; ANDRÉOLETTI, L. Detection of somatic phages, infectious enteroviruses and enterovirus genomes as indicators of human enteric viral pollution in surface water. *Water Res.* 2003, 37, 4703–4710

HULO C., C.; E, M., P.; BOUGUELERET, L.; BAIROCH, A.; XENARIOS, I.; LE, M., P. ViralZone: a knowledge resource to understand virus diversity. *Nucleic Acids Res.* 2011 Jan;39(Database issue):D576-82. doi: 10.1093/nar/gkq901.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA DO BRASIL – INMET. Estações meteorológicas. Disponível em: < <https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em outubro de 2021.

INTERNATIONAL COMITE ON TAXONOMY OF VIRUS (ICTV). Introduction. *Virus Properties*. Disponível em: https://talk.ictvonline.org/ictv-reports/ictv_9th_report/introduction/w/9th_report_intro/174/virus-properties.

JALALI, M. ZABOROWSKA, J. JALALI, M. 2017. Chapter 1 - The Polymerase Chain Reaction: PCR, qPCR, and RT-PCR, *Basic Science Methods for Clinical Researchers*, Academic Press, Pages 1-18, ISBN 9780128030776. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803077-6.00001-1>.

JIANG, S.C.; HAN, J.; J.; HE, W.; CHU W. Evaluation of four cell lines for assay of infectious adenoviruses in water samples. *J. Water Health*, 7 (4) (2009), pp. 650-656

JIMÉNEZ, B.; ASANO, T. Water reuse: Na International Survey of current practice, issues and needs. Scientific and Technical Report. n. 20. IWA London, UK, 2008. 631 p.

JOFRE, J.; LUCENA, F.; BLANCH, A.; MUNIESA, M. 2016. Coliphages as Model Organisms in the Characterization and Management of Water Resource, *Water*, 8(5), 199. DOI: 10.3390/w8050199.

JOTHIKUMAR N, CROMEANS TL, HILL VR, LU X, SOBSEY MD, ERDMAN DD. 2005. Quantitative real-time PCR assays for detection of human adenoviruses and

identification of serotypes 40 and 41. *Appl Environ Microbiol.* 71(6):3131-6. DOI: 10.1128/AEM.71.6.3131-3136.2005.

KARRI, V.; KUMAR, V.; RAMOS, D.; OLIVEIRA, E.; SCHUHMACHER, M. An in vitro cytotoxic approach to assess the toxicity of heavy metals and their binary mixtures on hippocampal HT-22 cell line. *Toxicol. Lett.* 2018, 282, 25–36.)

KATAYAMA, H.; SHIMASAKI, A.; OHGAKI, S. 2002. Development of a virus concentration method and its application to detection of enterovirus and norwalk virus from coastal seawater. *Appl Environ Microbiol*, v. 68, n.3, p.1033-1039.

KATO, M. T. FLORENCIO, L. Pós-Tratamento de Efluente Anaeróbio em Lagoa de Polimento. In: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo. (Org.). Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. 1ed.Belo Horizonte: Segrac, 2001, v. 2, p. 59-68.

KITAJIMA, M. et al. 2020. SARS-CoV-2 in wastewater: State of the knowledge and research needs. *Science of the Total Environment*, v. 739, p. 139076,.

KITTIGUL, L. EKCHALOEMKIET, S. UTRARACHKIJ, F. SIRIPANICHGON, K. SUJIRARAT, D. PUNGCHITTON, S. BOONTHUM, A. An efficient virus concentration method and RT-nested PCR for detection of rotaviruses in environmental water samples. *J Virol Methods.* 2005 Mar;124(1-2):117-22. doi: 10.1016/j.jviromet.2004.11.013.

KITTIGUL, L.; EKCHALOEMKIET, S.; UTRARACHKIJ, F.; SIRIPANICHGON, K.; SUJIRARAT, D.; PUNGCHITTON, S.; BOONTHUM, A. An efficient virus concentration method and RT-nested PCR for detection of rotaviruses in environmental water samples. *J. Virol. Methods*, v. 124, p. 117-122, 2004.

KNIPE, D. M.; HOWLEY, P. M. *Fields Virology*. 6th. ed. China: LIPPINCOTT WILLIAMS & WILKINS/WOLTERS KLUWER, 2013.

KOCAMEMI, B. A. et al. 2020. First Data-Set on SARS-CoV-2 Detection for Istanbul Wastewaters in Turkey. *Medrxiv*. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.05.03.20089417> .

KUMAR, M. et al. 2020. The first proof of the capability of wastewater surveillance for COVID-19 in India through the detection of the genetic material of SARS-CoV-2. Medrxiv, Yale. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.06.16.20133215>.

LA ROSA, G. et al. 2020. SARS-CoV-2 has been circulating in northern Italy since December 2019: Evidence from environmental monitoring. Medrxiv, Yale. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.06.25.20140061>.

LANATA, C., F.; FISCHER-WALKER, C., L.; OLASCOAGA, A., C.; TORRES, C., X.; ARYEE, M., J.; BLACK, R., E. Child Health Epidemiology Reference Group of the World Health Organization and UNICEF. 2013. Global causes of diarrheal disease mortality in children.

LANG, N. L.; SMITH, S. R. 2008. Time and temperature inactivation kinetics of enteric bacteria relevant to sewage sludge treatment processes for agricultural use. Water Research, v. 42, n. 8-9, p. 2229-2241.

LAPOLLI, F. R. et al. 2005. Disinfection of domestic wastewater using chlorine dioxide. Eng. Sanit. Ambient. [online]. vol.10, n.3, pp.200-208. ISSN 1413-4152. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000300004>.

LECLERC, H.; SCHWARTZBROD, L.; DEI-CAS, E.. Microbial Agents Associated with Waterborne Diseases. Critical Reviews In Microbiology, [S.L.], v. 28, n. 4, p. 371-409, jan. 2002. Informa UK Limited.

LI D.; GU A.,Z.; ZENG, S.Y.; YANG, W.; HE, M.; SHI, H., C. Monitoring and evaluation of infectious rotaviruses in various wastewater effluents and receiving waters revealed correlation and seasonal pattern of occurrences. J Appl Microbiol. 2011 May;110(5):1129-37. doi: 10.1111/j.1365-2672.2011.04954.x.

LI, D. et al. Monitoring and evaluation of infectious rotaviruses in various wastewater effluents and receiving waters revealed correlation and seasonal pattern of occurrences. J. Appl. Microbiol. 110, 1129–1137 (2011).

LINHARES, A. C. 2000. Epidemiologia das infecções por rotavírus no Brasil e os desafios para o seu controle. *Cad Saude Publica*, v.16, p.629-46.

LINHARES, A. C.; CARMO, K. B.; OLIVEIRA, K. K., OLIVEIRA, C. S.; FREITAS, R. B.; BELLESI, N.; MOMTEIRO, T. A.; GABBAY, Y. B.; MASCARENHAS, J. D. 2002. Nutritional status in relation to the efficacy of the rhesus-human reassortant, tetravalent rotavirus vaccine (RRV-TV) in infants from Belém, Pará state, Brazil. *Rev. Inst. Med. Trop. Sao Paulo*. v. 44, n. 1, p. 13-16.

LOBATO, L. C. S., (2011). Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico. Tese (doutorado) apresentada ao Programa de Pós-graduação em

LOUTEN, J. Virus Structure and Classification. *Essential Human Virology*. 2016;19-29. doi:10.1016/B978-0-12-800947-5.00002-8

MACHADO, E.; FERNANDES, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; CALABRIA, J.;

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. *Microbiologia de Brock*. São Paulo: Prentice Hall, 10ª Edição, 2004.

MARQUES E. A importância do estudo da presença e detecção de vírus em água e alimentos. In: IV Simpósio Brasileiro de Microbiologia de Alimentos, 2 a 5 abr. 1991; Goiânia/GO. p.129-130.

MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; SOUZA, J. A. A.; SOUZA, J. A.; MATOS, A. T. 2005. Comportamento dos atributos químicos do solo em resposta à aplicação de água residuária de origem doméstica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, PB.

MEDEMA, G. Heijnen, L. Elsinga, G. Italiaander, R. Brouwer, A. 2020. Presence of SARS-Coronavirus-2 RNA in sewage and correlation with reported COVID-19 prevalence in the early stage of the epidemic in the Netherlands. *Environmental Science & Technology Letters*, Washington, DC, v. 7, n. 7, p. 511–516. DOI 10.1021/acs.estlett.0c00357.

MEHNERT DU, QUEIROZ APS, SANTOS FM, CANDEIAS JMG, HÁRSI CM. Occurrence of human enteric viruses in sewage and surface waters in the city of São Paulo. *Virus Reviews and Research* 4: 27, 1999.

MEIERHOFER R., LANDOLT G. 2009. Factors supporting the sustained use of solar water disinfection – Experiences from a global promotion and dissemination. *Programme, Desalination* 248, p. 144-151.

MENA, K.D.; GERBA, C.P. 2008. Waterborne Adenovirus. Pp. 133-167. In: D.M. Whitacre, H.N. Nigg & D.R. Doerge (eds.). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Volume 198. Springer Science + Business, New York, NY, USA. 205p, http://dx.doi.org/10.1007/978-0-387-09647-6_4

MENDONÇA G. R., RODRIGUES F. A., ALVES D. O. J. S., LOPES M. M. Acesso ao saneamento básico e internação por doença diarreica aguda: um estudo da vulnerabilidade infantil. *Rev salud ambient.* 2013;13(1):22-29.

MENG, Z.; BIRCH, C.; HEATH, R.; GUST, I. Physicochemical stability and inactivation of human and simian rotaviruses. *Appl Environ Microbiol.* 1987; 53: 727-30.

MESQUITA, M. M. F. et al. Optimal preparation and purification of PRD1-like bacteriophages for use in environmental fate and transport studies. *Water Research*, v. 44, n. 4, p. 1114–1125, 2010.

MIAGOSTOVICH MP, FERREIRA FFM, GUIMARÃES FR, FUMIAN TM, DINIZ-MENDES L, LUZ SLB. Molecular detection and characterization of gastroenteritis viruses occurring naturally in the stream waters of Manaus, Central Amazon, Brazil. *Appl Environ Microbiol* 2008; 74:375-82.

MICHAEL-KORDATOU, I.; KARAOLIA, P.; FATTA-KASSINOS, D. Sewage analysis as a tool for the COVID-19 pandemic response and management: the urgent need for optimised protocols for SARSCoV-2 detection and quantification. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Amsterdam, v. 8, n. 5, p. 104306, 27 July 2020. DOI 10.1016/j.jece.2020.104306. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7384408/>.

MOCÉ-LLIVINA, L.; MUNIESA, M.; PIMENTA-VALE, H.; LUCENA, F.; JOFRE, J. Survival of Bacterial Indicator Species and Bacteriophages after Thermal Treatment of Sludge and Sewage. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 69, n. 3, p. 1452-1456, mar. 2003.

MOMBA, M., EDBON, J., KAMIKA, I. AND VERBYLA, M. 2019. Using indicators to assess microbial treatment and disinfection efficacy. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. (A.Farnleitner, and A. Blanch (eds), Part 2: Indicators and Microbial Source Tracking Markers) , Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. DOI: <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.9>.

MONTAZERI, N., GOETTERT, D., ACHBERGER, E. C., JOHNSON, C. N., PRINYAWIWATKUL, W., JANES, M. E. 2015. Pathogenic Enteric Viruses and Microbial Indicators during Secondary Treatment of Municipal Wastewater. *Applied and environmental microbiology*, 81(18), 6436–6445. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.01218-15>

MORESCO V, VIANCELLI A, NASCIMENTO MA, SOUZA DSM, RAMOS APD, GARCIA LAT. Microbiological and physicochemical analysis of the coastal waters of southern Brazil. *Mar Pollut Bull* 2012; 64:40-8.

MORGADO, W.F.F. Desinfecção de águas naturais por radiação solar utilizando os bioindicadores: *Escherichia Coli* e *Clostridium perfringens*. Goiânia: UFG.2008. 59 f. Dissertação (Mestrado em Engenharias) - Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação Strictu Sensu em Engenharia do Meio Ambiente Goiânia.

MOTA C.R., BRESSANI-RIBEIRO T., ARAÚJO J.C., LEAL C.D., LEROY-FREITAS D., MACHADO E.C., ESPINOSA M.F., FERNANDES L., LEÃO T.L., CHAMHUM-SILVA L., AZEVEDO L., MORANDI T., FREITAS G.T.O., COSTA M.S., CARVALHO B.O., REIS M.T.P., MELO M.C., AYRIMORAES S.R., CHERNICHARO C.A.L. 2021. Assessing spatial distribution of COVID-19 prevalence in Brazil using decentralised sewage monitoring. *Water Res.*

MULATINHO, S., H., C. Efetividade das Vacinas para Rotavírus: Uma Revisão Sistemática. Rio de Janeiro, 2012. Dissertação [Mestrado em Pesquisa Clínica em Doenças Infecciosas] - Instituto de Pesquisa Clínica Evandro Chagas.

MULLIS, K. B. 1990. The unusual origin of the polymerase chain reaction. *Sci Am*;262(4): 56–61. 4–5. PubMed PMID: 2315679.

OAKLEY, S., VON SPERLING, M., VERBYLA, M. Anaerobic Sludge Blanket Reactors. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) *Global Water Pathogen Project*. Lansing, MI, UNESCO, 2017.

OAKLEY, S.; VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. 2017. Anaerobic Sludge Blanket Reactors. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros (eds), *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. (J.R. Mihelcic and M.E. Verbyla (eds), Part 4: Management Of Risk from Excreta and Wastewater - Section: Sanitation System Technologies, Pathogen Reduction in Sewered System Technologies), Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.61>.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). 2006. *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater - Volume 3: Wastewater Use in Aquaculture*. WHO, Geneva.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). 2004. *Guidelines for drinking water quality. Volume 1. Recommendations*. 3rd ed. World Health Organization. Geneva.. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/index.html.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS).2006. *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*. Geneva WHO.

PAGANINI, W. S. SOUZA, A. Bocchiglieri, M.M. 2004. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. *Artigos Técnicos*

• Eng. Sanit. Ambient. 9 (3). DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000300009>

PAIVA, R. F. P. S.; SOUZA, M. F. P. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. *Caderno de Saúde Pública (CSD)*, v.34, n. 1, p. 01-11, 2018.

PARASHAR, U.D.; GIBSON, C.J.; BRESEE, J.S.; GLASS, R.I. Rotavirus and severe childhood diarrhea. *Emerging Infectious Diseases*, Atlanta, v. 12, n. 2, p. 304-306, Feb. 2006.

PAULI, V. Ocorrência e distribuição de genótipos G e P de rotavírus em efluente doméstico e córrego da cidade de São Paulo. [dissertação (Mestrado em Microbiologia)]. São Paulo: Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo; 2003. 121 p.

PECSON, B. M.; BARRIOS, J. A.; JIMÉNEZ, B. E.; NELSON, K. L. 2007. The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. *Water Research*, v. 41, p.2893 – 2902.

PEIXOTO, I.B. 2013. Estudo e caracterização molecular do Rotavírus Humano na cidade de Salvador (BA), 74 f. Orientadora: Prof^a. Dr^a Silvia Inês Sardi. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Instituto de Ciência e Saúde.

PEPPER, I. L.; GENTRY, T. J. Microorganism found in the environment. In: PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; GENTRY, T. J. (Eds.). *Environmental Microbiology*. Third ed. San Diego, CA: Elsevier, 2015. p. 9–36.

PEREIRA, E. B., MARTINS, F. R., GONÇALVES, A. R., COSTA, R. S., LIMA, F. J. L. 2017. *Atlas Brasileiro de Energia Solar*, São José dos Campos - Brasil, 2^a edição.

PEREIRA, E. M. et al. 2003. Energia solar térmica. In: TOMASQUI, M. T. et al. *Fontes renováveis de energia no Brasil*. Rio de Janeiro: Interciência – Cenergia, 239-280pp.

PEREIRA, P, T, S. 2010. *Energia Solar Térmica: Perspectivas do presente e do futuro*. Dissertação realizada no âmbito do Mestrado Integrado em Engenharia Electrotécnica

e de Computadores Major Energia da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Orientador: Prof. Doutor António Machado e Moura. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/60373/1/000142688.pdf>.

PINA, S. et al. Viral pollution in the environment and in shellfish: Human adenovirus detection by PCR as an index of human viruses. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 64, n. 9, p. 3376–3382, 1998.

POLO, D., QUINTELA-BALUJA, M., CORBISHLEY, A., JONES, D. L., SINGER, A. C., GRAHAM, D. W., & ROMALDE, J. L. 2020. Making waves: Wastewater-based epidemiology for COVID-19—approaches and challenges for surveillance and prediction. *Water Research*, 186, 116404.

POPE, M.L; BUSSEN, M.; FEIGE, M.A.; SHADIX, L.; GONDER, S.; RODGERS, C.; CHAMBERS, Y.; PULZ, J.; MILLER, K.; CONNELL, K.; STANDRIDGE, J. 2003. Assessment of the effects of holding time and temperature on *Escherichia coli* densities in surface water samples. *Applied Environmental Microbiology*, v. 69, n. 10, p. 6201-6207.

PRADO T, FUMIAN TM, MIAGOSTOVICH MP, GASPAMC. 2012. Monitoring the hepatitis A virus in urban wastewater from Rio de Janeiro, Brazil. *Trans R Soc Trop Med Hyg*; 106:104-9.

PRADO, T., SILVA, D.M., GUILAYN, W.C., ROSE, T.L., GASPAM, A.M., MIAGOSTOVICH, M.P. 2011. Quantification and molecular characterization of enteric viruses detected in effluents from two hospital wastewater treatment plants. *Water Res.* 45, 1287-1297.

PRADO, T.; FUMIAN, T. M.; MANNARINO, C. F.; MARANHÃO, A. G.; SIQUEIRA, M. M.; MIAGOSTOVICH, M. P. 2020. Preliminary results of SARS-CoV-2 detection in sewerage system in Niterói municipality, Rio de Janeiro, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 115, p. e200196.

PRADO, TATIANA; MIAGOSTOVICH, MARIZE PEREIRA. 2014. *Virologia ambiental e saneamento no Brasil: uma revisão narrativa*. *Cadernos de Saúde Pública (ENSP. Impresso)*, v. 30, p. 1367-1378.

RAJKHOWA, T.K. (2020). Porcine Reproductive and Respiratory Syndrome Virus. In: Malik, Y., Singh, R., Yadav, M. (eds) Emerging and Transboundary Animal Viruses . Livestock Diseases and Management. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0402-0_12

RANDAZZO, W. et al. 2020. SARS-CoV-2 RNA in wastewater anticipated COVID-19 occurrence in a low prevalence area. *Water Research*, Oxford, v. 181. DOI 10.1016/j.watres.2020.115942.

RAO, V., C.; METCALF, T., G.; MELNICK, J., L. Development of a method for concentration of rotavirus and its application to recovery of rotavirus from estuarine water. *Appl Environ Microbiol.* 1986; 52:484-8.

RASELLA, D. Impacto do Programa Água para Todos (PAT) sobre a morbimortalidade por diarreia em crianças do Estado da Bahia, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 29, n. 1, 2013.

RICHARDS, GP 1999. Limitações de técnicas de biologia molecular para avaliar a segurança virológica de alimentos. *J. Prot. Alimentos.* 62:691-697.

RIGOTTO C, VICTORIA M, MORESCO V, KOLESNIKOVAS CK, CORRÊA AA, SOUZA DSM. Assessment of adenovirus, hepatitis A virus and rotavirus presence in environmental samples in Florianopolis, South Brazil. *J Appl Microbiol* 2010; 109:1979-87.

RIMOLDI, S. G. et al. 2020. Presence and vitality of SARS-CoV-2 virus in wastewaters and rivers. *Medrxiv*, Yale. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.05.01.20086009>.

ROCHELLE-NEWALL, E. NGUYEN, T.MAI HUONG, L. T. 2015. A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions. *Frontiers in microbiology.* 6, Frontiers Media SA. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00308>.

RODRIGUES, D. G. 2011. Desinfecção da água por pasteurização solar (SOPAS) em comunidades rurais. 2011. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

RODRIGUES, D.G, SANTOS, S.R, FRANCISCO,A.R, , PATERNIANI, J, E, S, DEDINI, F.G. 2010. Avaliação da Desinfecção de água com o uso de garrafas pet de diferentes coloração, IX CLIA- XXXIX CONBEA- Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola.

RODRIGUEZ-MANZANO, J.; BOFILL-MAS, S.; SUÑEN, E.; GIRONES, R. 2009. Development of a qPCR assay for the quantification of porcine adenoviruses as an MST tool for swine fecal contamination in the environment. J. Virol. Meth. in press.

ROSETO, E.M.B. (2009) Frequência e diversidade de colifagos somáticos isolados de amostras de água do mar, plâncton e bivalves da Baixada Santista, Canal de São Sebastião e Ubatuba. 155f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Água de Reúso – Modelos de Comercialização. Disponível em: http://site.sabesp.com.br/uploads/file/ap_sabesp_div_grand_cons_leste.pdf.

SALES, A.; CORDEIRO, J. S. Imobilização da fase sólida de lodos de estações de tratamento de água (ETAs). In: ANDREOLI, C. V. (coord.). Resíduos sólidos no saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, 2001. cap. 10, p. 245-257.

SANIN, F. D.; CLARKSON, W. W.; VESILIND, P. A. Sludge Engineering: The Treatment and Disposal of Wastewater Sludges. 1. ed. United States of America, 2010.

SANTOS, N.; HOSHINO, Y. 2005. Global distribution of rotavirus serotypes/ genotypes and its implication for the development and implementation of an effective rotavirus vaccine Reviews in medical virology, v.15, p. 29–56

SCHELLINKHOUT, A. and COLLAZOS, C.J. Full scale application of the UASB technology for sewage treatment. Anais do VI Simpósio Internacional de Digestão Anaeróbia, São Paulo, Brasil, pp. 145- 152. São Paulo, 1991.

SCHLINDWEIN AD, RIGOTTO C, SIMÕES MO, BARARDI CRM. Detection of enteric viruses in sewage sludge and treated wastewater effluent. *Water Sci Technol* 2010; 61:537-44.

SCHLINDWEIN, A. D. et al. Detection of enteric viruses in sewage sludge and treated wastewater effluent. *Water Science and Technology*, v. 61, n. 2, p. 537-544, 2010.

SCHLINDWEIN, A. D. Pesquisa de vírus entéricos humanos em amostras de lodo da estação de tratamento de esgoto (sistema insular) de Florianópolis, SC: padronização e avaliação de técnicas moleculares e de cultura celular na detecção e viabilidade viral. 2009.

SCHVOERER, E.; BONNET, F.; DUBOIS, V.; CAZAUX, G.; SERCEAU, R.; FLEURY, H. J.A.; LAFON, M. PCR detection of human enteric viruses in bathing areas, waste waters and human stools in southwestern France. *Research In Microbiology*, [S.L.], v. 151, n. 8, p. 693-701, out. 2000. Elsevier BV. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/s0923-2508\(00\)90132-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0923-2508(00)90132-3). Acesso em 24 de janeiro de 2021.

SCHWARTZBROD, L. Virus humain et santé publique: consequences de l'utilisation des eaux usées et des boues en agriculture et conchyliculture, 2000.

SEDMAK, G.; BINA, D.; MACDONALD, J.; COUILLARD, L. 2005. Nine-Year Study of the Occurrence of Culturable Viruses in Source Water for Two Drinking Water Treatment Plants and the Influent and Effluent of a Wastewater Treatment Plant in Milwaukee, Wisconsin (August 1994 through July 2003). *Appl. Environ. Microbiol.* 71, 1042–1050

SHERCHAN, S,P. SHAHIN S, W. TANDUKAR, S. AW, T. G. SCHMITZ, B. AHMED, W. KITAJIMA, M. 2020. First detection of SARS-CoV-2 RNA in wastewater in North America: A study in Louisiana, USA. *Sci Total Environ*; 15;743:140621. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140621.

SHIEH, C. Y.C.; WONG, C.I.; KRANTZ, J.A.; HSU, F.C. Detection of naturally occurring enteroviruses in waters using direct RT-PCR and integrated cell culture-RT-PCR. *J. Virol. Methods.*, v. 149 , p. 184-189, 2008.

SIDHU, J. P. S. SENA, K. H. PALMER, A. TOZE, S. 2018. Comparative enteric viruses and coliphage removal during wastewater treatment processes in a sub-tropical environment. *Sci Total Environ.* 616-617:669-677. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.265.

SILVA, A., M., M., D. Detecção de rotavírus, norovírus e vírus da hepatite A em amostras de água do mar e de rios no município de Salvador - Bahia / André Mário Mendes da Silva. -- Salvador, 2018.

SIMS, N.; KASPRZYK-HORDERN, B. Future perspectives of wastewater-based epidemiology: monitoring infectious disease spread and resistance to the community level. *Environmental International*, Elmsford, v. 139, n. 105689, June 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105689>.

SIRIKANCHANA, K.; SHISLER, J., L.; MARIÑAS, B., J. Inactivation kinetics of adenovirus serotype 2 with monochloramine. *Water Res.* 2008 Mar;42(6-7):1467-74. doi: 10.1016/j.watres.2007.10.024.

SOARES, A. F. S.; NUNES, B. C. R.; COSTA, F. C. R.; SILVA, L. F. DE M.; SOUZA, L. P. S. E. 2020. Modelagem ambiental para COVID-19 (SARS-CoV-2) em sistemas de esgotamento sanitário como instrumento auxiliar nas ações de saúde pública. *Hygeia - Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, 24 jun.

SOARES, A.M.E., VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. e MELO, M.C. Avaliação da remoção de patógenos em lagoas de estabilização com diferentes relações geométricas tratando o efluente de um reator UASB compartimentado. In: C.A.L. Chernicharo (coord.), Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Coletânea de Trabalhos Técnicos, vol. 1, pp. 57-66. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2000.

SODIS. Solar water disinfection: a guide for the application of SODIS. Dübendorf: EAWAG/ SANDEC Regula Meierhofer, 2002, 88f.

SOMMER, B. et al. SODIS- an emerging water treatment process. *Aqua (oxford)*, v. 46, n. 3, p. 127-137, 1997.

SOUZA, G. S. M. B. Desinfecção de efluentes sanitários por radiação UV e GAMA: efeitos da inativação de ovos de *Ascaris* sp. Tese. Programa de Pós-Graduação em Parasitologia da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2011.

SPUHLER, D. et al. 2010. The effect of Fe^{2+} , Fe^{3+} , H_2O_2 and the photo-feton reagent at near natural pH on the solar disinfection (SODIS) at low temperatures of water containing *Escherichia Coli*. *Applied Catalysis B: Environmental*, v. 96, n.1, p.126-141.

STEPHENS, P., R., S.; OLIVEIRA, M., B., S., C.; RIBEIRO, F., C.; CARNEIRO, L., C., D. Virologia. In: MOLINARO, Etelcia Moraes; CAPUTO, Luzia Fátima Gonçalves; AMENDOEIRA, Maria Regina Reis (Org.). *Conceitos e métodos para a formação de profissionais em laboratórios de saúde*. v.4. Rio de Janeiro: EPSJV, 2009. p.125-220.

STEVENS, M. ASHBOLT, N. CUNLIFFE, D. 2003. Review of coliforms: as microbial indicators of drinking water quality. Australia: Australian government national health and research council. 3-16. DOI: 10.4236/aim.2019.912067.

STRAUB, T.M.; CHANDLER, D.P. 2003. Towards a unified system for detecting waterborne pathogens. *J. Microbiol. Methods*. v. 53, p. 185-197.

SYMONDS, E. M.; VERBYLA, M. E.; LUKASIK, J. O.; KAFLE, R. C.; BREITBART, M.; MIHELICIC, J. R. 2014. A case study of enteric virus removal and insights into the associated risk of water reuse for two wastewater treatment pond systems in Bolivia. *Water Research*, v. 65, p. 257-270. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.032>.

TAVARES, T. M.; CARDOSO, D. D. P.; BRITO, W. M. E. D. 2005. Vírus entéricos veiculados por água: aspectos microbiológicos e de controle de qualidade da água. *Revista de Patologia Tropical* Vol. 34 (2): 85-104.

TEIXEIRA, J. C., GUILHERMINO, R. L. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados indicadores e dados básicos para a saúde 2003 – IDB 2003. *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. 2006, vol.11, n.3, pp. 277-282.

THE UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND (UNICEF) / WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Diarrhoea: Why children are still dying and what can be done, 2009.

THEY, N., H. 2021. Você sabe o que é um vírus?. Microbiologando. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Disponível em: <https://www.ufrgs.br/microbiologando/voce-sabe-o-que-e-um-virus/>.

THOMPSON, S., S.; JACKSON, J., L.; SUVA-CASTILLO, M.; YANKO, W., A., Z.; JACK, E.; KUO, J. 2003. Detection of infectious human adenoviruses in tertiary-treated and ultraviolet-disinfected wastewater. Water Environmental Research. 75, pp. 163–70.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. Microbiologia. 6. ed. – Capítulo 7: Controle do Crescimento Microbiano. Porto Alegre: Artmed, 2000. 827 p. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5322103/mod_resource/content/1/Controle%20do%20crescimento%20microbiano.pdf.

TRIOLA, M. F. Introdução à estatística. 7 ed. Rio de Janeiro: LTC S.A., 1999. 412 p.

TROTTIE, J. et al. 2020. Post-lockdown detection of SARS-CoV-2 RNA in the wastewater of Montpellier, France. Medrxiv, Yale. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.07.08.20148882>.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO (UNIRIO). Aulas teóricas, Microbiologia – Nutrição Integral. Disponível em: <http://www.unirio.br/ib/dmp/microbiologia/nutricao-integral/aulas-teoricas/6-%20Caracteristicas%20Gerais%20dos%20Virus%2001-2017.pdf>.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidelines for water reuse. 2nd ed. Washington DC: USEPA, 2004.

VAGADIA, A.R., 2018. Comparison of bacterial and viral reduction across different wastewater treatment processes. Disponível em: <

<https://digitalcommons.usf.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=8783&context=etd>>.

Acesso em Janeiro de 2022.

VELLINGA, V. H., S.; HOEBEN, R., C., 2005. The adenovirus capsid: major progress in minor proteins. *J Gen Virol*; 86:1581-8.

VELOSO, B. S. 2010. Influência da temperatura e da turbidez na inativação de coliformes colifagos no processo de desinfecção solar.. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 88 f.: il. ; Rio de Janeiro. Orientador: Selma Gomes Ferreira Leite e Jorge Gomes dos Santos. Disponível em: <http://186.202.79.107/download/inativacao-de-coliformes-e-colifagos-no-processo-de-desinfeccao-solar.pdf>.

VERBYLA, M. SYMONDS, E. KAFLE, R. CAIRNS, M. IRIARTE, M. MERCADO, A. CORONADO, O. BREITBART, M. LEDO, C. MIHELIC, J. 2016. Managing Microbial Risks from Indirect Wastewater Reuse for Irrigation in Urbanizing Watersheds. *Environmental Science & Technology*. 50. 10.1021/acs.est.5b05398.

VIANCELLI A, GARCIA LAT, SCHIOCHET M, KUNZ A, STEINMETZ R, CIACCIZANELLA JR. Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. *Res Vet Sci* 2012; 93:1520-24.

VICTORIA M, GUIMARÃES FR, FUMIAN TM, FERREIRA FFM, VIEIRA CB, SHUBO T. One year monitoring of norovirus in a sewage treatment plant in Rio de Janeiro, Brazil. *J Water Health* 2009; 8:158-65.

VIEIRA CB, MENDES ACO, GUIMARÃES FR, FUMIAN TM, LEITE JPG, GASPAR AMC. Detection of enteric viruses in recreational waters of an urban lagoon in the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 2012; 107:778-84.

VILLAR LM, De Paula VS, Diniz-Mendes L, Guimarães FR, Ferreira FFM, Shubo TC. Molecular detection of hepatitis A virus in urban sewage in Rio de Janeiro, Brazil. *Lett Appl Microbiol* 2007; 45:168-73.

VILLAR LM, DE PAULA VS, GASPAR AMC. Seasonal variation of hepatitis A virus infection in the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Rev Inst Med Trop São Paulo* 2002; 44:289-92.

VILLENA, C.; EL-SENOUSY, W., M.; ABAD, F., X.; PINTÓ, R., M.; BOSCH, A. Group A Rotavirus in Sewage Samples from Barcelona and Cairo: Emergence of Unusual Genotypes. *Appl Environ Microbiol.* 2003; 69:3919-23.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, 4ª edição – Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018. 472 p. il. – (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v. 1).

VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. London: IWA Publishing. London. Seattle, 2005. v. 1

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; MIHELICIC, J. R. Understanding Pathogen Reduction in Sanitation Systems : Units of Measurement , Expressing Changes in Concentrations , and Kinetics. In: J.B. ROSE AND B. JIMÉNEZ-CISNEROS, (EDS) GLOBAL WATER PATHOGEN PROJECT (Ed.). . (J.R. Mihelcic and M.E. Verbyla) (eds) Part 4 Management Of Risk from Excreta. Michigan State University, E. Lansing, MI: UNESCO, 2018.

WANG D, HU B, HU C. Clinical characteristics of 138 hospitalized patients with 2019 novel coronavirus–infected pneumonia in Wuhan, China. *JAMA* 2020; published online Feb 7. DOI:10.1001/jama.2020.1585.

WESTERHOFF, G. P. Un update of research needs for water reuse. 1984. In: BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P.C.S. Capítulo 2 – Conceito de reúso de água. In: REÚSO DE ÁGUA. Barueri, SP: Manole, 2003.

WESTHAUS, S.; WEBER, F.-A.; SCHIWY, S.; LINNEMANN, V.; BRINKMANN, M.; WIDERA, M.; GREVE, C.; JANKE, A.; HOLLERT, H.; WINTGENS, T.; CIESEK, S.

Detection of SARS-CoV-2 in raw and treated wastewater in Germany – Suitability for COVID-19 surveillance and potential transmission risks, 2020. *Science of The Total Environment*, v. 751, p. 141750, jan. 2021.

WIECZOREK, M.; KRZYSZTOSZEK, A.; WITEK, A. Species-specific identification of human adenoviruses in sewage. *Polish Journal of Microbiology*, v. 64, n. 1, p. 23–28, 2015.

WITT, D.J.; BOUSQUET, E.B. Comparison of enteric adenovirus infection in various human cell lines. *J. Virol. Methods*, 20 (1988), pp. 295-308

WU, C. GUO, L. TANG, Z. HONG. Prolonged presence of SARS-CoV-2 viral RNA in faecal samples. 2020. *Lancet Gastroenterol. Hepatol.*, 5 , pp. 434-435, 10.1016/S2468-1253(20)30083-2.

WU, F. XIAO, A. ZHANG, J. GU, X. LEE, W. L. KAUFFMAN, K. HANAGE, W. MATUS, M. GHAELI, N. ENDO, N. 2020. SARS-CoV-2 titers in wastewater are higher than expected from clinically confirmed cases. *MedRxiv And Biorxiv*, p. 1-14.

WURTZER, S. et al. 2020. Evaluation of lockdown impact on SARS-CoV-2 dynamics through viral genome quantification in Paris wastewaters. *Medrxiv*. DOI: <https://doi.org/10.1101/2020.04.12.20062679>.

WYER, M.D.; WYN-JONES, A.P.; KAY, D.; AU-YEUNG, H.-K.C.; GIRONÉS, R.; LÓPEZ-PILA, J.; DE RODA HUSMAN, A.M.; RUTJES, S.; SCHNEIDER, O. Relationships between human adenoviruses and faecal indicator organisms in European recreational waters. *Water Res*; 46, 4130–4141.

WYN-JONES AP, SELLWOOD J. 2001. A review: Enteric viruses in aquatic environment. *J Appl Microbiol* 91: 945-962

WYN-JONES, A., P.; CARDUCCI, A.; COOK, N.; D'AGOSTINO, M.; DIVIZIA, M.; FLEISCHER, J.; GANTZER, C.; GAWLER, A.; GIRONES, R.; HÖLLER, C.; DE RODA, H., A., M.; KAY, D.; KOZYRA, I.; LÓPEZ-PILA, J.; MUSCILLO, M.; NASCIMENTO, M., S.; PAPAGEORGIOU, G.; RUTJES, S.; SELLWOOD, J.; SZEWCZYK, R.; WYER,

M. 2011. Surveillance of adenoviruses and noroviruses in European recreational waters. *Water Res.*;45(3):1025-38. doi: 10.1016/j.watres.2010.10.015.

XAGORARAKI, I.; YIN, Z.; SVAMBAYEV, Z. Fate of viruses in water systems. *Journal of Environmental Engineering (United States)*, v. 140, n. 7, 2014

Y. JAMIL, M.R. AHMAD, K. ALI, A. HABEEB AND M. HASSAN. Use of solar energy for disinfection of polluted water, *Soil & Environ.* 28 (1): 13-16, 2009

YEO, C., KAUSHAL, S., YEO, D., 2020. Enteric involvement of coronaviruses: is faecal–oral transmission of SARS-CoV-2 possible? *Lancet Gastroenterol. Hepatol.* 5, 335–337. [https://doi.org/10.1016/S2468-1253\(20\)30048-0](https://doi.org/10.1016/S2468-1253(20)30048-0).

ZHANG K, FARAHBAKHS K. Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: implications to water reuse. *Water Res* 2007.

ZHU, H., WANG, L., FANG, C., PENG, S., ZHANG, L., CHANG, G., XIA, S., & ZHOU, W. 2020. Clinical analysis of 10 neonates born to mothers with 2019-nCoV pneumonia. *Translational Pediatrics*, 9(1), 51–60. <https://doi.org/10.21037/tp.2020.02.06>.