

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA**

DANILO GABRIEL DOS SANTOS MATOS

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-
TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO VISANDO REÚSO**

**PONTA GROSSA
2026**

DANILO GABRIEL DOS SANTOS MATOS

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-
TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO VISANDO REÚSO**

Tese apresentada como requisito parcial para a
obtenção do título de Doutor em Química no
Programa de Pós-Graduação em Química da
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos
Coorientador: Prof. Dr. Cleber Pinto da Silva

**PONTA GROSSA
2026**

M433 Matos, Danilo Gabriel dos Santos
Desinfecção de efluente de reator anaeróbio com pós-tratamento por
filtração visando reúso / Danilo Gabriel dos Santos Matos. Ponta Grossa, 2026.
243 f.

Tese (Doutorado em Química - Área de Concentração: Química),
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos.

Coorientador: Prof. Dr. Cleber Pinto da Silva.

1. Efluentes - Tratamento. 2. Reuso de água. 3. Filtração - Métodos. 4.
Reatores anaeróbios (UASB). 5. Sustentabilidade ambiental. I. Campos, Sandro
Xavier de. II. Silva, Cleber Pinto da. III. Universidade Estadual de Ponta Grossa.
Química. IV.T.

CDD: 628.35

TERMO DE APROVAÇÃO

DANILO GABRIEL DOS SANTOS MATOS

“DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO VISANDO REÚSO”

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do título de Doutor no Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

Orientador

Documento assinado digitalmente
 **SANDRO XAVIER DE CAMPOS**
Data: 31/03/2026 15:23:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>
Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos
UEPG/PR

Documento assinado digitalmente
 **GRASIELE SOARES CAVALLINI**
Data: 20/03/2026 15:19:07-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>
Prof.^a Dra. Grasielle Soares Cavallini
UFT/TO

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS MAGNO DE SOUSA VIDAL**
Data: 20/03/2026 19:43:09-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>
Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal
UNICENTRO/PR

Documento assinado digitalmente
 **ELAINE REGINA LOPES TIBURTIUS**
Data: 28/03/2026 09:53:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>
Prof.^a Dra. Elaine Regina Lopes Tiburtius
UEPG/PR

Documento assinado digitalmente
 **PATRICIA LOS WEINERT**
Data: 24/03/2026 12:03:38-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>
Prof.^a Dra. Patrícia Los Weinert
UEPG/PR

Ponta Grossa, 20 de março de 2026

Assim como dediquei minha dissertação de mestrado, dedico esta tese aos meus pais, que sempre me apoiaram em todas as minhas escolhas, mesmo que isso lhes exigisse sacrifícios pessoais. Amo-vos de todo o meu coração, esta conquista também é de vocês!

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, que, além do suporte espiritual, me concedeu força física e colocou em meu caminho desafios que superei, lágrimas que sequei, noites sem dormir e pessoas que me ampararam. No final de tudo, me mostrou que persistir é infinitamente melhor que desistir, transformando cada palavra de sofrimento em grito de vitória.

Em segundo lugar, dedico esta tese aos meus pais, João Maria Almeida Matos e Dirvete dos Santos Matos, sem os quais nada disso seria possível. Pai, o senhor sempre me inspira com sua sabedoria infinita e seu carinho paternal incondicional. Mãe, a senhora é e sempre será meu refúgio em meio às tempestades. Espero poder retribuir ao menos uma parte do bem que sempre me proporcionam. Nunca deixei de vos amar nem por um dia, e, enquanto escrevo estas palavras, penso em vocês como a alavanca que me impulsionou em toda esta trajetória.

Dedico também ao meu marido, Alex Marcos da Silva, com quem tenho trilhado um caminho de superação e conquistas. Obrigado por cada vez que cedeu um espaço do seu dia para cuidar de mim enquanto eu me dedicava à pesquisa e à escrita. Tenho um lugar em meu coração inteiramente reservado a você.

Agradeço a meus demais familiares, que sempre me apoiaram com palavras positivas e momentos que me tiraram do limbo momentâneo. Outra parte do meu coração é de vocês.

Jamais poderia esquecer do meu orientador, Sandro Xavier de Campos, por quem sempre tive admiração durante toda minha carreira. Professor, obrigado por não desistir de mim, mesmo quando eu já não me acreditava mais. Tudo isso está valendo a pena, e espero continuar a lhe dar orgulho. Espero que, no futuro, possamos ser colegas de profissão e desenvolver muitos projetos juntos. Um forte abraço!

Agradeço também aos meus colegas do grupo de Química Analítica Ambiental, Sanitária e Educação Ambiental (QAASEA), pelos momentos compartilhados com muito café e química, em especial Angela Góes da Costa e Cleber Pinto da Silva.

Meu agradecimento se estende aos colegas do outro lado do oceano, com quem tive o prazer de dividir quatro meses desta experiência de doutorado. Manuel Soto, meu orientador durante o período de SWE, Marta Sánchez, Raul Robles-Iglesias e Carla Fernández Blanco colegas de laboratório. Obrigado por compartilharem suas pesquisas, conversas e lugares preferidos comigo; vocês me fizeram sentir em casa, mesmo a mais de 7.000 km de distância.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho. Ao Laboratório Multiusuários (LABMU – UEPG) pelas análises fornecidas. À professora doutora Elaine Regina Lopes Tiburtios, por ceder o espaço de seu laboratório sempre que necessário. Aos pesquisadores Francielli Casanova Monteiro, Ivy de Souza Palmeira, Wellington Santos

Guedes e Renato da Silva Carreira do Laboratório de Estudos Marinhos e Ambientais (LABMAM – PUC-Rio) pelo auxílio nas análises cromatográficas. À professora Rosimeire Nunes de Oliveira, do Laboratório de Biologia Geral (DEBIO – UEPG), pelas análises parasitológicas. À SANEPAR, pelo espaço cedido para realização da pesquisa. À Fundação Araucária e ao CNPq pelas bolsas de estudo. À Universidade Estadual de Ponta Grossa, por me acolher desde 2012, quando iniciei a graduação, até hoje.

Dedico também a todos que, de alguma forma, fizeram parte da minha trajetória até aqui.

A todos vocês...

MUITO OBRIGADO!

"Não é o mais forte que sobrevive, nem o mais inteligente, mas o que melhor se adapta às mudanças."

Charles Darwin, em *A Origem das Espécies*

RESUMO

Como estratégia de auxílio na redução da escassez hídrica, tecnologias como dupla e tripla filtração (DF e TF) em areia, carvão e zeólita têm sido aplicadas no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, para produção de águas de reúso de alta qualidade e baixo custo. Contudo, a presença de patógenos e a formação de subprodutos de desinfecção (SPDs), após a filtração, ainda representam desafios relevantes. Diante disso, este estudo buscou aprimorar a etapa de coagulação para estabelecer condições ótimas em três carreiras de filtração em uma unidade piloto de tripla filtração, definindo as melhores combinações de coagulação e filtração para posterior desinfecção do efluente. A aplicação de cloro (Cl), ácido peracético (APA), persulfato de sódio (PS) e ozônio (O₃), isolados ou combinados com radiação UV, foi avaliada quanto à remoção microbiana, formação de Subprodutos de desinfecção (SPDs), toxicidade e custo, visando à viabilidade do efluente final para reúso conforme regulamentações internacionais, nacionais e estaduais. Os resultados demonstraram que o UASB promoveu a estabilização do efluente, com redução média de 83% da turbidez e pH ~7,0. A coagulação otimizada (100 mg L⁻¹ de FeCl₃) associada à filtração alcançou remoções de até 99% de turbidez, valores inferiores a 1 UNT no efluente final e remoções superiores a 90% de DQO, DBO, nitrogênio e LAS. A dosagem de 100 mg L⁻¹ de FeCl₃ apresentou o melhor equilíbrio entre eficiência, produção efetiva de água tratada e custo específico. O sistema UASB, coagulação (100 mg L⁻¹ de FeCl₃) e tripla filtração promoveu reduções microbiológicas de até 2,95 log, além da eliminação completa de ovos de helmintos. As desinfecções com cloro, ozônio e ácido peracético atingiram remoção completa (<LD) de *Escherichia coli* e coliformes totais, enquanto o persulfato apresentou desempenho inferior. A associação com UV reduziu em 50–70% as concentrações necessárias de desinfetante para atingir eliminação completa desses indicadores. Para microrganismos mais resistentes, os sistemas combinados com UV apresentaram desempenho superior, com remoções completas de *Clostridium perfringens* e enterococos em concentrações de 1,0 a 1,5 mg L⁻¹. Quanto aos SPDs, apenas o triclorometano (TCM) foi detectado, com maiores concentrações associadas ao cloro (~11 µg L⁻¹), enquanto a adição do UV reduziu >98% da formação de TCM. Os ensaios fitotóxicos dos efluentes desinfetados, apresentaram baixo efeito tóxico com IG > 58% e ICR >0,5. Os custos dos tratamentos variaram entre 1,62 e 2,43 R\$/m³. Os menores valores foram observados para TF/PS e TF/UV/PS, enquanto os maiores corresponderam a TF/O₃ e TF/UV/O₃. Por fim, os tratamentos TF/Cl, TF/APA, TF/O₃ e suas combinações com UV atenderam às principais normas de reúso agrícola, urbano e industrial em diferentes continentes.

Palavras-Chave: Reúso de efluente; dupla e tripla filtração; desinfecção; custo-benefício; sustentabilidade.

ABSTRACT

As a strategy to help mitigate water scarcity, technologies such as double and triple filtration (DF and TF) using sand, activated carbon, and zeolite have been applied in the post-treatment of effluents from UASB reactors to produce high-quality, low-cost reclaimed water. However, the presence of pathogens and the formation of disinfection by-products (DBPs) after filtration still represent significant challenges. In this context, the present study aimed to optimize the coagulation stage to establish optimal conditions across three filtration runs in a pilot-scale triple filtration unit, defining the best coagulation and filtration combinations for subsequent effluent disinfection. The application of chlorine (Cl), peracetic acid (PAA), sodium persulfate (PS), and ozone (O₃), either alone or combined with UV radiation, was evaluated in terms of microbial removal, disinfection by-product (DBP) formation, toxicity, and cost, aiming to assess the feasibility of the final effluent for reuse according to international, national, and state regulations. The results demonstrated that the UASB reactor promoted effluent stabilization, with an average turbidity reduction of 83% and pH around 7.0. Optimized coagulation (100 mg L⁻¹ FeCl₃) associated with filtration achieved turbidity removals of up to 99%, final effluent values below 1 NTU, and removals greater than 90% for COD, BOD, nitrogen, and LAS. The dosage of 100 mg L⁻¹ FeCl₃ provided the best balance between efficiency, effective treated water production, and specific cost. The UASB system combined with coagulation (100 mg L⁻¹ FeCl₃) and triple filtration promoted microbiological reductions of up to 2.95 log, in addition to complete removal of helminth eggs. Disinfection with chlorine, ozone, and peracetic acid achieved complete removal (<LOD) of *Escherichia coli* and total coliforms, whereas persulfate showed lower performance. Association with UV reduced by 50–70% the disinfectant concentrations required to achieve complete elimination of these indicators. For more resistant microorganisms, UV-combined systems showed superior performance, with complete removal of *Clostridium perfringens* and enterococci at concentrations of 1.0 to 1.5 mg L⁻¹. Regarding DBPs, only trichloromethane (TCM) was detected, with the highest concentrations associated with chlorine (~11 µg L⁻¹), while UV addition reduced TCM formation by more than 98%. Phytotoxicity assays of disinfected effluents showed low toxic effects, with GI > 58% and RGI > 0.5. Treatment costs ranged from R\$ 1.62 to R\$ 2.43 m⁻³. The lowest costs were observed for TF/PS and TF/UV/PS, while the highest corresponded to TF/O₃ and TF/UV/O₃. Finally, the TF/Cl, TF/PAA, TF/O₃ treatments and their UV-combined systems complied with the main agricultural, urban, and industrial water reuse standards across different continents.

Keywords: Effluent reuse; double and triple filtration; disinfection; cost–benefit; sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição percentual do consumo de água entre diferentes setores no Brasil no ano de 2022.....	20
Figura 2 - Esquema de funcionamento do reator UASB e etapas da digestão anaeróbia.	30
Figura 3 - Sistema geral de pós-tratamento por lagoas.	32
Figura 4 - Sistema geral de pós-tratamento por Biofiltro percolador (a) e Biofiltro aerado submerso (b).	33
Figura 5 - Sistema geral de pós-tratamento por CW de escoamento superficial lento (a) e escoamento superficial rápido (b).....	35
Figura 6 - Sistema geral de pós-tratamento por filtração lenta em areia.....	37
Figura 7 - Sistema geral de pós-tratamento por filtração direta.	40
Figura 8 - Sistema geral de pós-tratamento por dupla filtração (DF).	42
Figura 9 - Sistema geral pós-tratamento por tripla filtração (TF).	44
Figura 10 - Estação de Tratamento de Esgoto Gertrudez.....	77
Figura 11 - Operações unitárias da ETE Gertrudez – Ponta Grossa/PR.	78
Figura 12 - A: Fluxograma do sistema de coagulação, dupla e tripla filtração, B: foto da instalação piloto de dupla e tripla filtração.....	80
Figura 13 - Expansão do leito de areia realizada na etapa de retrolavagem.....	81
Figura 14 - Variação da concentração de O_3 em função do tempo de contato.....	91
Figura 15 - Etapas de execução do método de determinação de ovos de helmintos.....	93
Figura 16 – Reator utilizado nos experimentos com UV.	95
Figura 17 - Diagrama de coagulação para $FeCl_3$ aplicado ao efluente de reator UASB.....	101
Figura 18 - Ensaio de <i>Jar Test</i> realizado no efluente proveniente do reator UASB.	102
Figura 19 - Turbidez residual ao longo do tempo em cada etapa de filtração (DF, TF) para diferentes concentrações de $FeCl_3$ (60, 100 e 140 mg L ⁻¹).....	104
Figura 20 - Parâmetros avaliados nos efluentes das etapas de Dupla Filtração (DF) e Tripla Filtração (TF).....	111
Figura 21 - Espectro de infravermelho dos meios filtrantes após aplicação de diferentes carreiras utilizando concentrações de 60, 100 e 140 mg L ⁻¹ $FeCl_3$ como coagulante.	116
Figura 22 - Micrografias obtidas por MEV-FEG dos meios filtrantes após aplicação de diferentes carreiras utilizando concentrações de 60, 100 e 140 mg L ⁻¹ $FeCl_3$ como coagulante.	118
Figura 23 - Formação de SPDs para os diferentes desinfetantes.....	138

Figura 24 - Efeito fitotóxico em *Lactuca sativa* após desinfecção utilizando diferentes métodos.

..... 143

Figura 25 - Custo específico (R\$) por m³ de efluente tratado após a etapa de desinfecção.. 145

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros adotados para classificação do reúso de água por diferentes diretrizes.	21
Tabela 2 – Principais fontes de UV utilizadas em estudos de desinfecção.	58
Tabela 3 - Nomenclatura e detalhamento das amostras coletadas em cada carreira de filtração.	83
Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos adotados para caracterização do efluente na aplicação das carreiras de filtração com 60, 100 e 140 mg L ⁻¹ de FeCl ₃	84
Tabela 5 – Detalhamento dos métodos de membrana filtrante utilizados para determinação dos parâmetros microbiológicos.	92
Tabela 6 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos adotados para caracterização do efluente após UASB, coagulação, TF e desinfecção.	94
Tabela 7 - Resultados obtidos pelo acompanhamento dos parâmetros físico-químicos do efluente no período de uma semana, subdivididos em dois períodos.....	99
Tabela 8 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 60 mg L ⁻¹ de FeCl ₃ . Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (3,5 horas de filtração) e fim (7,5 horas de filtração) da carreira.	106
Tabela 9 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 100 mg.L ⁻¹ de FeCl ₃ . Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (6,5 horas de filtração) e fim (13 horas de filtração) da carreira.	108
Tabela 10 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 140 mg.L ⁻¹ de FeCl ₃ . Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (7,5 horas de filtração) e fim (15 horas de filtração) da carreira.	109
Tabela 11 - Número de iodo (NI) para o carvão ativado e capacidade de troca catiônica (CTC) para a clinoptilolita	119
Tabela 12 - Produção efetiva, consumo de água e custo operacional para as três carreiras de filtração (DF e TF).....	121
Tabela 13 - Resultados físico-químicos e microbiológicos do efluente de reator UASB, coagulação e pós tratamento por TF.....	123
Tabela 14 – Qualidade do efluente após TF/Cl, TF/APA, TF/O ₃ e TF/PS.	126
Tabela 15 - Qualidade do efluente após TF/UV/Cl, TF/UV/APA, TF/UV/O ₃ e TF/UV/PS	130
Tabela 16 - Remoção de diferentes microrganismos obtidos nas condições ótimas de cada método de desinfecção.....	134

Tabela 17 - Classificação de reúso dos efluentes obtidos com diferentes desinfetantes.	146
--	-----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO	19
2.1	ÁGUA: RECURSO ESSENCIAL E DESAFIOS CONTEMPORÂNEOS	19
2.2	REÚSO DE EFLEUNTE COMO ESTRATÉGIA DE REDUÇÃO DE CONSUMO	20
2.3	LEGISLAÇÕES E PRÁTICAS DE REÚSO	21
2.4	OBTENÇÃO DE ÁGUAS DE REÚSO	25
2.5	TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS PARA PRODUÇÃO DE ÁGUA DE REÚSO	27
2.6	TECNOLOGIAS DE PÓS-TRATAMENTO EM EFLUENTES DE REATORES UASB PARA OBTENÇÃO DE ÁGUAS DE REÚSO.....	31
2.6.1	Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB por Sistema de Lagoas	31
2.6.2	Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB por Sistemas de Biofiltro	33
2.6.3	Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB por Sistema de <i>Wetlands</i> Contruidos (CW)	34
2.6.4	Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB por Sistema de Filtração	36
2.6.4.1	Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de filtração lenta	36
2.6.4.2	Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de filtração rápida..	38
2.6.4.2.1	<i>A coagulação no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de filtração rápida</i>	<i>38</i>
2.6.4.2.2	<i>Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de filtração direta .</i>	<i>40</i>
2.6.4.2.3	<i>Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de dupla filtração (DF)</i>	<i>41</i>
2.6.4.2.4	<i>Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de tripla filtração (TF)</i>	<i>44</i>
2.7	DESINFECÇÃO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS NA OBTENÇÃO DE ÁGUAS DE REÚSO	46
2.7.1	Desinfecção de Efluentes Domésticos por Cloro (Cl) na Obtenção de Águas de Reúso	47
2.7.2	Desinfecção de Efluentes Domésticos por Ácido Peracético (APA) na Obtenção de Águas de Reúso	50
2.7.3	Desinfecção de Efluentes Domésticos por Ozônio (O ₃) na Obtenção de Águas de Reúso	53
2.7.4	Desinfecção de Efluentes Domésticos por Persulfato (PS) na Obtenção de Águas de Reúso.....	55

2.7.5	Desinfecção de Efluentes Domésticos por Radiação Ultravioleta (UV) na Obtenção de Águas de Reúso.....	57
2.7.6	Desinfecção de Efluentes Domésticos por Radiação Ultravioleta (UV) Associada a Desinfetantes (UV/Desinfetantes) na Obtenção de Águas de Reúso.....	60
2.7.7	Comparação dos Processos de Desinfecção Com e Sem UV em Efluentes e Suas Implicações na Filtração Rápida.....	67
2.8	FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS DE DESINFECÇÃO (SPDs) EM EFLUENTES DESTINADOS AO REÚSO.....	68
2.8.1	Desinfecção de Efluentes e Formação de Subprodutos de Desinfecção (SPDs)...	69
2.9	ENSAIOS DE TOXICIDADE APLICADOS EM EFLUENTES APÓS DESINFECÇÃO.....	73
2.9.1	Fitotoxicidade como Ferramenta para Avaliação da Toxicidade após a Desinfecção de Efluentes para Reúso.....	74
3	OBJETIVOS	76
3.1	OBJETIVO GERAL.....	76
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	76
4	METODOLOGIA.....	77
4.1	LOCAL DE COLETA DO EFLUENTE.....	77
4.2	ACOMPANHAMENTO DA QUALIDADE DO EFLUENTE DO REATOR UASB.....	78
4.3	ENSAIO DE <i>Jar test</i> PARA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO DO EFLUENTE	79
4.4	SISTEMA DE PÓS-TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO RÁPIDA	80
4.5	ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS FILTROS E PRODUÇÃO EFETIVA DE ÁGUA FILTRADA.....	82
4.5.1	Carreiras de Filtração.....	82
4.5.2	Cálculo da Produção Efetiva de Água Tratada e Custo do Tratamento	84
4.5.3	Análise dos Meios Filtrantes	86
4.5.3.1	Análise de microscopia eletrônica de varredura com emissão de campo.....	86
4.5.3.2	Análise de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier.....	87
4.5.3.3	Análise do número de iodo no carvão ativado.....	87
4.5.3.4	Análise da capacidade de troca catiônica na clinoptilolita	89
4.6	AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS APÓS TRATAMENTO POR UASB, COAGULAÇÃO, TRIPLA FILTRAÇÃO E DESINFECÇÃO.....	90
4.7	AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE SPDs APÓS DESINFECÇÃO DO EFLUENTE PROVENIENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-TRATAMENTO POR TF	96

4.8	ESTUDO DE TOXICIDADE DO EFLUENTE APÓS DESINFECTADO	97
4.9	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	98
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	99
5.1	ACOMPANHAMENTO DA QUALIDADE DO EFLUENTE DO REATOR UASB.....	99
5.2	ENSAIO DE <i>JAR TEST</i> PARA DETERMINAÇÃO DS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO DO EFLUENTE	101
5.3	ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS FILTROS E PRODUÇÃO EFETIVA DE ÁGUA FILTRADA	103
5.3.1	Análise dos Meios Filtrantes	116
5.3.2	Produção Efetiva de Água Tratada e Custo do Tratamento	120
5.4	AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS AO LONGO DO TRATAMENTO (UASB), PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO, TF E DESINFECÇÃO.....	123
5.4.1	Remoção de <i>C. perfringens</i> , Enterococos, Bactérias Heterotróficas e <i>P. aeruginosa</i> Utilizando as Concentrações Ótimas Determinadas Para Cada Método de Desinfecção.....	133
5.5	AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE SPDs APÓS DESINFECÇÃO DO EFLUENTE PROVENIENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-TRATAMENTO POR TF	137
5.6	AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE DO EFLUENTE APÓS DESINFECÇÃO	142
5.7	AVALIAÇÃO DO CUSTO FINAL DO EFLUENTE APÓS OTIMIZAÇÃO DA ETAPA DE DESINFECÇÃO.....	144
5.8	COMPARAÇÃO DA QUALIDADE DO EFLUENTE GERADO PARA CADA DESINFECTANTE, COM AS DIRETRIZES GLOBAIS DE REÚSO DE ÁGUA	146
6	CONCLUSÕES.....	150
7.	PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS	152
	REFERÊNCIAS	153
	APÊNDICE A - AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE SPDs APÓS DESINFECÇÃO DO EFLUENTE PROVENIENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-TRATAMENTO POR TF.....	182
	APÊNDICE B – MONITORAMENTO SEMANAL DE PH, TEMPERATURA, CONDUTIVIDADE E TURBIDEZ DO EFLUENTE BRUTO E PÓS-UASB	226
	APÊNDICE C – ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS FILTROS E PRODUÇÃO EFETIVA DE ÁGUA FILTRADA	232
	APÊNDICE D – ESTUDO DE DESINFECÇÃO DO EFLUENTE PÓS TRATADO POR SISTEMA DE FILTRAÇÃO	236

APÊNDICE E – EXTRAÇÃO E DETERMINAÇÃO DE SUPBPRODUTOS DE DESINFECÇÃO	241
APÊNDICE F - ESTUDO DE TOXICIDADE DO EFLUENTE APÓS DESINFECTADO	242
APÊNDICE G – EFLUENTE PROVENIENTE DO REATOR UASB E APÓS TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO + TF	243

1 INTRODUÇÃO

A escassez hídrica está entre os principais desafios globais contemporâneos, afetando tanto regiões de clima tropical quanto áreas caracterizadas por menores índices pluviométricos e longos períodos de estiagem. O crescimento populacional, a intensificação das atividades agrícolas e industriais, a urbanização acelerada e os efeitos das mudanças climáticas têm ampliado a pressão sobre os recursos hídricos naturais, tornando cada vez mais evidente a limitação da disponibilidade de água doce de qualidade. Nesse contexto, a gestão sustentável da água deixa de ser apenas uma alternativa desejável e passa a representar uma necessidade estratégica para a manutenção dos ecossistemas, da produção de alimentos e do desenvolvimento socioeconômico.

Diante desse cenário, o reúso de água proveniente do tratamento de águas residuárias surge como uma resposta técnica e ambientalmente estratégica para amenizar os impactos da escassez hídrica. A prática do reúso permite ampliar a dissipabilidade de recursos hídricos sem a necessidade de novas captações, reduz a descarga de efluentes em corpos receptores, promove a economia circular ao transformar resíduos em recursos e contribui para a segurança hídrica em diferentes setores. A água de reúso pode ser aplicada em atividades agrícolas, industriais e urbanas não potáveis, além de usos ambientais, desempenhando papel fundamental na adaptação às mudanças climáticas e no aumento da capacidade de sistemas produtivos e urbanos.

Entretanto, a viabilização do reúso depende diretamente da eficiência e confiabilidade dos sistemas de tratamento empregados. No Brasil e em diversos países, os reatores anaeróbios de manta de lodo ascendente (UASB) são utilizados no tratamento de esgotos sanitários, especialmente devido à sua simplicidade operacional, menor consumo energético e reduzida geração de lodo. Apesar dessas vantagens, o efluente gerado por reatores UASB apresenta limitações para fins de reúso, uma vez que promove a remoção da matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes e microrganismos patogênicos, o pós-tratamento é indispensável para o atendimento a padrões de qualidade de descarte e reúso.

Nesse contexto, os sistemas de pós-tratamento por filtração rápida, como a coagulação seguida de dupla filtração (DF) e a tripla filtração (TF), têm se mostrado alternativas promissoras para a melhoria da qualidade físico-química e microbiológica do efluente proveniente de reatores UASB. Esses sistemas promovem remoções de turbidez, sólidos, nutrientes e matéria orgânica, resultando em efluentes com características físico-químicas compatíveis com diferentes modalidades de reúso. No entanto, a presença residual de

microrganismos ainda constitui um fator limitante, mesmo após as etapas de filtração, para obtenção de águas de reúso, tornando necessária a aplicação de processos adicionais de desinfecção.

Embora diferentes desinfetantes possam ser aplicados a efluentes anaeróbios pós-tratados por filtração rápida como DF e TF, ainda existem lacunas no conhecimento sobre as condições operacionais ideais, especialmente quanto às concentrações e tempos de contato que garantam alta inativação microbiana sem comprometer a qualidade final do efluente. Além disso, permanecem pouco explorados os efeitos associados à formação de subprodutos da desinfecção (SPDs), os potenciais impactos tóxicos residuais sobre organismos agrícolas e ambientais, bem como a viabilidade econômica dos diferentes processos e de suas combinações. A ausência de estudos integrados que avaliem simultaneamente eficiência, segurança ambiental e custos limita a aplicação desses sistemas de pós-tratamento como alternativas seguras e aplicáveis para a produção de águas de reúso.

Diante disso, o presente estudo tem como objetivo avaliar o desempenho de processos de desinfecção convencionais e baseados em Processos Oxidativos Avançados (POAs), empregando cloro (Cl), ácido peracético (APA), ozônio (O₃) e persulfato (PS), bem como suas associações com radiação ultravioleta (UV/desinfetante), aplicados em diferentes concentrações a efluente proveniente de reator UASB submetido a pós-tratamento por TF. O estudo contempla a eficiência de remoção microbiológica, a formação de SPDs, os efeitos tóxicos residuais e a estimativa de custos operacionais, visando identificar as melhores condições para a produção de águas de reúso. Ao final, busca-se classificar os efluentes obtidos com base nas principais regulamentações de reúso, internacionais, nacionais e estaduais, contribuindo para o avanço técnico e científico na consolidação de sistemas de tratamento eficientes, seguros e economicamente viáveis.

2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

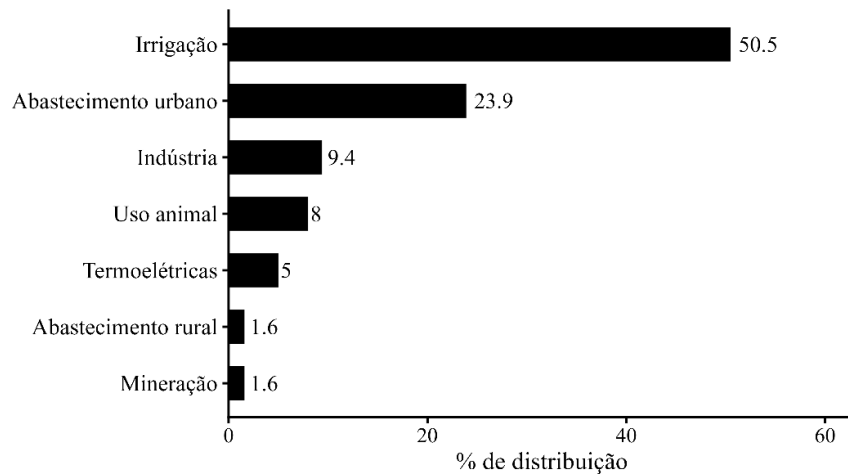
2.1 ÁGUA: RECURSO ESSENCIAL E DESAFIOS CONTEMPORÂNEOS

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU), a água é um bem natural necessário para o desempenho das atividades humanas, entretanto, sua quantidade é finita, havendo desequilíbrio entre sua disponibilidade e qualidade em diferentes países. Estima-se que existam cerca de 1,386 bilhões de km³ de água no planeta, onde 2,5% representa a quantidade de água doce. Desse total, 0,25%, está disponível para consumo humano e desempenho de suas atividades. A importância desse recurso o coloca no centro dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), previstos na Agenda 2030, uma vez que o acesso à água em quantidade e qualidade adequadas é fundamental para a promoção da saúde pública, do desenvolvimento socioeconômico e da sustentabilidade ambiental (IPEA, 2026).

Apesar de sua importância estratégica, a distribuição e a captação de água em escala global não ocorrem de forma uniforme. Em regiões como a África, observa-se menor disponibilidade hídrica, com estimativas indicando que entre 40 e 50% da população não possui acesso à água potável, enquanto países como Brasil, Rússia, China e Canadá concentram as maiores reservas de água doce do mundo (Pikaar et al., 2022).

No contexto brasileiro, o país detém aproximadamente 12% de toda a água superficial do planeta. Entretanto, estima-se que o consumo desse recurso atinja cerca de 2.600 m³ s⁻¹ até 2030, representando um aumento de aproximadamente 2000% ao longo de um período de 100 anos, o que pode resultar em desequilíbrios na logística de oferta e demanda em diversos setores (Brasil, 2022). No Brasil, esse consumo distribui-se entre diferentes setores, conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Distribuição percentual do consumo de água entre diferentes setores no Brasil no ano de 2022.



Fonte: Adaptado de Brasil (2022).

Dados da Agência Nacional de Águas (ANA) indicam que o setor agrícola é o maior consumidor de água potável, seguido pelos setores urbano e industrial, tanto no Brasil quanto em escala global (Wu *et al.*, 2023a). Essas atividades consomem aproximadamente 93 trilhões de litros de água por ano no país, provenientes de fontes superficiais e subterrâneas (Brasil, 2022). Essa elevada demanda hídrica está diretamente associada ao crescimento populacional e à intensificação das atividades produtivas, resultando em um quadro crescente de estresse hídrico e na indisponibilidade de água potável em diversas regiões (Davis *et al.*, 2017).

Nesse contexto, o reúso de efluentes tratados surge como uma estratégia para reduzir o estresse hídrico, ao possibilitar o fornecimento de água com qualidade adequada para diferentes aplicações nos setores agrícola, urbano, industrial e ambiental, promovendo a segurança hídrica, o desenvolvimento socioeconômico e a proteção da saúde pública (Telles; Costa, 2010).

2.2 REÚSO DE EFLEUNTE COMO ESTRATÉGIA DE REDUÇÃO DE CONSUMO

Segundo Florides *et al.*, (2024), a utilização de efluentes tratados para produção de águas de reúso constitui uma alternativa viável para complementar fontes convencionais, contribuindo para uma gestão hídrica mais sustentável em diferentes setores.

A combinação do reúso de água de chuva com o reúso de água cinza tratada pode reduzir em até 48% a demanda por água potável em edificações (López Zavala; Vega; Miranda, 2016). De forma complementar, um estudo econômico conduzido em um distrito urbano do norte da Califórnia demonstrou que a utilização de efluente tratado para irrigação de parques públicos reduziu o consumo de água potável em aproximadamente 81,7% (Maier *et al.*, 2022). No Sul do Brasil, simulações em escala piloto indicam que a adoção combinada de medidas de reúso

de água cinza, pode proporcionar uma redução no consumo de água potável de até 50,5% em diferentes setores urbanos (Cureau; Ghisi, 2019).

Esses estudos evidenciam o elevado potencial do reúso de água como estratégia efetiva para a conservação dos recursos hídricos, especialmente em contextos urbanos e regiões submetidas a estresse hídrico, ao promover a redução da extração de água doce, a diminuição do consumo de água potável e o fortalecimento da segurança hídrica (Abbaszadegan *et al.*, 2025). Nesse sentido, as diferentes classificações de reúso deixam de ser apenas uma alternativa emergencial e passam a se consolidar como um componente estruturante da gestão hídrica moderna, integrando ações de minimização da escassez e de eficiência nas diferentes aplicações de uso da água, com potencial para subsidiar tanto políticas públicas quanto iniciativas privadas alinhadas aos ODS.

2.3 LEGISLAÇÕES E PRÁTICAS DE REÚSO

Globalmente, estima-se que aproximadamente 11% do volume total de águas residuárias geradas seja reutilizado após tratamento, correspondendo a cerca de $40,7 \times 10^9 \text{ m}^3$ por ano e representando aproximadamente 22% do volume total de efluentes tratados disponíveis (Burcea, 2025). A água reutilizada é destinada a diferentes aplicações, conforme as demandas regionais e os requisitos de qualidade estabelecidos para cada finalidade (Jones *et al.*, 2021). A Tabela 1 apresenta os principais documentos normativos relacionados ao reúso de água, bem como os parâmetros de qualidade e as classificações adotadas em diferentes continentes.

Tabela 1 - Parâmetros adotados para classificação do reúso de água por diferentes diretrizes. (continua)

Europa - EU
Culturas consumidas cruas com contato direto com o solo [pH (6-8), Turbidez ($\leq 5 \text{ UNT}$), <i>Escherichia coli</i> ($\leq 1 \text{ log}$), <i>Clostridium perfringens</i> ($\leq 4 \text{ log}$ redução) e Ovos de helmintos ($\leq 1 \text{ ovos L}^{-1}$)]
Culturas consumidas cruas sem contato direto/para processamento [pH (6-8), <i>Escherichia coli</i> ($\leq 2 \text{ log}$) e Ovos de helmintos ($\leq 1 \text{ ovos L}^{-1}$)]
Culturas cruas de baixo risco destinadas ao processamento [pH (6-8), <i>Escherichia coli</i> ($\leq 3 \text{ log}$) e Ovos de helmintos ($\leq 1 \text{ ovos L}^{-1}$)]
Culturas para fins industriais/energéticos/sementes e culturas destinadas ao processamento [pH (6-8), <i>Escherichia coli</i> ($\leq 4 \text{ log}$) e Ovos de helmintos ($\leq 1 \text{ ovos L}^{-1}$)]
Culturas consumidas cruas sem contato direto e culturas de baixo risco destinadas ao processamento; Culturas para fins industriais/energéticos/sementes [pH (6-8)]
América do Norte (USEPA)
Urbano; Reservatórios / armazenamento [pH (6-9), DBO ($\leq 10 \text{ mg L}^{-1}$), Turbidez ($\leq 2 \text{ UNT}$), CT ($\leq 2,3 \text{ log}$) e <i>Escherichia coli</i> (ND)]
Agrícola [pH (6-9), DBO ($\leq 10 \text{ mg L}^{-1}$), turbidez ($< 2 \text{ UNT}$), SST ($\leq 30 \text{ mg L}^{-1}$) e <i>Escherichia coli</i> (ND)]
Industrial [pH (6-9), DBO $\leq 30 \text{ mg L}^{-1}$, SST $\leq 30 \text{ mg L}^{-1}$ e CT ($\leq 2,3 \text{ log}$)]
Potável indireto [Turbidez ($\leq 2 \text{ UNT}$), CT (ND) e TCM ($\leq 80 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$)]
Ásia - GB/T18920-2002 e GB/T 19923-2005

Tabela 2 - Parâmetros adotados para classificação do reúso de água por diferentes diretrizes. (conclusão)

Descarga de vasos sanitários; Lavagem de veículos [pH (6,0-9,0), Turbidez (≤ 5 UNT) e CT (≤ 3 log)]
Varrição L⁻¹avagem de ruas, combate a incêndio; Jardinagem municipal [pH (6,0-9,0), Turbidez (≤ 10 UNT) e CT (≤ 3 log)]
Construção civil [pH (6,0-9,0), Turbidez (≤ 20 UNT) e coliformes totais (≤ 3 log)]
Água de resfriamento de passagem única; Água de lavagem [pH (6,5-9,0) e CT (≤ 3 log)]
Água suplementar em sistema aberto de resfriamento em circulação; Água de alimentação de caldeira; Água para processos e produtos [pH (6,5-8,5), Turbidez (≤ 5 UNT), DQO (≤ 60 mg L ⁻¹) e CT (≤ 3 log)]
Oceania - NWQMS 2006, 2009
Águas pluviais [Turbidez (≤ 25 UNT) e <i>Escherichia coli</i> (≤ 1 log)]
África - SANS 241: 2015
Potável [Turbidez (≤ 1 UNT), <i>Escherichia coli</i> (ND), coliformes totais (ND), <i>Clostridium perfringens</i> (ND) e TCM (≤ 200 µg L ⁻¹)]
América do Sul - NBR 16.783/2019, CONAMA 503/2021, CER/PR N°122
NBR 16.783/2019- Alimentos consumidos crus e cuja parte comestível tenha contato com o solo [<i>Escherichia coli</i> (≤ 3 log)]
NBR 16.783/2019 - Outras culturas e pastagens [<i>Escherichia coli</i> (≤ 4 log)]
NBR 16.783/2019 - Usos em Edificações [pH (6,0-9,0), Turbidez (≤ 5 UNT), DQO (≤ 30 mg L ⁻¹) e <i>Escherichia coli</i> (ND)]
CER/PR N°122 - Classe A - Reúso Irrestrito Não Potável [pH (6,0 – 9,0), coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (2,3log); Ovos de helmintos (< 1 ovos L ⁻¹)]
CER/PR N°122 - Classe B - Reúso Restrito Não Potável [pH (6,0 – 9,0), coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (3,0log); Ovos de helmintos (< 1 ovos L ⁻¹)]

Fonte: O Autor

Nota: CT: Coliformes totais, NWQMS.: National Water Quality Management Strategy (Australiá, 2006, 2009); EU: Europe Union (EU, 2022); USEPA: United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2017); GB/T 18920-2002: Reuse of Urban Recycling Water – Water Quality Standard for Urban Miscellaneous Water Consumption (CHINA, 2014); GB/T 19923-2005: Water Reuse – Reclaimed Water Quality for Industrial Use (CHINA, 2014); CONAMA 503/2021: Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente que estabelece diretrizes e padrões de qualidade para reúso direto não potável (BRASIL, 2021); NBR 16.783/2019: Norma Brasileira ABNT NBR 16783:2019 – Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações (Brasil, 2019); CERH N°122: CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CERH/PR: RESOLUÇÃO CERH N°122, DE 19 DE JUNHO DE 2023, que estabelece diretrizes e critérios gerais para reúso de água no Estado do Paraná (PARANÁ, 2013); SANS 241:2015: South African National Standard 241:2015 – Drinking Water Specification (Swartz *et al.*, 2022). As classes de reúso que apresentam valores idênticos para os parâmetros de classificação foram agrupadas e separadas por ponto e vírgula (;).

A comparação entre diretrizes internacionais de reúso de água demonstra que os critérios de classificação e os limites de qualidade são estruturados principalmente em função do risco sanitário associado ao uso final e do nível de exposição humana. Embora exista convergência global quanto à necessidade de controle microbiológico e físico-químico, as regulamentações diferem na seleção de parâmetros, no rigor quantitativo dos limites e na lógica de organização normativa.

A regulamentação europeia estabelece uma abordagem baseada em risco epidemiológico direto, especialmente no reúso agrícola, classificando a água conforme o potencial de contato entre o efluente tratado, o solo e alimentos consumidos crus. Nessa estrutura, culturas com contato direto exigem pH entre 6 e 8, turbidez ≤ 5 UNT, redução de *Escherichia coli* de até 1 log e controle adicional de *Clostridium perfringens* (redução ≤ 4 log)

e ovos de helmintos ≤ 1 ovo L^{-1} , enquanto aplicações com menor exposição admitem gradativa flexibilização microbiológica até ≤ 4 log de *E. coli* (EU, 2022). Essa progressão quantitativa evidencia uma estratégia de proteção do consumidor baseada na redução do risco microbiológico ao longo da cadeia alimentar.

As diretrizes norte-americanas da USEPA adotam lógica distinta, centrada na confiabilidade operacional dos sistemas de tratamento. Para reúso urbano e agrícola, estabelecem pH entre 6 e 9, DBO ≤ 10 mg L^{-1} , turbidez < 2 UNT e ausência detectável de *E. coli*, além de sólidos suspensos totais ≤ 30 mg L^{-1} em aplicações agrícolas e industriais (USEPA, 2017). A inclusão simultânea de parâmetros microbiológicos e indicadores de desempenho do tratamento indica preocupação com a estabilidade do processo e com a eficiência da desinfecção, uma vez que baixa turbidez e reduzida carga orgânica estão diretamente associadas ao aumento da eficiência de inativação microbiológica. Para reúso potável indireto, os limites tornam-se mais restritivos, incluindo turbidez ≤ 2 UNT, ausência de coliformes totais e trihalometanos ≤ 80 $\mu g L^{-1}$, demonstrando controle adicional sobre subprodutos de desinfecção.

As normas chinesas (GB/T 18920-2002 e GB/T 19923-2005) apresentam abordagem funcional orientada à maximização do reaproveitamento hídrico em múltiplos setores urbanos e industriais. Os limites microbiológicos permanecem relativamente uniformes, com coliformes totais ≤ 3 log para diversas aplicações, enquanto os critérios físico-químicos variam conforme a finalidade. Usos urbanos como descarga sanitária e lavagem de veículos exigem turbidez ≤ 5 UNT, aplicações em limpeza urbana admitem até 10 UNT e atividades de construção civil até 20 UNT. Para processos industriais mais sensíveis, incluem-se requisitos adicionais como DQO ≤ 60 mg L^{-1} e pH entre 6,5 e 8,5, evidenciando ajuste da qualidade à demanda operacional específica (CHINA, 2014; Rodrigues, 2014). O padrão potável apresenta maior rigor, com turbidez ≤ 1 UNT, ausência de *E. coli*, coliformes totais e *Clostridium perfringens*, além de limite de trihalometanos ≤ 200 $\mu g L^{-1}$.

No Brasil, a NBR 16.783/2019 e a Resolução CER/PR nº 122 adotam estrutura regulatória mais simplificada, priorizando indicadores microbiológicos como principal critério de segurança. Para irrigação de alimentos consumidos crus com contato com o solo, estabelece-se *E. coli* ≤ 3 log, enquanto outras culturas admitem ≤ 4 log. Para usos em edificações, incluem-se pH entre 6,0 e 9,0, turbidez ≤ 5 UNT, DQO ≤ 30 mg L^{-1} e ausência de *E. coli*. A resolução estadual paranaense define reúso irrestrito não potável com coliformes termotolerantes ou *E. coli* $\leq 2,3$ log e ovos de helmintos < 1 ovo L^{-1} , valores próximos aos adotados internacionalmente para irrigação segura (Brasil, 2019; CERH/PR, 2023). A menor diversidade paramétrica sugere

estratégia regulatória voltada à viabilidade de implementação e ao estágio de expansão do reúso no país.

A análise comparativa dos indicadores microbiológicos revela convergência global no uso de *Escherichia coli* como principal indicador sanitário, presente em todas as diretrizes listadas. Entretanto, a União Europeia amplia o controle ao incluir organismos mais resistentes, como *Clostridium perfringens*, enquanto normas brasileiras e europeias mantêm o monitoramento de ovos de helmintos ≤ 1 ovo L^{-1} , parâmetro associado ao controle de parasitos em irrigação agrícola. Já as normas norte-americanas priorizam ausência detectável de indicadores bacterianos em aplicações com maior exposição pública, refletindo abordagem baseada em barreiras múltiplas de tratamento.

Diferenças quantitativas também aparecem nos parâmetros físico-químicos. A USEPA estabelece limites rigorosos de turbidez (< 2 UNT) e DBO (≤ 10 mg L^{-1}), enquanto diretrizes europeias focam majoritariamente na qualidade microbiológica, assumindo elevada confiabilidade tecnológica dos sistemas de tratamento terciário. A China adota modelo intermediário, combinando limites sanitários padronizados com variação operacional conforme o uso. O Brasil apresenta limites físico-químicos moderados, compatíveis com reúso não potável urbano, mas com menor detalhamento técnico comparado às normas internacionais.

Essas diferenças regulatórias refletem distintas estratégias de gestão hídrica observadas globalmente. A agricultura responde por aproximadamente 60–70% das retiradas mundiais de água doce (UNESCO, 2024), justificando o foco europeu e do Oriente Médio no reúso agrícola. Países mediterrâneos apresentam forte dependência hídrica da irrigação, com participação entre 60% e 75% do consumo total na Espanha e cerca de 80–82% das retiradas na Grécia (OECD, 2020; Serrano et al., 2024). Israel reutiliza aproximadamente 85–90% do esgoto tratado, majoritariamente na agricultura, enquanto a Jordânia destina cerca de 85–91% do reúso ao mesmo setor (Yalin et al., 2023). Esses valores demonstram que a rigidez microbiológica em normas agrícolas está diretamente associada à segurança alimentar em regiões com alta dependência de irrigação.

No setor industrial, responsável historicamente por cerca de 23% do consumo global de água e com projeção de alcançar até 55% até 2050 (Mytton, 2021; Zhu; Hou; Wei, 2024), o reúso concentra-se em sistemas de resfriamento, caldeiras e processos produtivos. Normas internacionais refletem essa necessidade ao exigir maior controle físico-químico para evitar incrustação, corrosão e falhas operacionais. Estudos relatam reduções de até 80% na captação de água doce em indústrias brasileiras com adoção de recirculação interna (Silva Junior;

Obraczka, 2024), enquanto iniciativas europeias e australianas demonstram ganhos operacionais semelhantes associados à reutilização interna de efluentes (Radcliffe; Page, 2020).

O reúso urbano e ambiental representa aproximadamente 20% do volume global reutilizado, abrangendo irrigação paisagística, limpeza urbana e usos não potáveis em edificações (Burcea, 2025). Em cidades como Windhoek, na Namíbia, a água reutilizada contribui com cerca de 30% do abastecimento urbano, enquanto programas na Califórnia, Japão e Espanha reduzem significativamente a captação de mananciais naturais (Quon; Jiang, 2023; Silva, 2023). Esses exemplos demonstram que a definição de padrões regulatórios acompanha o nível de exposição pública, exigindo tratamento secundário ou terciário com desinfecção e controle microbiológico rigoroso.

2.4 OBTENÇÃO DE ÁGUAS DE REÚSO

A escolha da tecnologia para obtenção de águas de reúso deve considerar o tipo de efluente disponível, pois cada matriz apresenta perfis físico-químicos e microbiológicos distintos, que definem as exigências de tratamento.

As águas residuárias industriais variam significativamente conforme o setor produtivo, sendo amplamente geradas em indústrias têxtil, alimentícia, de couro, metalúrgica e petroquímica, entre outras. O setor industrial responde por cerca de 20–25% das captações globais de água doce, resultando na produção de efluentes com características físico-químicas heterogêneas. Embora correspondam a menor volume relativo em comparação com outras atividades como agricultura e uso doméstico, os efluentes industriais apresentam maior potencial de risco ambiental devido à elevada variabilidade de matérias-primas e processos produtivos, podendo conter concentrações de poluentes orgânicos e inorgânicos significativamente superiores às observadas em esgotos domésticos (Ranade; Bhandari, 2014).

Esses efluentes frequentemente apresentam DQO entre 500 e 10.000 mg L⁻¹ e DBO entre 200 e 5.000 mg L⁻¹, além de elevadas concentrações de sais e compostos específicos do processo produtivo. Na indústria têxtil, por exemplo, estima-se que 10–15% dos corantes utilizados sejam perdidos para o efluente, contribuindo para concentrações típicas de 10 a 200 mg L⁻¹ de corantes. Devido às altas cargas orgânicas e à presença de substâncias recalcitrantes, esses efluentes exigem tratamentos customizados para atender aos requisitos de qualidade necessários ao reúso (Rodríguez-Vidal *et al.*, 2022).

Dias et al., (2024), destaca que a seleção de tecnologias deve levar em conta a natureza do efluente industrial, a qualidade necessária da água recuperada e o custo da implementação,

com métodos que vão desde tratamento físico-químico como coagulação/floculação, decantação, filtração a processos biológicos como lodos ativados, reatores, lagoas e biofiltros, até processos mistos e avançados, como membranas de ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF), osmose reversa (OR) e processos de oxidação avançada (POA) como a ozonização e associação de UV e peróxido de hidrogênio (UV/H₂O₂), frequentemente combinados para remoção de sólidos, matéria orgânica, nutrientes, corantes, sais e contaminantes recalcitrantes.

As atividades agroindustriais geram grandes volumes de águas residuárias, que podem variar amplamente conforme o tipo de produção. Em geral, estimativas indicam geração entre 1 e 10 m³ de efluente por tonelada de produto processado em agroindústrias vegetais, enquanto setores com elevada carga orgânica, como abatedouros e laticínios, podem produzir cerca de 2 a 15 m³ por tonelada de matéria-prima ou 5 a 20 L de efluente por litro de leite processado. Esses efluentes apresentam composição variável de contaminantes químicos, físicos e, principalmente, biológicos, com DQO frequentemente entre 1.000 e 15.000 mg L⁻¹, além de altas concentrações de sólidos suspensos e nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (Okut *et al.*, 2025).

O tratamento eficaz desses efluentes é crucial para sua reutilização sustentável, especialmente em irrigação ou recarga de aquíferos. Okut *et al.*, (2025), discute o uso de abordagens tradicionais combinadas com métodos avançados, físicos, químicos e biológicos, e sistemas híbridos como decantação, filtração, sedimentação, coagulação/floculação, precipitação, lodos ativados, lagoas de estabilização e biofilmes, que podem melhorar a eficiência de remoção de poluentes e viabilizar o reúso seguro em agricultura ou outros setores.

Águas cinzas, provenientes de chuveiros, pias e máquinas de lavar, representam um recurso promissor para reúso doméstico não potável em irrigação de jardins, lavagem de pisos ou descarga de vasos sanitários, devido à sua menor carga orgânica comparada ao esgoto total. Yáñez *et al.*, (2024), discutem o crescimento exponencial no estudo de tecnologias dedicadas ao tratamento de águas cinzas, incluindo sistemas de filtração, *wetlands* construídos e reatores biológicos, que podem reduzir contaminantes e patógenos de forma eficiente para usos seguros. Essas tecnologias são frequentemente integradas a etapas de desinfecção e a sistemas descentralizados, aplicados em residências individuais ou loteamentos, com o objetivo de maximizar o reúso e reduzir o consumo de água potável.

Entre as principais fontes de reúso, os efluentes domésticos são os mais abundantes, representando cerca de 70–80% do volume total de águas residuárias geradas em áreas urbanas, em decorrência da elevada densidade populacional e do consumo hídrico médio urbano, que varia entre 100 e 200 L habitante⁻¹ dia⁻¹ (Moreira da Silva *et al.*, 2022). Em geral, efluentes

domésticos são encaminhados para Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), cuja operação, frequentemente regulada por órgãos estaduais ou regionais, visa assegurar a conformidade com os padrões de qualidade exigidos para lançamento em corpos hídricos (Cavallini *et al.*, 2013).

As ETEs domésticas são tipicamente estruturadas em etapas sucessivas e apesar de seu papel fundamental na proteção de corpos hídricos, as ETEs convencionais têm como objetivo principal produzir um efluente com qualidade para descarte, não sendo projetadas especificamente para gerar água adequada ao reúso. Assim, mesmo quando atendem aos limites de lançamento, esses sistemas podem não assegurar remoção suficiente de microrganismos, micropoluentes ou outros parâmetros exigidos para usos mais restritivos (Silva; Silva; Campos, 2025).

Ao avaliar a viabilidade de reúso de efluentes domésticos, Silva; Campos, (2024), observaram que a substituição dos sistemas convencionais de biofiltro e decantação em uma ETE da cidade de Ponta Grossa (PR) por sistemas de filtração rápida resultou em melhoria da qualidade do efluente final, viabilizando seu enquadramento para reúso potável.

Dessa forma, estudos que avaliam a reutilização de efluentes domésticos, investigam essas tecnologias em escala de bancada, piloto ou real, buscando adaptar e otimizar processos biológicos e complementares para elevar a qualidade do efluente e torná-lo compatível com diferentes finalidades de reúso.

2.5 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS PARA PRODUÇÃO DE ÁGUA DE REÚSO

Em linhas gerais, as tecnologias de tratamento de efluentes domésticos para obtenção de águas de reúso passam por uma etapa inicial, composta por gradeamento e desarenador, cuja função é reter materiais grosseiros e inertes. Após essa etapa, o efluente é submetido a um tratamento primário composto por processos físico-químicos e biológicos que podem ser classificados como aeróbios e anaeróbios (Cavallini *et al.*, 2013; Matos *et al.*, 2025; Silva *et al.*, 2020).

Os tratamentos aeróbios baseiam-se na oxidação biológica da matéria orgânica na presença de oxigênio, utilizando sistemas como lodos ativados, biofiltros, leitos percoladores e reatores MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor). Esses processos apresentam remoções típicas de DBO e DQO entre 85 e 98% e reduções microbiológicas variando de 1 a 3 log para organismos indicadores, além de maior estabilidade operacional e melhor controle de odores quando comparados a sistemas anaeróbios (Wang *et al.*, 2024). No entanto, esses sistemas

demandam maior consumo energético, geralmente entre 0,3 e 1,2 kWh m⁻³ de efluente tratado, em função da aeração contínua necessária para manutenção do oxigênio dissolvido. Além disso apresentam maior produção de lodo biológico, na faixa de 0,4 a 0,8 kg SST kg⁻¹ DBO removida, o que eleva os custos de manejo e disposição final. Processos aeróbios também podem ser sensíveis a variações de carga e à presença de substâncias tóxicas, demandando controle rigoroso de parâmetros como pH, OD e tempo de retenção (Tamburus *et al.*, 2025).

Os tratamentos anaeróbios ocorrem na ausência de oxigênio, com a degradação da matéria orgânica por microrganismos anaeróbios e formação de biogás (metano e CO₂). Entre as tecnologias destacam-se os reatores UASB, reatores anaeróbios de leito fluidizado (RALF), filtros anaeróbios e digestores de batelada (Silva *et al.*, 2020). Esses sistemas apresentam como vantagens a produção de energia renovável (biogás) 0,20 a 0,35 m³ CH₄ kg⁻¹ DQO removida, menor consumo energético em comparação aos processos aeróbios (inferior a 0,05–0,15 kWh m⁻³) e redução da geração de lodo (de 0,05 a 0,15 kg SST kg⁻¹ DQO removida). Contudo, apresentam limitações como arranque lento, podendo exigir 30 a 90 dias para estabilização operacional, baixa remoção de nutrientes (tipicamente <20% para nitrogênio e fósforo) e concentrações de DQO remanescente frequentemente entre 150 e 300 mg L⁻¹, exigindo frequentemente pós-tratamento aeróbio, além de sensibilidade a variações de carga e temperatura (Silva; Silva; Campos, 2025).

Dentre as tecnologias de tratamento anaeróbio, os biorreatores de membranas (BRE) e reatores UASB são duas das configurações mais utilizadas em estações de tratamento de efluentes no mundo, especialmente em países em desenvolvimento e em regiões de clima tropical devido à sua eficiência e reduzido custo operacional (Silva, 2023). Mainardis; Buttazzoni; Goi, (2020), discutem que, dentro dos sistemas anaeróbios, o UASB é um dos sistemas mais aplicado no mundo, devido à sua capacidade de operar com elevadas cargas orgânicas, menor consumo energético e reduzida produção de lodo quando comparado a outros processos anaeróbios, além de permitir a recuperação de energia por meio da produção de biogás.

Os reatores UASB surgiram no final da década de 1960 a partir da adaptação de reatores anaeróbios originalmente projetados para o tratamento de efluentes de elevada carga orgânica, que operavam com recirculação e tempos de detenção entre 15 e 60 dias. Ao serem adaptados para o tratamento de efluentes líquidos, esses reatores passaram a incorporar um separador de fases, apresentam redução no tempo de detenção hidráulica para faixas típicas de 3 a 5 horas e aumento significativo na capacidade de operar com elevadas cargas orgânicas (Pessotto, 2014).

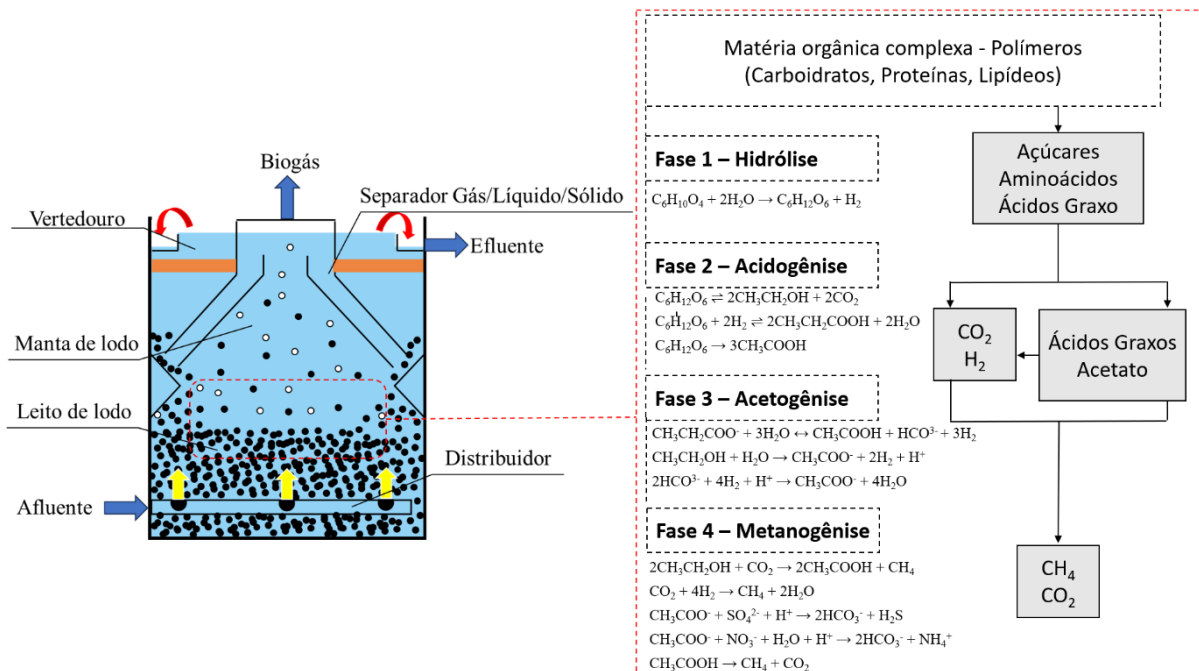
No Brasil, o uso do UASB em efluentes domésticos começou na década de 1980, alinhado às Resoluções CONAMA 235/1998 e 452/2012, tendo um forte incentivo por pesquisas e parcerias com órgãos públicos (Brasil, 2012). Os primeiros sistemas foram instalados em 1981, e em 2016 cerca de 637 das 1.439 ETEs do país já utilizavam reatores anaeróbios (Chernicharo *et al.*, 2018). Atualmente, estima-se que cerca de 40% das ETEs no Brasil utilizam reatores UASB como etapa biológica principal, com porcentagens ainda maiores em estados como Minas Gerais, onde essa tecnologia está presente em mais de 70% das unidades avaliadas (Lima; Aguiar, 2025).

Os reatores UASB baseiam-se no acúmulo de biomassa em seu interior, o que confere elevado tempo de detenção celular e possibilita o tratamento de grandes volumes de efluente em tempos de detenção hidráulica relativamente curtos, tipicamente entre 3 e 5 horas (Da Silva *et al.*, 2013). A formação de uma densa manta de lodo biológico com resistência mecânica permite que o sistema atue simultaneamente como biorreator e decantador, integrando etapas primárias e secundárias de tratamento (Senadheera *et al.*, 2025).

O funcionamento do UASB envolve o escoamento ascendente do efluente através da zona de digestão, onde ocorre a biodegradação dos contaminantes. O efluente e o biogás formado seguem em direção ao separador de fases, sendo posteriormente direcionados ao compartimento de decantação e ao queimador de gases no topo do reator (Ismail; Khan; Elnakar, 2025).

A digestão anaeróbia ocorre em quatro fases sequenciais que transformam matéria orgânica complexa em biogás como metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). A Figura 2 mostra um esquema geral do reator UASB e suas principais etapas.

Figura 2 - Esquema de funcionamento do reator UASB e etapas da digestão anaeróbia.



Fonte: O autor.

Na primeira etapa (hidrólise), polímeros orgânicos são degradados em compostos solúveis, como açúcares e aminoácidos, por exoenzimas microbianas, sendo influenciada por fatores como temperatura, pH e tempo de retenção (Ye *et al.*, 2025). Na segunda etapa (acidogênese), esses compostos são convertidos em ácidos orgânicos de cadeia curta, álcoois e gases, criando condições favoráveis à terceira etapa (acetogênese), na qual ácidos graxos voláteis e álcoois são transformados em acetato, hidrogênio e CO_2 , reduzindo DBO e DQO (Senadheera *et al.*, 2025). Por fim, na metanogênese, microrganismos metanogênicos convertem acetato, CO_2 e H_2 em metano por rotas acetoclástica e hidrogenotrófica, estabilizando o efluente e gerando biogás (Ismail; Khan; Elnakar, 2025; Ye *et al.*, 2025).

Dentre as principais vantagens da utilização dos reatores UASB para o tratamento de efluentes domésticos, estão o menor consumo energético, operação simples, reduzida produção de lodo, ausência de meio suporte, elevados índices de tratamento e locais pequenos para instalação. Além disso, o metano gerado pode ser aproveitado como fonte energética, contribuindo para a sustentabilidade do processo e redução de custos operacionais (Chernicharo *et al.*, 2018).

Apesar das vantagens, os reatores UASB apresentam algumas limitações. Gutiérrez-Arzaluz; Rojas-Zamora; Salazar-Peláez, (2025), discutem que a remoção de nutrientes, como amônio e fósforo, por reatores UASB isolados alcança valores próximos a 20%. Para que essas remoções atinjam faixas próximas a 99,5%, compatíveis com critérios de reúso, é necessário

incorporar sistemas de pós-tratamento, como o uso de zeólitas modificadas. De forma semelhante, Belli et al., (2024) demonstram que a remoção de parâmetros como DQO, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ de efluentes domésticos ultrapassa 97% quando o UASB é associado a um pós-tratamento, como sistemas de membranas eletroquímicas (UASB-EMBR), atendendo, assim, aos requisitos de reúso.

Silva; Silva; Campos, (2025), discutem que a remoção de microrganismos de efluentes domésticos por reatores UASB pode alcançar valores de até 50%. Entretanto, para que essa remoção atenda aos parâmetros requeridos para águas de reúso, torna-se necessária a adição de etapas de pós-tratamento, como sistemas de filtração rápida, capazes de promover uma remoção adicional de até 90% dos microrganismos (Cavallini *et al.*, 2013; Costa *et al.*, 2021b; Silva; Campos, 2024). Ainda assim, a aplicação de uma etapa final de desinfecção é indispensável para que o efluente tratado atinja padrões mais rigorosos de qualidade microbiológica, como aqueles requeridos para o reúso (Florides *et al.*, 2024; Silva; Campos, 2024).

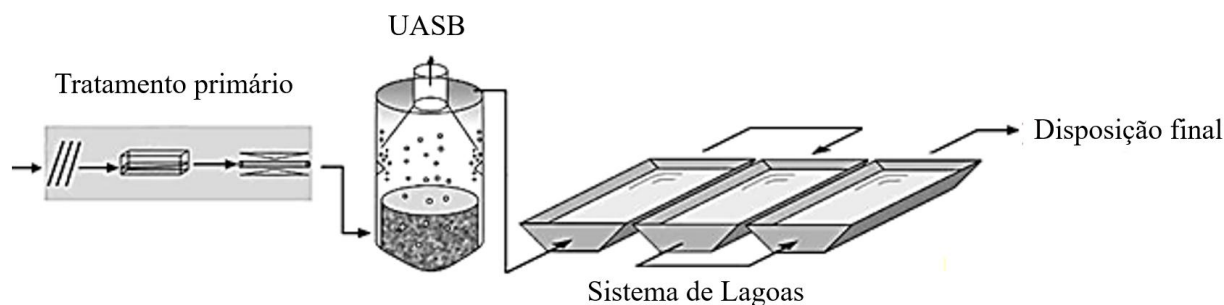
Diante desse cenário, torna-se indispensável, para a obtenção de águas de reúso provenientes de efluentes domésticos tratados por reatores UASB, a seleção de sistemas de pós-tratamento que aliem robustez operacional, facilidade de operação e custos reduzidos, garantindo, simultaneamente, a qualidade físico-química e microbiológica do efluente final.

2.6 TECNOLOGIAS DE PÓS-TRATAMENTO EM EFLUENTES DE REATORES UASB PARA OBTENÇÃO DE ÁGUAS DE REÚSO

2.6.1 Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB por Sistema de Lagoas

As lagoas (Figura 3), configuram-se como uma forma clássica de pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores UASB. Essas unidades, frequentemente denominadas *polishing ponds* ou lagoas de polimento, têm uso difundido especialmente em sistemas de saneamento de pequeno e médio porte devido ao menor custo de implantação, simplicidade operacional e reduzida necessidade de energia, o que as torna atrativas em regiões tropicais e países em desenvolvimento. A ampla adoção dessa abordagem se deve ao fato de que as lagoas podem aproveitar processos naturais de fotossíntese e degradação biológica para complementar unidades anaeróbias, funcionando como uma etapa acessível de tratamento do efluente antes de seu reúso ou lançamento (Ruto *et al.*, 2025).

Figura 3 - Sistema geral de pós-tratamento por lagoas.



Fonte: adaptado de Santos, (2006).

As lagoas, quando usadas no pós-tratamento de efluentes domésticos de reatores UASB, podem proporcionar remoções adicionais de matéria orgânica remanescente e contribuem para a redução parcial de microrganismos e alguns nutrientes. Santos; Van Haandel, (2021), relatam que lagoas de polimento operadas em bateladas sequenciais podem alcançar remoções de até $\approx 99\%$ de nitrogênio total e $\approx 90\%$ de fósforo, em função da elevação do pH e da oxigenação natural, que intensificam processos de dessorção de amônia e precipitação de fosfatos. De forma complementar, Silva et al., (2024), demonstram que lagoas rasas com configurações dotadas de *baffles* podem atingir remoções de *E. coli* superiores a 99,9%, bem como reduções expressivas de nitrogênio total e amônio quando operadas com tempos de detenção hidráulica otimizados, entre 5 e 10 dias, evidenciando o potencial dessas unidades para o aprimoramento da qualidade microbiológica do efluente pós-UASB.

Apesar dessas contribuições, lagoas apresentam limitações que comprometem sua capacidade de garantir padrões mais restritivos de reúso. Uma limitação crítica é a grande área necessária para sua implantação, tipicamente entre 2 e 10 m² por habitante equivalente, podendo ultrapassar 5 ha para sistemas atendendo populações superiores a 50.000 habitantes, especialmente quando se busca elevada eficiência de remoção, tornando esses sistemas impraticáveis em ambientes urbanos densos ou onde o uso da terra é restrito (Ruto *et al.*, 2025).

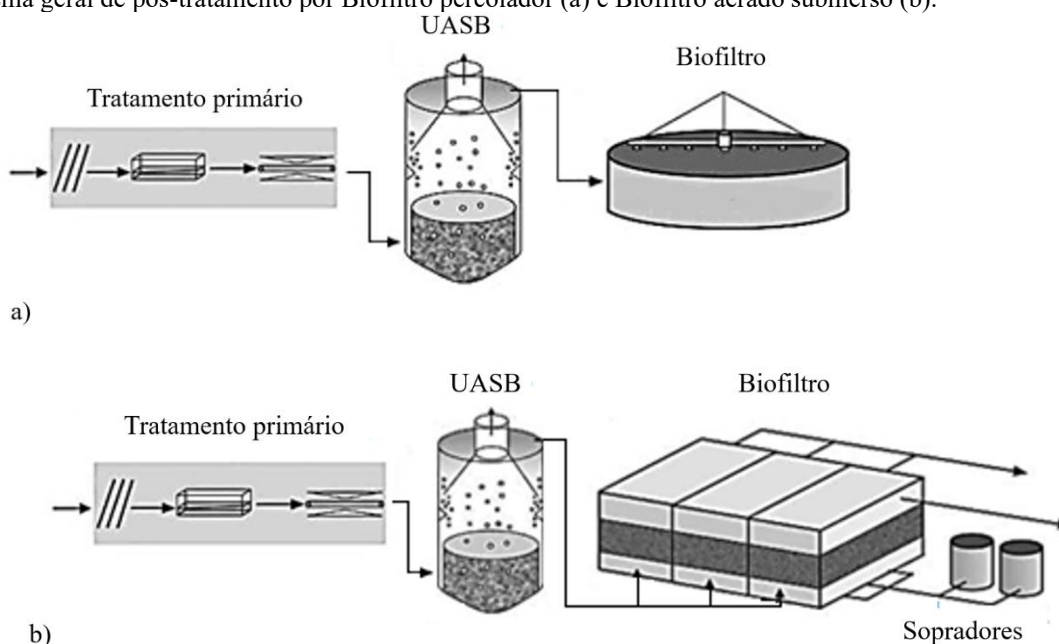
Adicionalmente, a remoção microbiológica e de nutrientes em lagoas depende fortemente de variáveis climáticas como intensidade solar, temperatura e regime hidrodinâmico, com remoções típicas de nitrogênio total entre 30–60%, fósforo entre 20–50% e reduções microbiológicas variando de 2 a 4 log, o que reduz a previsibilidade da qualidade do efluente final e dificulta o atendimento consistente a critérios de reúso mais exigentes sem controle adicional de processo (Santos; Van Haandel, 2021).

Dessa forma, embora as lagoas de polimento apresentem bom desempenho no atendimento a padrões convencionais de lançamento, sua aplicação como etapa final de tratamento voltada ao reúso seguro e controlado ainda apresenta limitações, especialmente quanto à confiabilidade microbiológica. Esse cenário reforça a necessidade da adição de etapas posteriores de desinfecção ou a utilização tecnologias mais compactas, estáveis e operacionais, como sistemas de filtração, capazes de assegurar maior controle da qualidade físico-química e microbiológica do efluente final.

2.6.2 Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB por Sistemas de Biofiltro

Os biofiltros (Figura 4), são construídos por unidades em que o efluente percola lentamente por um meio filtrante, propiciando a formação de camadas de biofilme que promovem a degradação biológica adicional da carga orgânica remanescente. Estes sistemas, incluindo filtros biológicos aerados (biological aerated filters – BAF) ou filtros percoladores dotados de materiais porosos, são utilizados devido à sua construção simples, menor custo operacional e relativa facilidade de operação, o que os torna adequados como etapa de pós-tratamento de efluentes, especialmente em contextos de saneamento descentralizado e em países em desenvolvimento (*El Shahawy et al., 2025*).

Figura 4 - Sistema geral de pós-tratamento por Biofiltro percolador (a) e Biofiltro aerado submerso (b).



Fonte: adaptado de Sperling, (2007).

Tessema et al., (2024), demonstram que filtros biológicos, quando empregados como etapa de pós-tratamento de efluentes domésticos provenientes de reatores UASB, são capazes de promover remoções adicionais de matéria orgânica remanescente, alcançando eficiências médias de aproximadamente 80,5% para DQO e 82,9% para DBO. De forma complementar, El Shahawy et al., (2025), reportam que biofiltros operados com meios filtrantes à base de biochar podem atingir remoções de COD de até cerca de 98%.

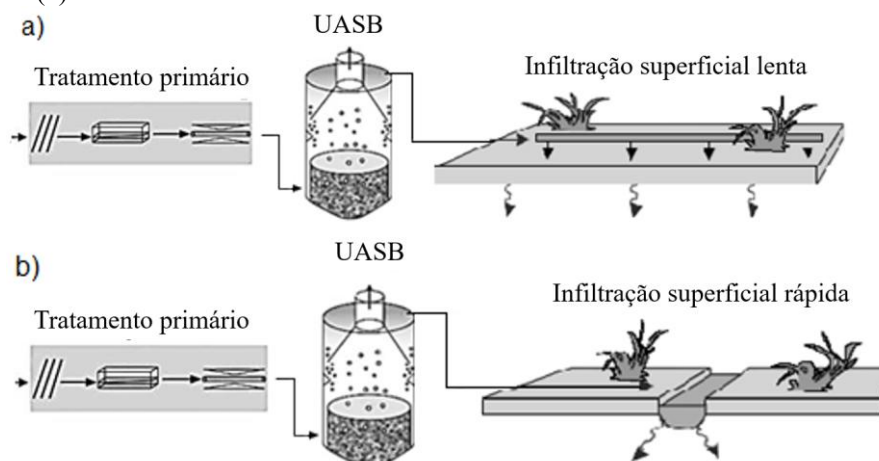
Apesar dessas contribuições, os biofiltros apresentam limitações importantes quando considerados para o reúso de efluentes domésticos. A remoção de nutrientes apresenta eficiências típicas de 20–50% para nitrogênio total e 10–40% para fósforo total sem etapas complementares, e a eficiência microbiológica pode depender fortemente das características do meio filtrante e das condições operacionais. Além disso, problemas como acúmulo de biomassa e entupimentos podem reduzir a condutividade hidráulica em 30–70% ao longo da operação, exigindo manutenção periódica. Esses sistemas normalmente operam com taxas hidráulicas reduzidas, entre 0,05 e 0,30 m³ m⁻² h⁻¹, demandando áreas maiores quando comparados a processos compactos, o que pode comprometer o desempenho e a viabilidade em aplicações em larga escala. (El Shahawy *et al.*, 2025).

Diante dessas evidências, tecnologias de pós-tratamento que apresentem maior eficiência na remoção de nutrientes e microrganismos patogênicos, aliada a desempenho equivalente ou superior na remoção de DQO e DBO quando comparadas aos biofiltros, tornam-se mais atrativas para o tratamento de efluentes domésticos provenientes de reatores UASB, especialmente em contextos de reúso que demandam maior confiabilidade operacional e controle da qualidade do efluente final.

2.6.3 Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB por Sistema de *Wetlands* Contruídos (CW)

As *wetlands* construídos (*constructed wetlands* – CWs) (Figura 5) baseiam-se na simulação de processos naturais de zonas alagadas, empregando leitos vegetais que promovem o tratamento do efluente por meio de interações físicas, químicas e biológicas (Wu *et al.*, 2015). As CWs podem operar em configurações de escoamento superficial ou subsuperficial (horizontal ou vertical) e têm sido utilizadas em sistemas descentralizados e de pequeno a médio porte, sobretudo em regiões tropicais, em função do menor consumo energético, simplicidade construtiva e reduzida necessidade de operação mecanizada (Sánchez *et al.*, 2023).

Figura 5 - Sistema geral de pós-tratamento por CW de escoamento superficial lento (a) e escoamento superficial rápido (b).



Fonte: adaptado de Sánchez; Ruiz; Soto, (2022); Sperling, (2007) e Tufaner, (2020).

Quando utilizadas como etapa de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, As CWs podem proporcionar remoções adicionais de matéria orgânica, nutrientes e sólidos suspensos, contribuindo para o tratamento do efluente antes de seu reúso. De Campos; Soto, (2024), discutem que diferentes configurações de CWs aplicadas ao pós-tratamento de efluentes domésticos de reatores UASB alcançam elevadas eficiências na remoção de nutrientes, com reduções de NT na faixa de ~60–80% e de PT em ~60–90%, além de eficiência entre 70 e 80% na remoção de DQO e DBO, atribuída à assimilação pelas macrófitas e aos processos microbianos naturais que ocorrem nesses sistemas. Moreira; Dias, (2020), relatam remoções médias de NT em torno de 70% e de TP cerca de 72%, bem como remoção de DQO e DBO superiores a 80–90%, dependendo da configuração e do regime hidráulico adotado.

Apesar dessas contribuições, as CWs enfrentam limitações que comprometem sua adoção em contextos de reúso mais restritivos. Uma restrição crítica é a grande área necessária para implantação, tipicamente entre 3 e 12 m² por habitante equivalente, podendo alcançar valores superiores a 15 m² hab⁻¹ quando se busca maior eficiência de remoção, o que pode inviabilizar seu uso em contextos urbanos densos (De Campos; Soto, 2024). Além disso, o desempenho microbiológico e a remoção consistente de patógenos ainda apresentam variabilidade significativa entre diferentes configurações e condições operacionais, com reduções típicas entre 1 e 3 log para *E. coli* e eficiências de remoção de nitrogênio total entre 30–70% e fósforo entre 20–60%, o que reduz a previsibilidade da qualidade final do efluente e exige a adoção de etapas adicionais de tratamento para atingir padrões mais exigentes (Moreira; Dias, 2020).

Dessa forma, embora as CWs ofereçam benefícios como tecnologia de pós-tratamento de menor custo e consumo energético reduzido para efluentes domésticos tratados em reatores UASB, sua aplicação como etapa final de tratamento visando ao reúso ainda é limitada, especialmente em termos de confiabilidade microbiológica e espaço requerido. Esse cenário reforça a necessidade de associar CWs a tecnologias mais compactas e controláveis, capazes de assegurar maior controle da qualidade físico-química e microbiológica do efluente final antes do reúso.

2.6.4 Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB por Sistema de Filtração

Os sistemas de filtração constituem uma etapa essencial no tratamento e pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios para reúso, atuando na remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica remanescente, microrganismos e outros contaminantes por meio da percolação do efluente através de meios granulares (Abdiyev *et al.*, 2023). Além de mecanismos físicos como retenção e sedimentação, esses sistemas também podem promover troca iônica e adsorção de íons, que contribuem para a remoção de nutrientes e poluentes dissolvidos durante o processo de filtração (Silva; Silva; Campos, 2025).

Os sistemas de filtração podem ser divididos em duas classes principais, distinguidos principalmente pelas taxas de filtração lenta e rápida e mecanismos predominantes de remoção. A filtração lenta opera com menores taxas hidráulicas, 5 - 60 m³/m²·dia, favorecendo o desenvolvimento de uma camada biológica (*schmutzdecke*) que aumenta a remoção biológica de contaminantes e microrganismos, sendo recomendados para o tratamento de efluentes com menores cargas de sólidos e matéria orgânica (Abdiyev *et al.*, 2023).

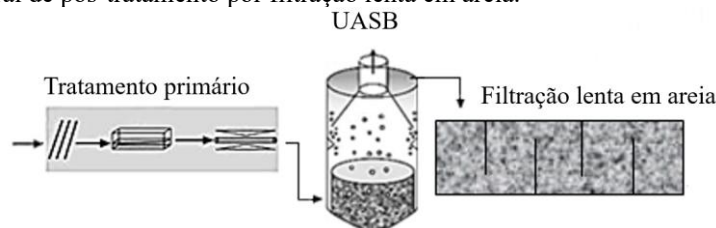
Em contraste, a filtração rápida opera com taxas de filtração significativamente mais elevadas, tipicamente da ordem de ≈ 120 m³/m²·dia, o que demanda retrolavagens frequentes para evitar a colmatação do meio filtrante. Esse tipo de sistema é, portanto, mais adequado ao tratamento terciário de efluentes com maiores vazões e restrições de área, sendo comum a necessidade de etapas preliminares de coagulação e floculação para assegurar desempenho hidráulico e eficiência de remoção (Silva *et al.*, 2020).

2.6.4.1 Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de filtração lenta

Os filtros lentos de areia (Figura 6), operam pela percolação lenta do efluente através de um meio filtrante de areia fina, com granulometria média de 0,15–0,30 mm, favorecendo

mecanismos físicos, biológicos e químicos de remoção de contaminantes. Um dos principais diferenciais desse processo é a formação da *schmutzdecke*, uma camada biologicamente ativa que se desenvolve na superfície do filtro e desempenha papel importante na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e microrganismos patogênicos (Silva; Silva; Campos, 2025).

Figura 6 - Sistema geral de pós-tratamento por filtração lenta em areia.



Fonte: Adaptado de Tyagi et al., (2009).

Quando utilizados como etapa de pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores UASB, os filtros lentos de areia podem promover remoções adicionais de matéria orgânica e microrganismos, contribuindo para o tratamento do efluente antes do reúso. Alnahhal et al., (2023), relatam que sistemas de filtração lenta alcançam remoções adicionais da ordem de $\approx 70\%$ de DBO, $\approx 60\%$ de DQO e $\approx 79,5\%$ de coliformes fecais em efluentes previamente tratados. De forma complementar, ensaios em escala piloto e estudos experimentais indicam que esses filtros podem atingir reduções microbiológicas entre 1 e $2,6 \log_{10}$ para indicadores bacterianos, além de remoções de turbidez e sólidos suspensos totais de até $\approx 84\%$ (Verma; Daverey; Sharma, 2017).

Apesar dessas contribuições, os filtros lentos de areia apresentam limitações operacionais importantes que restringem sua aplicação para reúso. Uma limitação é a menor taxa de filtração (tipicamente $5 - 60 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$), o que reduz a capacidade de tratamento e demanda áreas maiores para implantação (Verma; Daverey; Sharma, 2017). Além disso, a susceptibilidade à colmatação do meio filtrante, especialmente em efluentes com elevada carga de sólidos ou matéria orgânica remanescente, exige manutenção frequente e limitações operacionais para implementação de reúso (Silva; Silva; Campos, 2025).

Embora a filtração lenta promova remoções significativas de indicadores bacterianos, a eficiência apresenta elevada variabilidade e, isoladamente, não garante o atendimento consistente a padrões rigorosos de reúso, tornando necessária a associação com etapas adicionais de desinfecção para assegurar a segurança sanitária do efluente final (Abdiyev *et al.*, 2023).

Embora os filtros lentos de areia apresentem bom desempenho na melhoria da qualidade físico-química e microbiológica de efluentes domésticos tratados em reatores UASB, sua aplicação como etapa final de tratamento voltada ao reúso seguro e controlado ainda é limitada, especialmente em contextos que exigem maiores vazões, confiabilidade microbiológica e restrição de área disponível. Esse cenário reforça a necessidade de associar a etapas complementares de desinfecção ou de optar por tecnologias mais compactas e de maior controle operacional, capazes de assegurar maior previsibilidade e segurança sanitária do efluente final destinado ao reúso.

2.6.4.2 Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de filtração rápida

Os sistemas de filtração rápida destacam-se pelo maior controle da qualidade físico-química e microbiológica do efluente final, aliado a maiores taxas de filtração, menor custo, designe compacto e simplicidade operacional (Silva; Silva; Campos, 2025). Esses sistemas podem ser aplicados como filtração direta ou em arranjos multietapas, como a dupla (DF) e a tripla filtração (TF), permitindo a combinação de diferentes meios filtrantes conforme as características do efluente e os objetivos de tratamento (Cavallini *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2020). Arranjos mais complexos tendem a ampliar a remoção de matéria orgânica remanescente, nutrientes e microrganismos, aumentando a confiabilidade sanitária e a adequação ao reúso (Costa *et al.*, 2021b; Matos *et al.*, 2025).

Em comparação a outras tecnologias, como lagoas de polimento, CWs e filtração lenta, a filtração rápida apresenta maior estabilidade operacional e menor dependência de condições climáticas (Silva *et al.*, 2025). Contudo, sua eficiência está associada à adoção de uma etapa preliminar de coagulação, geralmente com coagulantes hidrolisáveis à base de alumínio ou ferro, essencial para a formação de flocos estáveis, prevenção da colmatação do meio filtrante e maximização da remoção de contaminantes (Cavallini *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2021b; Matos *et al.*, 2025; Silva *et al.*, 2020).

2.6.4.2.1 A coagulação no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de filtração rápida

A coagulação é uma etapa essencial como pré-tratamento em sistemas de filtração rápida aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, devido à presença remanescente de partículas finas, coloides, matéria orgânica e microrganismos típicos de efluentes anaeróbios

(Pupin; Silva; Campos, 2025; Silva; Campos, 2024). Na ausência dessa etapa, tais constituintes tendem a atravessar os meios filtrantes e a promover rápida colmatação, comprometendo a eficiência e a estabilidade operacional do processo (Matos; Silva; Campos, 2025). Dessa forma, a coagulação promove a desestabilização coloidal, a formação de flocos retidos nos filtros, além de favorecer a eficiência de processos posteriores de desinfecção (Dhrubo; Jannat; Hossain, 2023).

Entre os coagulantes empregados no pós-tratamento de efluentes anaeróbios, sais de ferro como o cloreto férrico (FeCl_3) e coagulantes à base de alumínio, como o Policloreto de alumínio (*Polialuminum Chloride* - PAC), têm sido utilizados devido à sua eficácia na desestabilização coloidal, remoção de fósforo e promoção da formação de flocos com elevada retenção nos meios filtrantes (Pupin; Silva; Campos, 2025). Kim et al., (2022), demonstram que o PAC pode alcançar remoções de fosfato superiores a 95–98%, com concentrações residuais frequentemente inferiores a $0,1 \text{ mg P L}^{-1}$ quando aplicado em dosagens otimizadas (tipicamente entre 10 e 50 mg L^{-1} como Al^{3+}). Além disso, combinações de PAC e FeCl_3 podem elevar a eficiência de remoção para valores próximos de 99%, ampliando a formação de precipitados e a estabilidade da remoção em diferentes faixas de pH.

No entanto, em comparação com o ferro, o uso de coagulantes à base de alumínio tende a elevar o risco de contaminação no efluente final. Além disso, o FeCl_3 apresenta desempenho mais consistente em faixas de pH típicas de efluentes domésticos tratados em reatores UASB ($\sim 7,0$), o que favorece sua aplicação prática (Matos; Silva; Campos, 2025).

Os mecanismos predominantes da coagulação com sais de ferro em efluentes de UASB são a neutralização de cargas e a coagulação por varredura (*sweep flocculation*), ambos associados à formação de hidróxidos metálicos amorfos que incorporam partículas e coloides (Di Bernardo; Dantas, 2006). Na neutralização de cargas, íons metálicos hidrolisados adsorvem-se às partículas coloidais, reduzindo o potencial zeta (ζ) e permitindo a agregação. Na coagulação por varredura, concentrações mais elevadas geram precipitados de hidróxidos (como $\text{Fe}(\text{OH})_3$) que “varrem” e envolvem partículas e coloides, formando flocos mais densos retidos pelos meios filtrantes (Ali et al., 2025).

Como resultado, o pré-tratamento por coagulação contribui para a redução de turbidez, DQO particulada e indicadores microbiológicos. Pupin; Silva; Campos, (2025), demonstraram que a associação entre coagulação química e filtração rápida pode alcançar remoções superiores a 99% de turbidez, aproximadamente 64% de DQO e cerca de 96% de sólidos suspensos totais (SST). De forma semelhante, Silva et al., (2019b), observaram que a coagulação prévia promove a desestabilização do sistema coloidal do efluente, resultando em remoções de

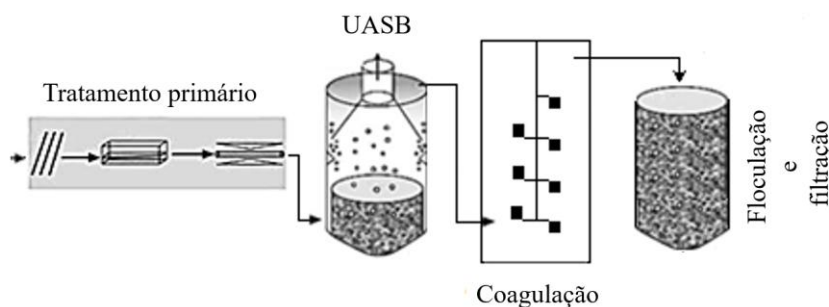
turbidez superiores a 98–99%, reduções de TSS maiores que 90–95% e remoções adicionais de DQO da ordem de 60–70%, além de favorecer a retenção de microrganismos indicadores ao longo das etapas subsequentes de filtração, aumentando o tempo de filtração.

Dessa forma, a coagulação deve ser compreendida não como uma etapa isolada, mas como um componente integrado aos sistemas de filtração rápida, essencial para assegurar eficiência, estabilidade e confiabilidade sanitária no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, além de desempenhar papel estratégico na preparação do efluente para processos subsequentes de filtração e desinfecção.

2.6.4.2.2 Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de filtração direta

A filtração direta (Figura 7) é uma alternativa baseada em sistemas de filtração rápida, composta por etapas de coagulação, floculação e filtração. A utilização de um meio filtrante com menor granulometria (entre 0,15–0,35 mm), aumenta a eficiência da remoção das partículas coaguladas, uma vez que há maior área superficial disponível por unidade de volume, favorecendo a retenção física e a formação de um leito filtrante mais denso (Barsan *et al.*, 2020).

Figura 7 - Sistema geral de pós-tratamento por filtração direta.



Fonte: Adaptado de Barsan et al., (2020).

Durante a operação, o material filtrante tende a acumular lodo na camada superior, reduzindo os espaços vazios e aumentando a velocidade do escoamento e as forças de cisalhamento. Esse efeito desloca as partículas floculadas para regiões mais profundas do leito, onde são retidas e depositadas. O processo segue até que a perda de carga se torne excessiva, devido ao entupimento dos interstícios pelos sólidos finos (colmatação). Nesse ponto, ocorre o transpasse das partículas floculadas, que resulta no aumento da turbidez do efluente (Barsan *et al.*, 2020).

Quando aplicada como etapa de pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores UASB, a filtração direta tem demonstrado elevada capacidade de tratamento. Chernicharo et

al., (2018) relataram que, em sistemas de filtração direta operando com taxa de filtração de 100 m³/m².d, resultam em DQO remanescente de 31 mg L⁻¹, turbidez remanescente de 9 UNT e sólidos suspensos totais de 9,1 mg L⁻¹. Esses resultados evidenciam a combinação de alto desempenho de remoção com maiores volumes de tratamento, especialmente quando comparada a tecnologias de filtração lenta.

Outra vantagem importante da filtração direta em relação à filtração lenta é a maior produção de água tratada. Bar-Zeev et al., (2012) discutem que a filtração direta pode gerar um volume de filtrado até 300 vezes maior, embora isso exija maior frequência de retrolavagem devido ao aumento do acúmulo de sólidos no meio filtrante. Mesmo assim, os filtros diretos apresentam dimensões significativamente menores do que os filtros lentos, o que pode ser uma vantagem em contextos com restrição de área disponível.

Apesar das vantagens associadas à filtração direta, a sua operação é limitada pelo tempo útil de filtração, que tende a reduzir devido ao aumento da taxa de filtração e a carga de sólidos e matéria orgânica elevada do efluente. Chernicharo et al., (2018), demonstram que há uma relação direta entre taxa de filtração, carga orgânica do afluente e redução da carreira de filtração, afirmando que sistemas de filtração direta são adequados principalmente para efluentes com turbidez inferior a 20 UNT. Além disso, embora a filtração direta seja eficiente na remoção de turbidez e sólidos suspensos, ela não garante a eliminação completa de microrganismos patogênicos, sendo necessária a inclusão de etapas complementares de desinfecção para segurança sanitária do efluente final destinado ao reúso (Barsan *et al.*, 2020).

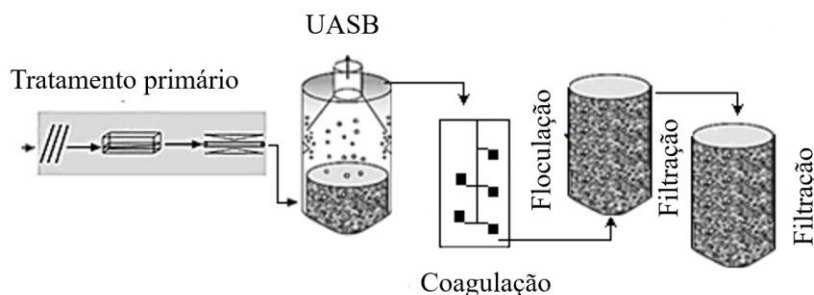
Apesar da filtração direta apresentar elevada eficiência na remoção de turbidez e sólidos suspensos e permitir maior produtividade hídrica quando comparada a sistemas de filtração lenta, sua aplicação como etapa final de pós-tratamento para reúso ainda é restrita. Isso se deve à redução do tempo de carreira de filtração por colmatação, à necessidade de retrolavagens frequentes e à remoção incompleta de microrganismos patogênicos. Dessa forma, a filtração direta exige a associação à etapas complementares de desinfecção ou a integração com pré-processos que garantam maior controle operacional, visando assegurar a consistência da qualidade microbiológica e a segurança sanitária do efluente destinado ao reúso.

2.6.4.2.3 Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de dupla filtração (DF)

Dentro do contexto de filtração rápida, a dupla filtração (DF) (Figura 8) combina uma etapa inicial de coagulação e filtração ascendente em meio granular, seguida por filtração descendente em areia. Essa configuração amplia a capacidade do sistema de lidar com efluentes

de maior carga particulada e variações operacionais, conferindo maior estabilidade e robustez quando comparada à filtração direta, especialmente em termos de proteção do meio filtrante e manutenção de vazões operacionais (Cavallini *et al.*, 2012, 2013).

Figura 8 - Sistema geral de pós-tratamento por dupla filtração (DF).



Fonte: Adaptado de Cavallini et al., (2016).

Embora utilizada no tratamento de águas de abastecimento, a DF vem sendo investigada como pós-tratamento de efluentes anaeróbios (Silva *et al.*, 2020). Estudos demonstram que a combinação de coagulação com FeCl_3 e DF pode alcançar remoções elevadas de turbidez e fósforo, além de reduzir significativamente a carga microbológica do efluente, com eficiência superior à observada em sistemas de filtração direta. Em ensaios de pós-tratamento de efluente de reator UASB, a DF apresentou remoções superiores a 90% de turbidez e de fósforo total, além de auxiliar nas reduções de até 2 log de indicadores microbiológicos como coliformes totais, *E. coli* e colifagos somáticos (Cavallini *et al.*, 2016).

A presença da etapa de filtração ascendente confere proteção ao filtro descendente, evitando entupimento precoce e aumentando a segurança operacional do sistema. Esse arranjo permite operar com taxas de filtração elevadas no primeiro estágio, enquanto o filtro descendente atua como polidor, resultando em maior previsibilidade do desempenho e menor sensibilidade a variações de carga sólida no efluente bruto (Matos; Silva; Campos, 2025; Silva *et al.*, 2020).

Além disso, a maior remoção de partículas e microrganismos promovida pela DF produz um efluente com características mais favoráveis à etapa de desinfecção subsequente. Isso reduz a demanda por desinfetantes e diminui o potencial de formação de SPDs, reforçando a eficiência e a segurança sanitária do processo global (Cavallini *et al.*, 2016).

A DF também pode ser associada a etapas complementares, como o uso de adsorventes como a clinoptilolita e desinfecção por ozônio (O_3), visando aprimorar a remoção de nutrientes e ampliar o controle microbológico. Costa et al., (2021a), discutem que a combinação de DF substituindo a areia por zeólita do tipo clinoptilolita e ozonização leva a um aumento na

eficiência de remoção de contaminantes e reforça a segurança microbiológica do efluente pós-tratado, com remoções de DBO superiores a 95% utilizando dose mínima de ozônio de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$. Doses mais elevadas ($5,0\text{--}7,0 \text{ mg L}^{-1}$) promoveram melhorias adicionais na remoção de DQO e nitrogênio total, enquanto o sistema de dupla filtração isoladamente alcançou reduções superiores a 87% de *E. coli* e 89% de coliformes totais.

Silva et al., (2020), compararam sistemas de pós-tratamento de efluente de reator UASB por diferentes técnicas de filtração, incluindo DF em cascalho seguida por areia. Os dados experimentais mostraram que DF promoveu remoções de DQO na faixa de cerca de 82–97,9 % em relação ao efluente pós-reator anaeróbio, melhorando substancialmente os parâmetros físico-químicos quando comparada a tratamentos convencionais como lagoas e filtros biológicos. Além disso, todos os sistemas rápidos apresentaram redução de mais de 99 % de turbidez.

Silva; Campos, (2022a), aplicaram DF ao efluente pós-UASB e observaram melhorias significativas na qualidade da água, tornando-a compatível com reúso urbano e indireto para potabilização. Em condições otimizadas (20 mg L^{-1} de FeCl_3 e pH neutro), o efluente após coagulação química e DF apresentou $\text{DOC} < 2 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{COD} < 1 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{BOD} < 1 \text{ mg L}^{-1}$, turbidez $< 1 \text{ UNT}$ e $\text{SST} < 1 \text{ mg L}^{-1}$. Também foram registradas concentrações remanescentes menores de amônia, fósforo total e surfactantes ($< 0,1 \text{ mg L}^{-1}$), demonstrando a eficiência da DF combinada com coagulação e filtração rápida por DF.

Vedam Pupin, da Silva e Campos (2025), avaliaram a eficiência de pós-tratamento de efluente de microcervejaria por meio de coagulação associada a filtração rápida, incluindo DF, a uma taxa de filtração de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Foram observadas reduções em parâmetros físico-químicos como DQO (64 %), DBO (59 %), SST (96 %) e turbidez (99 %), variando conforme o coagulante (PAC, FeCl_3 ou um coagulante natural à base de tanino).

Matos et al., (2025), avaliaram o tratamento de efluente sintético contendo corantes azo por coagulação seguida de DF, obtendo remoções de 76,73% de DQO, 81,31% de DBO, 42,31% de surfactantes lineares (LAS), 80,00% de nitrogênio total, 40,96% de nitrato, 100% de nitrito e 99,58% de turbidez. Para cor e os corantes Ponceau e Tartrazine, as remoções variaram entre 92,86% e 100%, evidenciando a eficácia da DF na remoção de corantes e matéria orgânica.

Matos; Silva; Campos, (2025), avaliaram o desempenho da DF como pós-tratamento de efluente de reatores UASB, associada à coagulação com FeCl_3 em concentrações de 60, 100 e 140 mg L^{-1} , com taxa de filtração de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. O sistema apresentou elevadas eficiências na remoção de sólidos e matéria orgânica, com reduções superiores a 90% para turbidez, sólidos

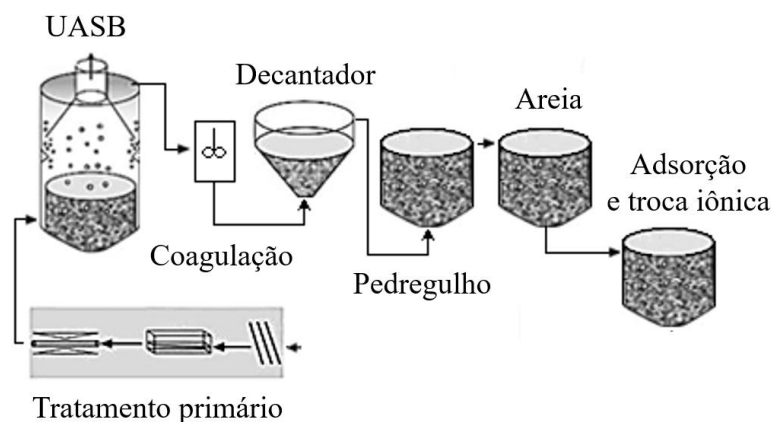
suspensos totais, DQO e DBO. A eficiência foi semelhante entre as concentrações, mas a colmatação da DF ocorreu mais rapidamente em concentrações de 60 mgL^{-1} .

Com base nisto, DF se configura como uma alternativa robusta e operacionalmente mais segura do que a filtração direta para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, sobretudo quando o objetivo é reduzir partículas e microrganismos antes da desinfecção final, garantindo maior estabilidade do processo. Apesar do elevado potencial de remoção, a DF ainda depende de desinfecção complementar para atender a padrões microbiológicos mais rigorosos, e seu desempenho é influenciado por fatores como dosagem e tipo de coagulante, regime hidráulico e qualidade do efluente bruto. Portanto, embora seja mais compacta que sistemas convencionais de filtração lenta e apresente melhor desempenho operacional, a DF deve ser avaliada em conjunto com etapas adicionais de desinfecção e/ou adsorção para assegurar a segurança sanitária e a consistência da qualidade do efluente final destinado ao reúso.

2.6.4.2.4 Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por sistemas de tripla filtração (TF)

Como uma evolução dos sistemas de filtração rápida, a tripla filtração (TF) (Figura 9) tem sido investigada como alternativa eficiente para o pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios (Silva *et al.*, 2020). Essa configuração combina etapas sucessivas de coagulação e separação sólido-líquido, filtração ascendente, filtração descendente e um terceiro estágio de tratamento, geralmente constituído por materiais adsorventes ou de troca iônica, como carvão ativado e clinoptilolita (Silva; Silva; Campos, 2025).

Figura 9 - Sistema geral pós-tratamento por tripla filtração (TF).



Fonte: Adaptado de Silva et al., (2020).

A adoção de múltiplas barreiras físicas e químicas confere à TF maior robustez frente a variações na qualidade do efluente anaeróbio, favorecendo a remoção de partículas, sólidos suspensos, matéria orgânica dissolvida e espécies nitrogenadas (Matos; Silva; Campos, 2025). O estágio final de tratamento, que emprega carvão ativado e/ou clinoptilolita, aumenta o potencial de remoção de contaminantes não retidos eficientemente nas etapas anteriores, como amônia, metais tóxicos, pesticidas, fármacos, hormônios e produtos de higiene pessoal (Silva; Campos, 2022). Essa combinação torna a TF especialmente atrativa para aplicações que exigem efluentes de maior qualidade, incluindo irrigação agrícola, usos urbanos e ambientais, e reabastecimento de aquíferos, conforme as diretrizes da USEPA (USEPA, 2017).

Além das vantagens operacionais, como maiores taxas de filtração (aproximadamente $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) e redução da necessidade de retrolavagem do filtro de areia, TF demonstra elevados índices de remoção de parâmetros físico-químicos: filtros de clinoptilolita alcançam mais de 99% de remoção de espécies nitrogenadas, enquanto filtros de carvão ativado removem DQO, DBO e COD em mais de 97% (Matos; Silva; Campos, 2025; Silva; Campos, 2022).

Silva et al., (2020), avaliaram os efeitos de TF em duas configurações principais: TF-C, que utiliza clinoptilolita como meio filtrante final, e TF-AC, que emprega carvão ativado. Entre as configurações avaliadas, apenas o TF-C produziu efluente sem toxicidade significativa em bioensaios com embriões e larvas de *Rhamdia quelen*. TF-C também promoveu a maior remoção de nitrogênio amoniacal chegando a $0,33 \text{ mg L}^{-1}$, reduzidos em comparação com os valores observados em DF ($44,0 \text{ mg L}^{-1}$) e TF-AC ($46,6 \text{ mg L}^{-1}$). Esses resultados indicam que a combinação de clinoptilolita e carvão ativado em um sistema de TF pode ser ainda mais vantajosa, unindo a eficiência da remoção de espécies nitrogenadas da clinoptilolita à maior adsorção de matéria orgânica do carvão, garantindo um tratamento mais completo e seguro do efluente anaeróbio.

Silva; Campos, (2022a), demonstraram que a TF incluindo pedregulho, areia, zeólita e carvão ativado, associada à desinfecção, produziu efluente de esgoto urbano com qualidade compatível com reúso potável indireto. O tratamento reduziu DOC, COD e BOD a $< 2 \text{ mg L}^{-1}$, turbidez e TSS a $< 1 \text{ mg L}^{-1}$, amônia e fósforo a $< 0,1 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto a desinfecção eliminou totalmente coliformes totais e *E. coli*. O sistema apresentou aproximadamente 91 % de recuperação de água.

Pupin; Silva; Campos, (2025), avaliaram opós-tratamento de efluente de microcervejaria combinando coagulação com dupla e tripla filtração a $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. O sistema alcançou remoções expressivas de cor (98 %), DQO (64 %), DBO (59 %), fenóis (100 %), fósforo total (99 %), TKN (77 %), TSS (96 %) e turbidez (99 %), variando conforme o

coagulante (PAC, FeCl_3 ou tanino). O PAC apresentou maior eficiência, seguido do tanino e do FeCl_3 , indicando que a combinação de coagulação com tripla filtração eficiente no tratamento de efluentes industriais.

Matos; Silva; Campos, (2025), avaliaram o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios com coagulação TF em filtros de pedregulho, areia, carvão ativado e clinoptilolita a uma taxa de filtração de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. O sistema alcançou até 97 % de remoção de DQO, 96 % de DBO, 99 % de turbidez e sólidos suspensos, e >99 % de espécies nitrogenadas com clinoptilolita, que se destacou na retenção de nitrogênio, enquanto o carvão ativado foi mais eficiente na adsorção de matéria orgânica dissolvida.

Matos et al., (2025) avaliaram coagulação seguida de DF e TF no tratamento de efluente sintético com corantes azo (Ponceau e Tartrazina). TF promoveu remoções de DQO e DBO para >98 %, atingiu quase 100 % para LAS, nitrito, TN, turbidez e cor, >77 % para nitrato, e reduziu a concentração dos corantes azo (<LD), devido à adsorção pelo carvão ativado e troca iônica pela zeólita, evidenciando seu potencial para tratamento de efluentes complexos.

Apesar do desempenho promissor, a aplicação da TF como pós-tratamento de efluentes anaeróbios ainda carece de estudos integrados que avaliem simultaneamente a eficiência microbiológica, a resposta à desinfecção, a formação de SPDs e os impactos toxicológicos associados ao reúso (Matos; Silva; Campos, 2025; Silva *et al.*, 2020; Silva; Silva; Campos, 2025; Silva; Campos, 2024). Além disso, aspectos operacionais e econômicos em condições representativas de sistemas reais permanecem pouco explorados, o que limita a plena implementação da tecnologia (Matos; Silva; Campos, 2025).

Nesse contexto, a TF se apresenta como uma tecnologia emergente de elevado potencial para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, justificando investigações adicionais que consolidem sua aplicabilidade na produção de água de reúso segura e sustentável.

2.7 DESINFECÇÃO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS NA OBTENÇÃO DE ÁGUAS DE REÚSO

A desinfecção constitui uma etapa crítica, no pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores UASB, uma vez que microrganismos, incluindo *E. coli* e coliformes totais, ainda podem estar presentes em concentrações superiores aos limites estabelecidos pelas legislações de reúso, mesmo após etapas de filtração (Dantas *et al.*, 2024). Estudos recentes indicam que a aplicação de desinfetantes convencionais, como o Cl, promove a inativação eficiente de *E. coli* e coliformes totais em efluentes tratados por sistemas de filtração, garantindo a conformidade

com padrões de qualidade para diferentes classes de reúso (Medeiros *et al.*, 2025; Silva; Campos, 2024). Além disso, métodos alternativos, como ácido peracético (APA) e O_3 , têm demonstrado bons resultados na redução desses microrganismos em efluentes secundários, tornando-os adequados para reúso seguro quando avaliados com base em indicadores microbiológicos (Cavallini *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2021b; Medeiros *et al.*, 2025).

Apesar da elevada eficiência de diferentes desinfetantes na remoção de microrganismos indicadores, como *E. coli* e coliformes totais, a persistência de outros grupos bacterianos, como enterococos e *Clostridium perfringens*, sob as mesmas condições de tratamento pode exigir estratégias de desinfecção mais rigorosas para garantir a inativação completa (Medeiros *et al.*, 2025). A persistência desses microrganismos após a desinfecção representa um potencial risco à saúde pública, uma vez que promovem a contaminação de fontes de água, comprometendo a segurança do reúso (Dantas *et al.*, 2024; USEPA, 2017).

Com base nessa perspectiva, estudos buscam otimizar a desinfecção de efluentes provenientes de reatores UASB com pós-tratamento por filtração, ajustando as concentrações de desinfetantes e combinando-os com radiação ultravioleta (UV) promovendo a intensificação da etapa de desinfecção (Mortezazadeh *et al.*, 2025). Essas estratégias aumentam a remoção de microrganismos e reduzem a probabilidade de recrescimento, garantindo um reúso mais seguro da água tratada.

Portanto, a seleção e o dimensionamento adequados da etapa de desinfecção, considerando o tipo de desinfetante, a concentração, as condições operacionais e a diversidade de espécies microbianas alvo, são fundamentais para garantir a eficiência do tratamento e a qualidade da água destinada ao reúso.

2.7.1 Desinfecção de Efluentes Domésticos por Cloro (Cl) na Obtenção de Águas de Reúso

A cloração é um dos processos de desinfecção mais utilizados ao redor do mundo em plantas de tratamento de efluentes e águas, devido a sua eficiência na eliminação de agentes patogênicos. A cloração pode ser realizada pela utilização de desinfetantes como o Hipoclorito de Sódio ($NaClO$) e o Dióxido de Cloro (ClO_2). Na cloração há formação de espécies de íon hipoclorito (ClO^-) e cloreto (Cl^-) que dependem do pH do meio, o que também se caracteriza como uma influência na etapa de desinfecção utilizando este agente. Quando adicionado em solução, a formação de espécies reativas pela cloração segue o modelo das reações 1 e 2, levando a uma maior formação destas espécies em pH próximo a 7 (Liu *et al.*, 2023a).



A cloração é desenvolvida com base na adição destes desinfetantes sobre agitação, no efluente, utilizando concentrações de 0,5 a 20 mg L⁻¹ (Bhatt *et al.*, 2020). O tempo de contato também é importante para o processo, podendo variar na ordem de minutos até horas dependendo da concentração de Cl adicionada (Petousi *et al.*, 2022). A utilização de ClO₂ na cloração é mais complexa devido sua instabilidade, sendo necessário a geração em sito para utilização (Pichel; Vivar; Fuentes, 2019).

Em relação aos demais desinfetantes, a cloração é mais econômica e demanda de uma menor complexidade na operação do sistema, além de fornecer a eliminação de uma maior quantidade de diferentes patógenos presentes no efluente tratado como *E.coli*, *Acidimicrobium*, *Kribbella*, *Mycobacterium*, *Rhodococcus*, *Saccharopolyspora*, *Euzebya*, *Kaistobacter*, *Novosphingobium*, *Rhodobacter*, *Klebsiella spp*, *Sphingobium*, *Sphingomonas*, *Polynucleobacter*, *Legionella*, *Luteibacter*, *Dethiosulfovibrio*, *Candidatus*, *Xiphinematobacter*, *Salmonella spp.*, *P. aeruginosa* e *Vibrio spp.* (Bhatt *et al.*, 2020; Truchado *et al.*, 2018).

Truchado et al., (2018), estudaram a desinfecção de água de irrigação com ClO₂ durante o cultivo de espinafre baby em campos abertos comerciais. A água de irrigação foi tratada continuamente com concentração remanescente menores de ClO₂ (~0,25 mg L⁻¹) para avaliar a redução de bactérias patogênicas e o impacto na microbiota da água, do solo e da cultura. Os resultados mostraram que o tratamento com ClO₂ não afetou a diversidade geral da comunidade bacteriana, mas reduziu significativamente a abundância relativa de *P. aeruginosa* (2,28-vezes) e *Enterobacteriaceae* (2,5-vezes), grupos associados à deterioração de alimentos e doenças transmitidas por alimentos.

Silva et al., (2019a), avaliaram a desinfecção de efluentes de reatores anaeróbios utilizando Cl e APA como desinfetantes após filtração. Foram testadas concentrações de cloro livre de 0,8 e 1,6 mg L⁻¹, que promoveram inativação completa de coliformes totais e *E. coli*. Os resultados indicam que a aplicação controlada de desinfetantes, combinada com filtragem prévia, é suficiente para atender aos padrões microbiológicos exigidos para reúso urbano, industrial e agrícola, garantindo água tratada segura sem comprometer a qualidade do efluente.

Hassaballah et al., (2020), avaliaram a desinfecção de efluente secundário usando Cl. Com 2 mg L⁻¹ por 30 min (C.t = 60 mg.min L⁻¹), o Cl promoveu redução significativa de *E. coli*, enterococos e colifagos somáticos, alcançando padrões adequados para reúso. Em C.t = 20 mg.min L⁻¹ (2 mg L⁻¹ por 10 min), a eficiência foi menor, especialmente para enterococos, e

temperaturas reduzidas (4 °C) destacaram a superioridade do Cl sobre o APA para indicadores bacterianos. Protozoários como *Cryptosporidium parvum* não foram significativamente inativados.

Freitas; Leite; Daniel, (2021), avaliaram a aplicação de NaClO para desinfecção de efluentes provenientes de reatores biológicos em sistemas descentralizados. Ensaio em batelada, utilizando concentrações de 5, 10 e 15 mg L⁻¹ de Cl e tempos de contato de 5, 10 e 15 min, indicaram que a inativação de *E. coli* e coliformes totais dependeu principalmente da qualidade do efluente tratado, independentemente do desinfetante empregado. A condição de 15 mg L⁻¹ por 15 min apresentou as maiores reduções microbiológicas.

Kesar; Bhatti, (2022), estudaram a desinfecção de efluente secundário com Cl visando ao reúso de água não potável. Concentrações de 1,0 a 3,0 mg L⁻¹ foram aplicadas com tempos de contato de 15, 30 e 60 min. A aplicação de 1,5 mg L⁻¹ por 30 min promoveu redução inativação de coliformes totais e indicadores bacterianos, com maior remoção logarítmica à medida que a concentração e o tempo de contato aumentaram, garantindo padrões microbiológicos adequados para reúso.

Cochran et al., (2023), avaliaram a cloração de efluentes visando ao reúso potável, com foco na inativação de microrganismos e controle microbiológico. A cloração de contaminantes emergentes, incluindo hormônios e pesticidas, demonstrou eficácia na redução de indicadores microbiológicos, embora tenha formado SPDs com perfis variados de toxicidade e atividade estrogênica. O estudo evidencia que a cloração é essencial para garantir segurança microbiológica em águas de reúso, mas deve ser cuidadosamente dosada e monitorada para minimizar impactos de SPDs.

Silva; Campos, (2024), estudou a desinfecção por Cl a partir de um efluente doméstico com tratamento primário por sistema UASB seguido de coagulação, sedimentação e TF. As concentrações de Cl utilizadas foram de 0,8 e 1,6 mg L⁻¹, alcançando a inativação de espécies como coliformes totais e coliformes fecais do efluente final. O efluente final também apresentou valor reduzido para quantidades de espécies de nitrogênio, DQO, DBO, SST e SDT assim como um efluente com qualidade de reúso urbano, industrial e de potabilidade indireta.

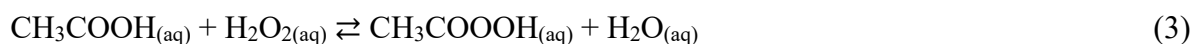
Fallah et al., (2025), avaliaram a desinfecção por Cl de efluentes secundários em bateladas laboratoriais e testes piloto em fluxo contínuo. Nos ensaios, concentrações de Cl foram aplicadas sob menores ($\bar{G} \approx 762\text{--}1000 \text{ s}^{-1}$) e maiores ($\bar{G} \approx 10.000\text{--}18.158 \text{ s}^{-1}$) intensidades de mistura. Resultados mostraram que a maior mistura reduziu drasticamente o produto CT necessário, de 48,5 mg.min L⁻¹ para 0,82 mg.min L⁻¹, para atingir 10 UFC/100 mL de coliformes totais, aumentando a penetração do desinfetante nos flocos e minimizando

“*tailing*”. A eficácia foi alcançada sem exceder os limites regulatórios de SPDs, destacando a importância da consideração da intensidade de mistura na otimização da concentração de Cl para reúso de água.

Apesar da ampla aplicação e da comprovada eficiência da cloração na inativação de microrganismos indicadores e patogênicos em efluentes secundários, persistem preocupações relacionadas à formação de SPDs, especialmente quando o cloro é aplicado a efluentes pós-tratados por sistemas de DF e TF, sob diferentes dosagens. Esses aspectos, aliados à necessidade de atender aos padrões microbiológicos exigidos para diferentes modalidades de reúso, reforçam a importância de estudos integrados que avaliem de forma simultânea a eficiência microbiológica, os impactos toxicológicos e as condições operacionais da cloração como tecnologia para a desinfecção de efluentes destinados ao reúso.

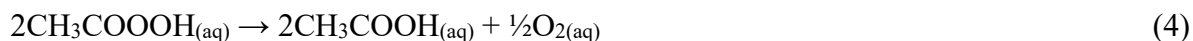
2.7.2 Desinfecção de Efluentes Domésticos por Ácido Peracético (APA) na Obtenção de Águas de Reúso

O APA começou a ser utilizado como um desinfectante no final dos anos 1970 e começo dos anos 1980 (Ragazzo *et al.*, 2020). É composto por uma mistura em equilíbrio de APA, peróxido de hidrogênio, ácido acético e água como mostra a reação 3. O mecanismo de desinfecção deste agente é afetado, assim como na cloração, pelo pH do meio reacional e o tempo de contato deste com o efluente. A eliminação de patógenos pela ação do APA em concentrações médias de 1 - 8 mg L⁻¹ sobre um tempo de contato de médio de 20 minutos ao efluente, decorre dos mecanismos de ação deste desinfectante. Os produtos gerados pela decomposição do APA em água, como oxigênio e peróxido de hidrogênio (H₂O₂), também causam o rompimento de cadeias sulfídricas e sulfúricas das enzimas que compõe a membrana celular, prejudicando assim o equilíbrio das atividades intra e extracelular (Cavallini *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2022; Silva; Campos, 2022).



Cavallini *et al.*, (2013) discutem que o efluente tratado com APA apresenta elevada remoção de patógenos em concentrações de 1 a 10 mg L⁻¹. Em maiores concentrações (<10 mg L⁻¹), a eficiência na inativação microbiana se mantém, porém, o efluente começa a apresentar valores elevados de DBO e DQO, alterando suas características físico-químicas. Além disso, elevadas concentrações de APA podem levar ao aumento da quantidade de OD no efluente,

devido à decomposição do desinfectante e do peróxido de hidrogênio (produto de decomposição do APA), conforme ilustram as reações 4 e 5, o que pode ser benéfico para a qualidade do efluente.



Cavallini et al., (2016) apresentam a eficiência de remoção pela desinfecção por APA, de efluentes domésticos com pós tratamento por sistema de coagulação, sedimentação e filtração. Em concentrações de 1 mg L⁻¹, houve inativação de *E. coli* do efluente, entretanto nestas condições, a eliminação de coliformes totais não é eficiente. Já em concentrações de 8 mg L⁻¹ de APA foram atingidas inativações de patógenos como *E. coli*, coliformes totais, *C. perfringens* e colifagos somáticos. Com o ajuste de pH e coloração do efluente, o mesmo se enquadra em diferentes classes de reúso como agricultura, agricultura restritiva, represamento, represamento restritivo, ambiental, industrial e reposição de águas subterrâneas para reúso não potável, de acordo com a *US Environmental Protection Agency's Manual: Guidelines for Water Reuse (2012)*.

Hassaballah et al., (2020), avaliaram a desinfecção de efluentes secundários utilizando APA como agente desinfectante. Foram testadas concentrações de 2 mg L⁻¹ com tempos de contato de 10 e 30 min, permitindo comparar a eficiência do APA com a do Cl. Os resultados mostraram que o APA promoveu reduções de aproximadamente 2–3 log de *E. coli*, 1,5–2,5 log de enterococos e cerca de 1–2 log de colifagos somáticos, alcançando classificações compatíveis com os padrões microbiológicos exigidos para reúso não potável. No entanto, protozoários como *Cryptosporidium parvum* não foram significativamente inativados nas condições testadas.

Bonetta et al., (2021), compararam a eficácia de diferentes desinfectantes em esgoto urbano, incluindo APA, em três estações de tratamento de larga escala. Na planta onde a desinfecção foi realizada com APA, observou-se redução de indicadores microbiológicos como *E. coli*, coliformes totais e enterococos, com remoções típicas entre 1 e 2 log (90–99%), embora essas reduções tenham sido, em geral, inferiores às obtidas com cloração, que alcançou valores próximos de 2–4 log (99–99,99%), dependendo das condições operacionais e da qualidade do efluente. A presença de patógenos como *Salmonella spp.* foi inferior nos efluentes tratados com APA (17 % dos casos) em comparação com UV, mas ainda evidencia a necessidade de monitoramento detalhado para assegurar a segurança do efluente final.

Silva; Campos, (2022a), avaliaram a desinfecção por APA em duas concentrações (4 mg L⁻¹) e (8 mg L⁻¹), em efluente doméstico para eliminação de coliformes totais e *E. coli*. Os resultados demonstraram a remoção total de ambos os patógenos já nas menores concentrações estudados. Outros estudos envolvendo o tratamento de efluente doméstico para remoção destes patógenos, apresentam remoção de patógenos >95% para concentrações de APA de 1,5 – 4,5 mg L⁻¹ (Foschi *et al.*, 2022). Menores concentrações de APA 0,5 - 3 mg L⁻¹, também se mostraram promissoras na inibição de bactérias nitrificantes em sistemas de tratamento de efluentes. Das 26 bactérias estudadas, 17 espécies de diferentes culturas, apresentaram uma redução >50% na quantidade destes patógenos após desinfecção por APA (Chen *et al.*, 2022).

Ding et al., (2023b), O estudo demonstrou que o APA apresentou menor capacidade desinfetante em relação ao PFA e ao NaClO, especialmente em condições de maior turbidez e em efluentes secundários. Enquanto NaClO e PFA alcançaram inativações de até 4 log de *E. coli* e *S. aureus* com valores de $C \cdot t \leq 1 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{min}$, o APA apresentou desempenho inferior nas mesmas condições operacionais. A eficiência de inativação aumentou com o incremento do produto concentração-tempo ($C \cdot t$) e do tempo de contato, evidenciando que a dosagem aplicada e o tempo de exposição são fatores críticos para garantir a eficácia do APA em aplicações de reúso de água.

Silva; Campos, (2024), estudaram a desinfecção de efluente urbano com pós-tratamento por TF e desinfecção por APA, alcançando inativação completa de coliformes totais e coliformes fecais com concentrações de 4,0 mg L⁻¹ de APA. Os autores concluem que a aplicação controlada de APA, associada a processos de filtração prévia, é suficiente para atender aos padrões microbiológicos exigidos para reúso urbano, industrial e para potabilidade indireta, garantindo água tratada segura sem comprometer as características físico-químicas do efluente.

Shariatmadari, (2025), investigaram a desinfecção de água e efluentes em ambientes de processamento avícola utilizando APA como agente antimicrobiano. Em aplicação prática no processamento de aves, a utilização de APA em concentrações entre 0,01 e 0,5 mg L⁻¹ resultou em uma redução de 20 a 200-vezes na contagem total de microrganismos, incluindo bactérias entéricas.

Apesar da comprovada eficiência do APA na inativação de diversos microrganismos indicadores e patogênicos em efluentes secundários, ainda persistem lacunas quanto às consequências de sua aplicação em efluentes provenientes de reatores UASB com pós-tratamento por TF. Entre essas lacunas destacam-se a resistência de certos microrganismos,

a otimização das concentrações necessárias para diferentes condições de operação, e os efeitos potenciais sobre a formação de SPDs e a segurança de aplicações em produtos agrícolas.

2.7.3 Desinfecção de Efluentes Domésticos por Ozônio (O₃) na Obtenção de Águas de Reúso

A desinfecção por O₃ ou ozonização ocorre através de mecanismos complexos a partir da redução à O₂, formação de radicais como a hidroxila (HO•) ou interação direta do O₃ com a matéria orgânica do meio (Dorevitch *et al.*, 2020). Os radicais formados provenientes dos equilíbrios envolvendo o O₃, mostradas nas reações 6 a 8, também são responsáveis pelas interações e degradação dos componentes da matéria orgânica. Entretanto, quando utilizado apenas o O₃, em geral as reações desencadeadas são relativamente lentas, sendo necessário, tempos de contatos com o efluente >4 min (Costa *et al.*, 2021a; Dong *et al.*, 2022; Iakovides *et al.*, 2019).



Um dos fatores que altera a eficiência do mecanismo de desinfecção por O₃ é a temperatura. Tachikawa; Yamanaka, (2014) discutem que em temperaturas reduzidas (8 – 14°C) o O₃ apresenta maior estabilidade, aumentando assim sua disponibilidade, assim como, há o aumento de HO• gerados pela sua decomposição.

O O₃ mostra-se eficiente na remoção de bactérias, vírus e protozoários (Pichel; Vivar; Fuentes, 2019). Gan et al., (2014) estudaram o efeito do O₃ na eliminação de *C. pyrenoidosa* de efluentes provenientes de criadouros de suínos com DQO (~500 mg L⁻¹), TN (~40 mg L⁻¹), TP (~10 mg L⁻¹) e NH₃ (~39 mg L⁻¹). Neste caso, foram necessárias concentrações de 25 mgO₃/min para remoção de 97% dos patógenos, em tempos de contato de 5 min, subindo para 98% em 10 min.

A pré-ozonização também é discutida na associação da desinfecção por H₂O₂, configurando o sistema O₃/H₂O₂. A associação de ambos os desinfetantes, se deu pela da pré-ozonização, por 30 minutos do efluente, seguido de diferentes tempos de contato do efluente pré ozonizado, com o H₂O₂, ambos em diferentes concentrações. A eficiência de desinfecção de biofilmes contendo *P. fluorescens*, aumenta ao passo que a concentração de H₂O₂ e O₃ são elevadas, para valores próximos de 1,05% e 1,5 mgO₃ L⁻¹. Nestas condições, a partir de 60

minutos, a taxa de sobrevivência de *P. fluorescens* cai de 1 para ~0,01, chegando a ~0,0005 em 150 minutos (Tachikawa; Yamanaka, 2014).

Graça et al., (2020), estudaram a desinfecção por O₃ em efluente proveniente de ultrafiltração em pH ~7,5 com características de 22,7 mg L⁻¹ de DQO, e valores <LD para TN e TP. Foram necessárias concentrações de 0,9 gO₃/g de DOC sob um tempo de retenção de 8 min, para remoção de bactérias heterotróficas, e inativação de enterobactérias, enterococos e fungos. O efluente gerado foi avaliado com potencial reúso para irrigação agrícola, sem restrição.

Costa et al., (2021a) estudaram a desinfecção por O₃ na remoção de *E. coli* e coliformes totais em efluente doméstico tratado por UASB seguido de DF (filtro ascendente de cascalho e filtro de clinoptilolita), com DQO ~150 mg L⁻¹, TN ~73 mg L⁻¹ e NH₃ ~46 mg L⁻¹. As concentrações de 0,4; 5,0 e 7,0 mg O₃ L⁻¹, com 5 min de contato, alcançaram remoção >99% de coliformes totais e >93% de *E. coli*, mesmo nas menores concentrações. Nessas concentrações, o O₃ também auxiliou na remoção de DBO, embora com queda de eficiência em concentrações menores que 4 mg O₃ L⁻¹, enquanto a remoção de DQO apresentou tendência inversa. O processo ainda removeu >95% de nitrogênio total e >99% de nitrogênio amoniacal. O efluente final pode ser destinado ao reúso em manutenção de banheiros, irrigação de pomares, cereais, pastagens e outras culturas, por escoamento superficial ou irrigação pontual.

Wei et al., (2022), discutem um considerável aumento na desinfecção em sistemas de reutilização de efluente na china, associando pre-ozonização e cloração (O₃/cloração). Utilizando concentrações de O₃ de 0 – 3 mg L⁻¹, e concentrações de 2,5 mg L⁻¹ de Cl, foram encontradas remoções de coliformes fecais, *E. coli*, coliformes totais e contagens de bactérias heterotróficas de ~log 3,5, ~log 3,5, ~log 3,5 e ~log 2,2 respectivamente. Em comparação com a desinfecção apenas por Cl e O₃, a junção O₃/Cl, demonstra uma melhor performance na remoção destes microrganismos.

Hogard et al., (2023), avaliou a desinfecção por O₃ em efluente secundário para reúso, aplicando concentrações de até ~6,9 mg L⁻¹ de O₃. A ozonização promoveu reduções de ~6 log de colifagos somáticos e ~4 log de *E. coli*, demonstrando elevada eficiência microbiana. Os autores destacam que a manutenção do resíduo de O₃ é essencial para inativar microrganismos mais resistentes, enquanto estratégias de controle de bromato, como adição de monoclорamina ou peróxido de hidrogênio, influenciam a oxidação de contaminantes e a formação de SPDs, exigindo equilíbrio entre desinfecção e segurança do efluente.

Costa et al. (2024) avaliaram uma unidade piloto de ozonização para reúso potável em efluente, aplicando três concentrações de O₃ em relação ao carbono orgânico total (0,7; 1,0 e

1,4 O₃/TOC), gerando produto concentração-tempo (CT) entre 1,60 e 13,62 mg.min L⁻¹. O tratamento promoveu reduções de coliformes totais (2,46–2,89 log), *E. coli* (2,03–2,18 log), PMMoV (0,46–1,63 log), ToBRFV (2,23–2,64 log) e norovírus (>4 log). Apesar da eficácia microbiana, as maiores concentrações aumentaram a formação de SPDs, como bromato (2,8–12,0 µg L⁻¹) e NDMA (28–40 ng L⁻¹), indicando a necessidade de controle adicional de SPDs em água de reúso potável.

Phalakornkule et al., (2025), avaliaram a desinfecção de efluente hospitalar em um sistema híbrido de ozonização com filtração em carvão ativado para tratamento terciário e reúso em torre de resfriamento. Com concentrações de O₃ de 240–300 g/h, o processo eliminou coliformes totais, *Legionella*, *Salmonella*, *C. perfringens*, *Staphylococcus aureus* e *E. coli*, reduzindo significativamente a carga microbiológica. Os autores destacam que a combinação de O₃ e carvão ativado é eficaz tanto na inativação de microrganismos quanto na redução da carga orgânica, evidenciando seu potencial para reúso seguro em ambientes hospitalares e industriais.

Apesar da elevada eficiência da ozonização na inativação de microrganismos indicadores e patogênicos em efluentes secundários e terciários, sua aplicação em efluentes provenientes de reatores UASB com pós-tratamento por TF ainda permanece pouco explorada. Nesse contexto, estudos integrados que avaliem simultaneamente a eficiência microbiológica, a otimização da dosagem, o controle de SPDs e a viabilidade econômica são essenciais para compreender o potencial da ozonização na produção segura de efluentes destinados ao reúso.

2.7.4 Desinfecção de Efluentes Domésticos por Persulfato (PS) na Obtenção de Águas de Reúso

A desinfecção por persulfato (PS), baseada no uso de sais como persulfato de potássio ou de sódio, tem ganhado destaque como alternativa para o tratamento de efluentes, principalmente devido à sua capacidade de gerar espécies oxidantes altamente reativas (Calaixo et al., 2023). Embora os estudos disponíveis ainda sejam limitados, pesquisas recentes demonstram que o PS apresenta potencial para a inativação de microrganismos em efluentes, incluindo *E. coli*, enterococos, enterobactérias e *Staphylococcus aureus* (Calaixo et al., 2023; Mailler; Mèche; Rocher, 2021; Pironti et al., 2021).

A desinfecção pelo PSA ocorre principalmente após sua ativação, que pode ser promovida por calor, UV, metais, pH alcalino ou materiais como carvão ativado. A ativação leva à clivagem do íon persulfato (S₂O₈²⁻) e à formação de radicais ânion sulfato (SO₄^{•-}) conforme a reação 9. Esses radicais apresentam elevado potencial redox e reagem com

moléculas presentes no efluente, produzindo radicais $\text{HO}^\bullet$ e outras espécies oxidantes (Reação 10).



Essas espécies oxidantes atacam lipídios, proteínas, ácidos nucleicos e estruturas da membrana celular, levando à perda de integridade e posterior inativação microbiana. O radical sulfato também pode reagir com matéria orgânica pela abstração de hidrogênio, conforme a reação 11, iniciando cadeias oxidativas que contribuem para a destruição celular.



Estudos que avaliaram a desinfecção de efluentes secundários visando ao reúso por meio da ativação do PS por ferro, demonstram elevada eficiência microbiológica associada à geração de $\text{SO}_4^{\bullet-}$. Yan et al., (2021), ao integrar o PS (3 mM $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$; 0,75 mM Fe^{2+}) a sistemas de membranas, alcançaram a remoção de enterococos e enterobactérias a em concentrações menores que o limite de detecção (< 10 UFC/100 mL), evidenciando o efeito sinérgico entre oxidação química e separação física. De forma semelhante, Venâncio et al., (2022), reportaram reduções superiores a 3–4 log de *E. coli* e coliformes totais em efluente municipal, com cinética rápida de inativação. Ambos os estudos convergem ao indicar que a eficiência do processo depende fortemente da dosagem de PS, da razão ativador/oxidante ($\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) e das características da matriz do efluente, fatores determinantes para a viabilidade técnica, econômica e segura do PS ativado por ferro em sistemas de reúso de águas residuárias.

Shen et al., (2023), avaliaram a desinfecção de efluentes por PS ativado termicamente e por Fe^{2+} visando aplicações de reúso. A ativação térmica intensificou a geração de radicais $\text{SO}_4^{\bullet-}$, promovendo reduções superiores a 3 log de microrganismos indicadores e acelerando a cinética de inativação. Os autores destacam que, embora o PS ativado por calor apresente elevada eficiência microbiológica, sua aplicação em sistemas de reúso requer otimização da dosagem e análise do consumo energético, especialmente em pós-tratamentos terciários.

Fouad et al., (2025), avaliaram a desinfecção de efluente doméstico secundário por PS ativado por sulfato ferroso ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8/\text{FeSO}_4$) como tratamento terciário para reúso agrícola. A aplicação de 0,3 g L^{-1} de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ e 0,3 g L^{-1} de FeSO_4 , em pH $\sim 7,0$, resultou em reduções significativas de microrganismos indicadores, com coliformes totais, coliformes fecais e *E. coli*

reduzidos para 15, 6 e 2 UFC/100 mL, respectivamente, atendendo aos padrões de reúso Classe A segundo as diretrizes de reúso da EU. Os resultados confirmam a elevada eficiência do PS ativado por ferro na inativação microbiológica em efluentes destinados à irrigação.

Apesar do potencial do PS como tecnologia de desinfecção para reúso, sua eficiência é fortemente dependente das características físico-químicas do efluente, como pH, teor de matéria orgânica e presença de íons inorgânicos (Lee; Von Gunten; Kim, 2020). Além disso, a formação de SPDs ainda é pouco compreendida, embora evidências indiquem menor tendência à formação de compostos halogenados em comparação ao Cl (Calaixo *et al.*, 2023). Ressalta-se que, a utilização do PS após tripla filtração tripla também não foi avaliada, tampouco teve sua eficiência investigada de forma sistemática sem ativação em estudos voltados ao reúso. Essas lacunas evidenciam a necessidade de estudos adicionais para consolidar a aplicação segura e tecnicamente viável do PS em pós-tratamentos avançados.

2.7.5 Desinfecção de Efluentes Domésticos por Radiação Ultravioleta (UV) na Obtenção de Águas de Reúso

A exposição do efluente previamente tratado por UV, sobre um tempo de contato adequado, denomina-se fotólise, sendo esse processo mais eficaz na faixa espectral de 200–300 nm, correspondente à região germicida do UV (Thakur; Verma; Örmeci, 2023). A fotólise integra os processos oxidativos avançados (POA), nos quais a radiação UV promove a degradação direta de compostos orgânicos e a formação de espécies reativas de oxigênio, especialmente radicais HO[•], responsáveis pela oxidação de contaminantes e inativação microbiana. A desinfecção ocorre tanto pela ação oxidativa indireta quanto pelo dano direto ao material genético, incluindo clivagem de DNA e RNA, formação de dímeros de pirimidina e ligações cruzadas moleculares (Hussain; Ray, 2022).

Quando a dose ou o tempo de exposição são insuficientes, os danos podem ser parcialmente reversíveis, permitindo a reativação dos microrganismos (Wang *et al.*, 2021). Diferentes fontes do UV, com comprimentos de onda mono ou policromáticos, são utilizadas na desinfecção, conforme apresentado na Tabela 2, influenciando a eficiência frente a distintos grupos microbianos.

Tabela 3 – Principais fontes de UV utilizadas em estudos de desinfecção.

Tipo UV	Faixa de λ (nm)	Microrganismos inativados	Efluente	Referência
LP-UV	~254	Coliformes totais; coliformes fecais; <i>E. coli</i> ; Ovos de Helminto; Larvas helmintos; <i>Klebsiella spp.</i> ; <i>Salmonella spp.</i> ; <i>P. aeruginosa</i> ; <i>Vibrio spp.</i>	Doméstico	(Augsburger <i>et al.</i> , 2021; Bhatt <i>et al.</i> , 2020; Guadagnini <i>et al.</i> , 2013)
MP-UV	200 - 300	Coliformes totais; coliformes fecais	Doméstico	(Jamalinezhad <i>et al.</i> , 2021)
UV-LED	200 - 280	Coliformes totais; <i>E. coli</i> ; <i>Bacillus</i>	Doméstico	(Kakiki; Nishimura; Yamazaki, 2022; Qi <i>et al.</i> , 2020; Shen <i>et al.</i> , 2020; Silva; Leonel; Tonetti, 2020)
UV-Solar	200 - 290	Coliformes totais; <i>E. coli</i> ; <i>E. fecalis</i> ; <i>Clostridium perfringens</i>	Doméstico	(Kakiki; Nishimura; Yamazaki, 2022; Thakur; Verma; Örmeci, 2023; Torres <i>et al.</i> , 2022)

Fonte: O autor.

Nota: λ : Comprimento de onda. LP-UV: Low-Pressure Ultraviolet (Ultravioleta de baixa pressão); MP-UV: Medium-Pressure Ultraviolet (Ultravioleta de média pressão); UV-LED: Ultraviolet Light-Emitting Diode (Diodo emissor de luz ultravioleta); UV-Solar: Solar Ultraviolet (Ultravioleta solar).

O UV proveniente do ultravioleta de baixa pressão (LP-UV) penetra diretamente nos ácidos nucleicos (DNA/RNA) dos microrganismos, já as lâmpadas ultravioletas de média pressão (MP-UV) ainda garantem a interação com as proteínas presentes nos microrganismos (Augsburger *et al.*, 2021; Minh Tran *et al.*, 2022). O ultravioleta solar (UV-Solar), é uma alternativa renovável de fonte de UV, entretanto, as doses nestes casos são menores, sendo necessário a ação de outros desinfetantes para completa desinfecção do sistema (Thakur; Verma; Örmeci, 2023).

Bhatt *et al.*, (2020), avaliaram a desinfecção por Cl e radiação LP-UV em efluentes hospitalares e domésticos, respectivamente. O processo LP-UV promoveu reduções de *E. coli* ($2 \log_{10}$), coliformes totais ($3 \log_{10}$), coliformes fecais ($2 \log_{10}$), *Klebsiella spp.* ($2 \log_{10}$), *Salmonella spp.* ($2 \log_{10}$) e *P. aeruginosa* ($2 \log_{10}$). Embora inferiores às obtidas por cloração e dependentes de maior tempo de contato (9 h), essas remoções ocorreram em efluente doméstico com menor carga orgânica, apresentando DBO de 254,67 mg L⁻¹, DQO de 636,33 mg L⁻¹ e SST de 345,83 mg L⁻¹. Os autores discutem que a quantidade de matéria orgânica, coloração e turbidez do efluente, levam a diminuição da eficiência do processo, isto porque a matéria orgânica suspensa ou dissolvida, consegue absorver UV protegendo as células dos microrganismos presentes no efluente. Apesar destas elevadas concentrações, após o tratamento LP-UV o efluente apresentou remoção de 96,5 %, 96,6 % e 93,8% dos parâmetros DBO, DQO e SST respectivamente, proporcionando um efluente de reúso para horticulturas.

Jamalinezhad et al., (2021), compararam a eficiência de desinfecção de efluentes domésticos, por MP-UV e O₃, variando o tempo de contato com o efluente, de ambos os processos, entre 0-15 min, as doses de UV de 30 – 3,680 mW/cm². O tempo de 15 minutos foi o suficiente para uma maior remoção de patógenos em ambos os casos, o MP-UV apresentou uma remoção de 3.82 e 3.79 log de microrganismos como coliformes fecais e totais em doses de UV de 3,680 mW/cm². O efluente foi avaliado com potência de reúso para irrigação de áreas de acesso restrito e culturas alimentares processadas ou não alimentares.

Silva; Leonel; Tonetti, (2020), estudaram a eficiência da desinfecção por lâmpadas de diodo emissor de luz ultravioleta (UV-LED) e UV-A/UV-LED utilizando diferentes comprimentos de onda para UV-A (315 – 400 nm) e para UV-LED (200 – 290 nm) em tempos de contato de 0 – 60 min. Os resultados mostraram potencial eficiência para os dois processos UV-LED (~log 3,5) e UV-A/UV-LED (~log 4,0) na remoção de *E. coli* de efluentes domésticos em 60 minutos de contato. Entretanto, na associação de UV-A/UV-LED, a eficiência máxima de remoção foi alcançada com um tempo menor de exposição do efluente (30 min). Os autores discutem que isto decorre da capacidade do UV-A em promover uma série de radicais provenientes de sua interação com o OD do meio. Estas provocam danos irreversíveis nas membranas dos microrganismos, assim como a remoção da matéria orgânica do meio, obtendo ao final, um efluente com características de reúso agrícola segundo.

Augsburger et al., (2021), avaliaram a eficiência de lâmpadas LP-UV, MP-UV e UV-LED na inativação de vírus entéricos, como adenovírus, em efluentes. Entre as tecnologias analisadas, a radiação MP-UV apresentou maior desempenho na remoção viral. Esses microrganismos apresentam elevada resistência à radiação UV, associada a mecanismos de reparo e regeneração proteica após a exposição. A emissão policromática do MP-UV reduz a eficiência desses mecanismos de reparo, aumentando a interação da radiação com o material genético viral e, consequentemente, a inativação dos vírus.

Torres et al., (2022), estudaram a remoção de microrganismos como *E. coli*, enterococos e *C. perfringens* de efluentes doméstico, pelo sistema de desinfecção UV-Solar durante as 4 estações do ano. Os autores discutem que, em um aspecto global, as doses de UV-Solar emitidas em dias de sol são de ~307,83 kJ/m, com alteração entre as estações do ano. Baseado nisto, foram obtidas remoções de 79,48 – 99,94%, de *E. coli*, 64,67 – 98,74% de *E. fecalis* e 15,09 – 94,58% de *C. perfringens*, dos efluentes testados em efluxo e batelada. As variações encontradas ocorrem entre as estações do ano, sendo as maiores remoções resultante das análises realizadas durante o verão. Devido a potencial remoção de parâmetros físico-químicos como DBO, DQO, SST e TN, os efluentes provenientes das diferentes estações,

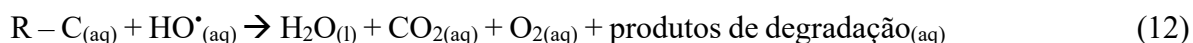
apresentaram diferentes qualidades de reúso, como na agricultura, industrial, ambiental e recreativo.

A ação associada de UV a outros tipos de desinfetantes (fotocatálise), se mostra eficiente na remoção de microrganismos, e contaminantes emergentes, como corantes, fármacos, hormônios, assim como na degradação da matéria orgânica em geral, garantindo a remoção de parâmetros como turbidez, DQO e DBO (Ding *et al.*, 2023a; Fujioka *et al.*, 2020; Lamba; Ahammad, 2017; Mansour *et al.*, 2023; Tak; Vellanki, 2019). A fotocatalise, vêm sendo exploradas nos últimos anos para o tratamento de efluentes e obtenção de águas de reúso. A fotocatalise homogênea surge com a utilização do UV juntamente a desinfetantes como H₂O₂, Cl, APA, O₃ e o Ferro (Fe). Quando o UV é associado a óxidos metálicos, como o óxido de titânio (TiO₂), Óxido de Zinco (ZnO) e Óxido de Cádmio (CdO) é caracterizada a fotocatalise heterogênea. Em geral, as desinfecções por estes POA, são mais eficientes em termos de diminuição de formação de SPDs e tempo de execução do processo (Pichel; Vivar; Fuentes, 2019; Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021).

2.7.6 Desinfecção de Efluentes Domésticos por Radiação Ultravioleta (UV) Associada a Desinfetantes (UV/Desinfetantes) na Obtenção de Águas de Reúso

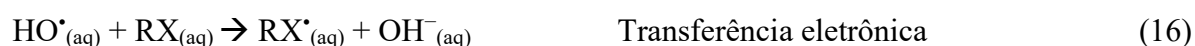
A exposição de efluentes à radiação UV associada a desinfetantes (UV/desinfetantes) caracteriza-se pela intensificação da formação de espécies reativas no sistema, resultantes da interação da radiação UV com o desinfetante, a matéria orgânica e a própria água (Dong *et al.*, 2022).

Os radicais formados interagem com os constituintes da parede celular dos microrganismos, levando a danos diretos ao material genético (DNA e RNA) e potencializando a inativação microbiológica (Núñez-Salas *et al.*, 2021). Paralelamente, essas espécies reativas também reagem com a matéria orgânica residual dissolvida, promovendo sua oxidação à produtos mais estáveis, como CO₂ e H₂O, ou ainda O₂, conforme a reação 12. Estas vias reacionais resultam na maior remoção de parâmetros microbiológicos e físico-químicos (Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021).



A associação UV/desinfetante pode ocorrer por fotocatalise homogênea, com o uso de desinfetantes como Cl, H₂O₂, APA, PS e O₃, ou por fotocatalise heterogênea, empregando semicondutores sólidos, como TiO₂ e ZnO, no sistema reacional (Riaz; Park, 2020).

Brito; Silva, (2012), discutem que os principais mecanismos gerais, para desinfecção por fotocatalise homogênea são a abstração do átomo de hidrogênio (reações 13 e 14), onde há substituição de um átomo de hidrogênio na molécula, por um de oxigênio, através da ação dos radicais no meio. A adição eletrofílica (reação 15), que ocorre pela adição de um radical hidroxila em compostos que apresentam dupla ligação em sua cadeia. E por fim, pode ocorrer pelo mecanismo de transferência eletrônica (reação 16), onde ocorre a transferência de carga do radical hidroxila para um composto halogenado.



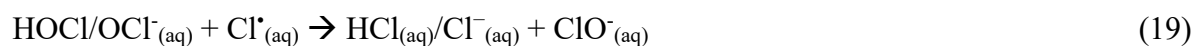
(X: F, Cl, Br ou I)

Assim como na desinfecção por UV isolada, as combinações UV/desinfetante podem apresentar limitações de eficiência em efluentes com elevada turbidez (10 – 20 UNT) ou elevada concentração de partículas em suspensão (SST > 30 – 50 mg L⁻¹), em função da menor penetrabilidade do UV e do efeito de sombreamento dos microrganismos (Minh Tran *et al.*, 2022). Nessas condições, torna-se necessária a aplicação de maiores concentrações de desinfetantes para alcançar a inativação microbiológica desejada, o que, em processos como a cloração, pode intensificar o potencial de formação de SPDs (Tak; Kumar, 2017).

Adicionalmente, a maior complexidade da matriz do efluente em ambientes de elevada turbidez, frequentemente associada à presença de íons como brometo, pode restringir a aplicação de desinfetantes como o O₃, devido ao risco aumentado de formação de SPDs bromados (Gassie *et al.*, 2019).

Esses fatores reforçam a importância da adequada seleção das tecnologias de tratamento e pós-tratamento nas combinações UV/desinfetante, de modo a assegurar que o efluente final apresente qualidade físico-química compatível com a intensificação da inativação microbiana, sem promover o aumento da toxicidade decorrente da formação de SPDs (Silva; Leonel; Tonetti, 2020).

A associação UV/Cl apresenta vantagens sinérgicas em comparação com a desinfecção por UV e Cl isolados, pois permite reduzir tanto a energia aplicada ao sistema quanto as concentrações de Cl necessárias para a inativação microbiológica. A interação entre o UV e o Cl promove a formação de espécies reativas, como radicais cloro ($\text{Cl}^\bullet$) e $\text{HO}^\bullet$ (reações 17 a 21), que ampliam os mecanismos de inativação microbiana. Como resultado, o sistema UV/Cl mantém elevada eficiência na remoção de microrganismos ao mesmo tempo em que reduz a formação de SPDs em comparação à cloração (Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021).



Quando isolados, o UV consegue adentrar a membrana celular de diferentes microrganismos, causando danos significativos ao material genético, eliminando uma quantidade significativa, mas permite a reativação destes. O Cl por sua vez causa danos superficiais na membrana celular e ao material genético. Associados o sistema UV/Cl consegue romper a membrana celular e clivar em várias partes o material genético, levando a eliminação do microrganismo por degradação de seu DNA e impedindo a reativação, devido a presença dos radicais formados (Wang *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2019).

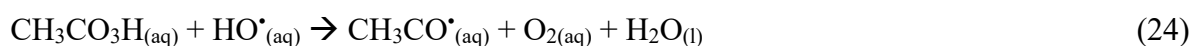
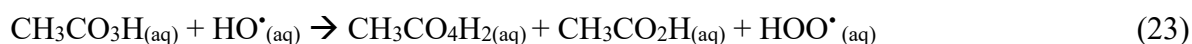
Fiorentino *et al.*, (2021), avaliaram a desinfecção de efluente visando ao reúso agrícola por UV-Solar/Cl, comparando-a com UV-Solar e cloração isolada. Utilizando 3 mg L^{-1} de NaClO e tempos de contato de até 180 min, o sistema UV-Solar/Cl apresentou a inativação mais rápida de *E. coli* e enterococos, com eliminação de *E. coli* em 10 min e de enterococos em 10 min, tempos inferiores aos observados para UV-Solar e Cl isolados. Além disso, o processo combinado reduziu significativamente o recrescimento microbiano ao longo de 48 h, limitando *E. coli* a $\sim 2 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ e enterococos a $\sim 5 \text{ UFC } 100/\text{mL}$, valores substancialmente menores que os obtidos com os tratamentos individuais. Os resultados indicam que a associação UV/Cl aumenta a eficiência e a estabilidade microbiológica do efluente, viabilizando sua aplicação em reúso agrícola.

Ye *et al.*, (2022), avaliaram a desinfecção de efluentes domésticos por UV/Cl (LP-UV, 15 W; 6 mg L^{-1} de Cl) em diferentes estações do ano. O processo promoveu inativação total de *E. coli*, *P. aeruginosa*, *Shigella* sp. e *Staphylococcus aureus* em 1 min de contato. Para

coliformes fecais, a inativação total ocorreu em 1 min na primavera, verão e outono, enquanto no inverno foram necessários 10 min, em função das menores temperaturas e do aumento da concentração do Cl. Além disso, o sistema apresentou remoção concomitante de matéria orgânica e espécies nitrogenadas, favorecendo a estabilidade microbiológica do efluente tratado.

Sgroi; Snyder; Roccaro, (2021), compararam a utilização de doses de 191 e 465 mJ/cm² de LP-UV associados ou não a 3 mg L⁻¹ de Cl, para eliminação de microrganismos como colifagos somáticos, coliformes totais, *E. coli* e enterococos de efluentes domésticos. Como resultado, os autores encontraram remoções semelhantes entre os processos UV e LP-UV/Cl nas diferentes doses, para os microrganismos colifagos somáticos (~log 3,1), coliformes totais (~log 3,8), *E. coli* (~log 3,0). Para enterococos, apenas a LP-UV não foi suficiente para remoção log do microrganismo, entretanto a associação LP-UV/Cl, alcançou uma remoção de ~log 3,2 em ambas as doses de UV utilizadas. A associação da desinfecção UV/Cl ainda apresenta eficiência na remoção de patógenos como *bacterioidales*, *C. perfringens*, e Total *Bacterioidales* (Chern *et al.*, 2014).

O APA é um forte desinfetante, apresentando um alto potencial de redução ($E^0 = 1.0-1.96$ V), a associação UV/APA torna o sistema ainda mais reativo, devido a elevada formação dos radicais, mesmo em comparação com desinfecções por UV em associação com em UV/H₂O₂ (Kim *et al.*, 2019). A formação dos radicais ocorre devido a absorção de diferentes comprimentos de onda do UV pelo APA, como mostrado nas reações 22 a 24, que leva a clivagem da ligação entre oxigênios (O-O) presente na molécula. Como o APA é formado por uma mistura em equilíbrio de quatro componentes, os radicais formados neste processo são o $\cdot$ HO $\cdot$, hidroperoxila (HOO $\cdot$) e acetoxila (CH₃COO $\cdot$), e originam-se dos diferentes constituintes do equilíbrio. O HO $\cdot$ é proveniente da quebra das moléculas de H₂O₂ e APA, já os radicais CH₃COO $\cdot$ e HOO $\cdot$, são provenientes da quebra das moléculas de APA e da reação entre o APA e HO $\cdot$ (Zhang *et al.*, 2020).



O aumento da concentração do desinfetante, diminui a disponibilidade de radicais $\cdot$ HO $\cdot$, no sistema, entretanto neste caso, a eficiência do processo não decai devido ao aumento da quantidade de radicais CH₃CO $\cdot$. O pH é um dos fatores que influencia o processo envolvendo

este sistema, em pH mais elevados ($\text{pH} > 9$), o APA encontra-se desprotonado, causando o decaimento de sua capacidade desinfetante (Yang *et al.*, 2022). Em contrapartida, enquanto a aplicação isolada de APA promove redução do pH final do efluente, o sistema combinado UV/APA apresenta variações pouco significativas, mantendo o pH praticamente estável, em torno de 7,5–8,0 (Huang *et al.*, 2022; Krishnan *et al.*, 2021).

Sun *et al.*, (2018), compararam os processos LP-UV, APA e LP-UV/APA na desinfecção de efluente doméstico contendo *E. coli*, utilizando 9 mg L^{-1} de APA e intensidade de UV de $2,2 \times 10^{-7} \text{ Einstein L}^{-1} \text{ s}^{-1}$, com tempos de contato de 0 a 4 min. A inativação de 4 log foi alcançada em 4 min para as desinfecções por UV e APA isolados e em 2,5 min para o processo combinado UV/APA, que promoveu a eliminação completa de *E. coli* ($1 \times 10^8 \text{ UFC/100 mL}$) em 3 min. O melhor desempenho do UV/APA é atribuído à ação sinérgica entre os danos fotobiológicos ao DNA induzidos pelo UV e a oxidação de biomoléculas pelo APA, intensificada pela formação de radicais reativos, como $\text{HO}^\bullet$ e $\text{CH}_3\text{CO}^\bullet$.

Hassaballah *et al.*, (2020), avaliaram a remoção de *E. coli*, enterococos, colifagos somáticos e *Cryptosporidium parvum* em efluentes urbanos, comparando os processos MP-UV, APA e MP-UV/APA. As reduções médias observadas foram de aproximadamente 3,5 log, 1,5 log e 2,9 log, respectivamente. Os autores verificaram que a MP-UV, aplicada com dose de $14,7 \text{ mJ}\cdot\text{cm}^{-2}$ em todas as condições, apresentou maior eficiência que o APA isolado. Além disso, o recrescimento microbiano após 24 h não foi observado no sistema combinado UV/APA, indicando maior estabilidade microbiológica do efluente e potencial aplicação para reús

Rizzo *et al.*, (2019), avaliaram a desinfecção de *E. coli* em águas cinzas (GW) e efluente doméstico (WW) usando UV-Solar/APA e LP-UV/APA, com tempos de exposição ao UV de até 180 a 300 min e concentrações de APA entre $0,075\text{--}1 \text{ mg L}^{-1}$ (GW) e $1\text{--}10 \text{ mg L}^{-1}$ (WW). Para GW, $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ não gerou radicais suficientes, exigindo maior dosagem de UV e tempo ($\sim 60 \text{ kJ L}^{-1}$, 300 min). Concentrações de 1, 0,2 e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ permitiram inativação com concentrações de $\sim 0,25 \text{ mg L}^{-1}$ (1,25 min), $\sim 1 \text{ mg L}^{-1}$ (5 min) e $\sim 26 \text{ kJ L}^{-1}$ (130 min), respectivamente. Para WW, o processo UV-Solar/APA exigiu ~ 20 (90 min), $\sim 5,5$ (24,75 min), ~ 5 (22,5 min) e $\sim 0,1 \text{ kJ L}^{-1}$ (0,45 min) para 1, 2, 4 e 10 mg L^{-1} de APA. A LP-UV/APA mostrou maior eficiência: para GW, inativação ocorreu em 2 e 4 min com 0,15 e $0,2 \text{ mg L}^{-1}$; para WW, foram necessários 2 e 15 min em 10 e 4 mg L^{-1} . A caracterização mostrou que GW e WW apresentavam concentrações semelhantes de Cl^- , porém WW tinha maiores concentrações de NO_3^- , NH_4^+ , turbidez e TOC, enquanto GW apresentava maiores valores de SO_4^{2-} e condutividade.

Zhang et al., (2020), ao compararem associações como UV/H₂O₂ e UV/APA, na remoção de microrganismos como *E. coli*, *E. durans* e *S. epidermidis* de efluentes urbanos, relatam que em concentrações reduzidas dos desinfetantes (4,52 e 7,30 mg L⁻¹ respectivamente), o UV/APA apresenta um potencial de remoção superior em relação ao UV/H₂O₂. Para eliminação de *E. coli*, em um tempo de contato de 2,5 min, houve inativação completa (log 6) para o sistema UV/APA, enquanto que o UV/H₂O₂ apresentou remoção de log 1 neste mesmo tempo. Para *E. durans*, foram necessários 3,5 min para inativação por UV/APA, neste mesmo tempo o UV/H₂O₂ apresentou remoção de ~log 3. Já para *S. epidermidis* a inativação por UV/APA ocorreu em um tempo de 2,0 min, neste tempo o UV/H₂O₂ apresentou remoção de ~log 2,5.

Na desinfecção UV/O₃, o UV favorece a formação de radicais HO[•], intensificando os mecanismos de oxidação indireta, especialmente em meio alcalino, no qual o elevado potencial desinfetante desses radicais (E⁰ = +3,06 V) supera o do O₃ molecular (E⁰ = +2,07 V). A geração de espécies reativas de oxigênio promove danos estruturais ao DNA e ao RNA dos microrganismos, efeito potencializado pela ação fotoquímica do UV. Hussain; Ray, (2022), elatam modificações nas bases nucleicas, com formação de 8-oxoguanina e aumento de 8-oxo-dG e 8-oxo-G no DNA e RNA, associadas à foto oxidação. Complementarmente, Jäger et al., (2018) indicam redução da persistência microbiana, de marcadores genéticos taxonômicos e de resistência a antibióticos, como 16S, 23S, ermB, blaTEM, sul1 e int1. As reações 25 e 26 sintetizam os principais mecanismos do processo.

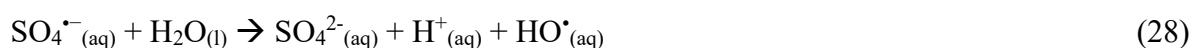


Sgroi; Snyder; Roccaro, (2021), compararam a desinfecção de efluentes urbanos por LP-UV, O₃ e LP-UV/O₃, avaliando colifagos somáticos, coliformes totais, *E. coli* e enterococos, com 1,5 mg L⁻¹ de O₃ e dose de 465 mJ cm⁻² de LP-UV. LP-UV e LP-UV/O₃ foram eficientes na inativação de colifagos somáticos, coliformes totais e *E. coli*. Entretanto, apenas o sistema LP-UV/O₃ promoveu a inativação de enterococos, enquanto o LP-UV isolado alcançou cerca de 1,8 log de remoção, evidenciando maior resistência desse microrganismo ao UV. O O₃ isolado apresentou remoções ≤0,9 log para todos os indicadores, indicando a necessidade de concentrações mais elevadas. De forma complementar, desinfecções por MP-UV/O₃ também se mostraram eficazes na remoção de coliformes fecais, resultando em efluentes com qualidade

adequada para reúso em irrigação de áreas de acesso restrito e culturas não alimentares ou processadas (Jamalinezhad *et al.*, 2021).

Cavalcante et al., (2022), estudaram a eficiência do LP-UV/O₃ na desinfecção de efluente urbano na presença e ausência de nitrato, onde as quantidades de O₃ foram fixadas em 11 mg L⁻¹ em pH ~7,0. A inativação de espécies como coliformes totais e *E. coli* para o sistema LP-UV/O₃, foi alcançada em 20 min de contato, com a adição de nitrato, esta remoção decai cerca de 2 e 3 vezes, respectivamente, para os microrganismos estudados. Os autores discutem que quando adicionado o nitrato, este causa a saturação de O₃ no meio, levando a redução de NO₃ a NO₂. Estas diminuições, podem ser creditadas a capacidade do O₃ em reagir diretamente por adição eletrofílica com espécies que contém átomos de elevada densidade de carga negativa como N, P, O ou carbonos nucleofílicos (Fioreze; Santos; Schmachtenberg, 2014).

A desinfecção UV/PS, é descrita na literatura como uma fonte de formação de intensificação de radicais. O mecanismo de desinfecção ocorre devido a formação de radicais como SO₄^{•-} (E⁰ = 2.6 V) e HO[•] pela ação do UV sobre o PS, que resulta na clivagem das ligações de oxigênio (-O-O-) da molécula. Os radicais SO₄^{•-} ainda podem interagir com a água ou OH⁻ aumentando a formação destes radicais (Rayaroth *et al.*, 2022; Sizykh; Batoeva; Matafonova, 2023). Um resumo das reações que ocorrem no processo, é mostrado nas reações 27 a 29.



Gholikandi; Amiri; Masihi, (2022), estudaram a eficiência de desinfecção do UV/PS em efluente urbanos, na eliminação de coliformes totais utilizando concentrações de 3 mmol de PS em um tempo de contato de 30 min total com o efluente, em doses de UV de 1.7μW/cm. Quando comparado a desinfecção entre UV e UV/PS, foram encontrados resultados de ~log 2,8 e ~log 3,9, respectivamente, mostrando um aumento na eficiência do processo UV/PS em relação ao UV isoladamente. A utilização do sistema, gerou também um efluente com valores de turbidez 7,75 UNT e DQO, DBO, TN e TP de 34,5, 20, 38,67 e 10,5 mg L⁻¹ respectivamente, classificando o efluente com potencial reúso para fins agrícolas.

Ferreira et al., (2020), compararam a eficiência da desinfecção de efluentes urbanos por UV-Solar e UV-Solar/PS, em diferentes concentrações de PS 0,2, 0,5, 0,7 e 1,0 mMol, em tempos de contato de 0 a 250 min. Na remoção de *E. coli*, o UV-Solar necessitou de um tempo de contato de ~150 min para alcançar inativação (log 6), enquanto que para a menor

concentração de PS, este tempo foi de ~75 min. Em concentrações maiores 0,7 e 1,0 mMol, foram necessários tempos de contato de ~62,5 e ~50 min respectivamente, mostrando uma redução do tempo necessário para inativação (log 6 de remoção) em maiores concentrações. Já para *E. fecalis*, os tempos necessários demonstraram uma persistência maior deste microrganismo para total desinfecção. Na inativação por UV foi necessário ~250 min, enquanto que, para a menor concentração 0,2 de PS, foi necessário ~125 min de contato. Em maiores concentrações 0,7 e 1,0 mMol, o tempo de contato necessário para inativação (log 6), foram de ~75 min para ambos.

2.7.7 Comparação dos Processos de Desinfecção Com e Sem UV em Efluentes e Suas Implicações na Filtração Rápida

De forma comparativa, os processos fotocatalíticos UV/desinfectantes demonstram desempenho superior desinfecções químicas, sobretudo pela maior geração de espécies reativas e pela ampliação do espectro microbiano inativado (Munakata; Kuo, 2015). Entre as desinfecções avaliadas, a cloração isolada apresenta maior potencial de formação de SPDs, especialmente em efluentes com elevada turbidez e presença de precursores orgânicos e haletos, enquanto associações como UV/Cl reduzem significativamente esse risco ao permitir menores concentrações de Cl, mantendo elevada eficiência microbiológica (Tak; Kumar, 2017).

Desinfecções por UV/APA e UV/PS destacam-se pela intensa formação de radicais hidroxila, acetila e ânion sulfato ($\text{HO}^\bullet$, $\text{CH}_3\text{CO}^\bullet$ e $\text{SO}_4^{\bullet-}$, respectivamente), atingindo elevadas taxas de inativação em menores tempos e concentrações de desinfectante, inclusive para microrganismos mais resistentes e com menor recrescimento, embora apresentem sensibilidade a parâmetros como pH e consumo competitivo de radicais (Fang; Sakai, 2022; Sun *et al.*, 2018). O sistema UV/ O_3 promove forte oxidação indireta via $\text{HO}^\bullet$, ampliando a remoção de microrganismos e marcadores genéticos, porém é mais suscetível à composição da matriz do efluente, especialmente à presença de brometos, nitratos e matéria orgânica, que favorecem a formação de SPDs bromados e reduzem a eficiência do processo (Gassie *et al.*, 2019).

De modo geral, todos as desinfecções por UV/desinfectante são afetados negativamente por elevada turbidez e partículas em suspensão, que limitam a penetrabilidade do UV e aumentam a concentração de desinfectante. Assim, embora UV/APA e UV/PS se destaquem pela maior produção de radicais e rápida inativação, e o UV/Cl apresente melhor equilíbrio entre eficiência, custo energético e controle de SPDs, a escolha da tecnologia deve considerar a

qualidade físico-química do efluente, os microrganismos-alvo e os requisitos de reúso, de forma a maximizar a eficiência sanitária sem incremento da toxicidade.

No contexto da desinfecção de efluentes anaeróbios submetidos a pós-tratamento por TF, os estudos disponíveis concentram-se majoritariamente no uso de desinfectantes convencionais, como Cl e APA. Trabalhos de Cavallini et al., (2016) e Silva; Campos, (2024) demonstraram que a associação de TF/desinfecção por Cl e APA promovem inativação microbiológica eficaz, resultando em efluentes com potencial para reúso agrícola e potável indireto. Entretanto, essas investigações permanecem limitadas a um número reduzido de desinfectantes e não contemplam a avaliação da formação de SPDs.

Neste contexto, a ampliação de estudos envolvendo Cl, APA, O₃ e PS, bem como suas associações UV/desinfectante, torna-se fundamental para avaliar a eficiência de desinfecção, a formação de SPDs e a sustentabilidade desses processos em efluentes submetidos ao pós-tratamento por TF.

2.8 FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS DE DESINFECÇÃO (SPDs) EM EFLUENTES DESTINADOS AO REÚSO

A aplicação de etapas de desinfecção química e fotoquímicas, pode resultar na formação de SPDs, gerados a partir da reação desses desinfectantes com a matéria orgânica natural e com íons inorgânicos presentes na matriz do efluente (Chen *et al.*, 2025). Esses compostos, que incluem espécies halogenadas e oxigenadas, podem apresentar toxicidade potencial, persistência ambiental e riscos ecotoxicológicos, tornando sua avaliação um aspecto crítico em sistemas de tratamento voltados ao reúso (Hua *et al.*, 2021).

Espécies residuais de nitrogênio no efluente, especialmente o nitrogênio amoniacal e compostos orgânicos nitrogenados, são reconhecidas como os principais precursores da formação de SPDs do grupo das nitrosaminas (Nas). Dentre os principais compostos dessa classe destacam-se a N-nitrosodimetilamina (NDMA), N-nitrosometiletilamina (NMEA), N-nitrosopirrolidina (NPYR), N-nitrosodietilamina (NDEA), N-nitrosopiperidina (NPIP), N-nitrosodi-n-propilamina (NDPA), N-nitrosomorfolina (NMOR) e N-nitrosodibutilamina (NDBA) (Glover *et al.*, 2019; Munasinghe-Arachchige *et al.*, 2021).

Outros compostos nitrogenados como aminas, aminoácidos e compostos proteicos no efluente levam a formação de haloacetonitrilas (HANs) e haloacetamidas (HAcAms), como dicloroacetonitrila (DCAN), bromocloroacetonitrila (BCAN), dibromoacetonitrila (DBAN), dicloroacetamida (DCAcAm) e tricloroacetamida (TCAcAm), frequentemente associadas à

desinfecção química de efluentes contendo nitrogênio residual (Augsburger *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2021a).

Matéria orgânica nitrogenada aromática como aminas aromáticas, fenóis nitrogenados e íons halogenados (Cl^- e Br^-), podem resultar formação de halonitrometanos (HNMs) como cloronitrometano (CNM), dicloronitrometano (DCNM), tricloronitrometano (TCNM), bromonitrometano (BNM), dibromonitrometano (DBNM), tribromonitrometano (TBNM), e espécies mistas cloro-bromadas, frequentemente associadas a matrizes ricas em nitrogênio orgânico (Augsburger *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2021a).

Aminoácidos, como o ácido aspártico, além de ácidos húmicos e fúlvicos no efluente, promovem a formação de ácidos haloacéticos (HAAs). Os principais HAAs formados são o ácido monocloroacético (MCAA), dicloroacético (DCAA), tricloroacético (TCAA), bem como seus análogos bromados e mistos, reportados em efluentes tratados por cloração (Bernat-Quesada *et al.*, 2020; Furst *et al.*, 2019; Glover *et al.*, 2019).

Ácidos húmicos, fúlvicos, lignina e taninos, associada a espécies halogenadas (Cl^- , Br^- e I^-) no efluente, são considerados os principais precursor da formação de trihalometanos (THMs) durante a desinfecção. Nesta classe de SPDs encontram-se o triclorometano (clorofórmio, TCM), diclorobromometano (DCBM), dibromoclorometano (DBCM) e tribromometano (TBM), além de espécies iodadas Iodofórmio (CHI_3), Clorodiiodometano (CHClI_2), Bromodiiodometano (CHBrI_2) e Dibromoiodometano (CHBr_2I), Clorobromoiodometano (CHClBrI), que ocorrem com menor frequência (Tak; Kumar, 2017; Zhai *et al.*, 2022)

Além destes precursores, a presença destes compostos é favorecida quando no efluente são encontradas condições físico-químicas adequadas, incluindo pH, temperatura, tempo de contato e concentração do desinfectante (Glover *et al.*, 2019). Nessas condições, os desinfectantes, como Cl_2 , O_3 e PS, bem como processos fotoquímicos envolvendo UV, promovem a formação de SPDs em diferentes concentrações, podendo impactar a qualidade do efluente e a segurança do reúso (Augsburger *et al.*, 2021).

2.8.1 Desinfecção de Efluentes e Formação de Subprodutos de Desinfecção (SPDs)

Durante a desinfecção de efluentes por Cl_2 , a presença de precursores nitrogenados, matéria orgânica dissolvida e haletos inorgânicos favorece a formação de diversos SPDs, incluindo NAs, HANs, HAcAms, HNMs, HAAs e THMs. As NAs, como NDMA, N-NMEA e NPYR, em concentrações típicas de 10 e 300 ng L^{-1} , podendo superar 500 ng L^{-1} em condições

de elevadas concentrações de Cl ($>5 \text{ mg L}^{-1}$), pH alcalino e longos tempos de contato, sendo parcialmente reduzidas pela associação UV/Cl (Augsburger *et al.*, 2021; Glover *et al.*, 2019).

HANs e HAcAms, como DCAN e DCAcAm, formam-se em faixas de $5\text{--}120 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$, com acentuação em pH neutro a levemente ácido, elevada carga de matéria orgânica e maiores tempos de contato. Desinfecções utilizando UV/Cl reduzem a conversão de precursores em HANs devido à maior fragmentação da matéria orgânica (Augsburger *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2021a, 2021b). HNMs, como CNM e DCNM, variam entre $0,1$ e $25 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$, podendo superar $40 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ em efluentes ricos em nitrogênio orgânico e brometo, sendo a formação intensificada por pH neutro a alcalino, elevadas concentrações de Cl ($\geq 3\text{--}5 \text{ mg L}^{-1}$), temperaturas elevadas e longos tempos de contato; a associação UV/Cl favorece HNMs bromados, mesmo com Cl residual reduzido ($\sim 0,5\text{--}1,0 \text{ mg L}^{-1}$) (Augsburger *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2021a, 2021b; Zhang *et al.*, 2022).

HAA₉, como DCAA e TCAA, apresentam concentrações típicas entre 10 e $120 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$, podendo ultrapassar $200 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ em matrizes com elevada carga orgânica e concentrações de Cl superiores a $3\text{--}6 \text{ mg L}^{-1}$; a formação é favorecida por pH ácido a levemente neutro, temperatura elevada e maior tempo de contato, sendo parcialmente reduzida pelo sistema UV/Cl, com aumento relativo de espécies bromadas na presença de Br^- (Bernat-Quesada *et al.*, 2020; Glover *et al.*, 2019).

THMs, como TCM, DCBM, DBCM e TBM, formam-se principalmente em concentrações de $20\text{--}300 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$, podendo exceder $400 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ em elevadas concentrações de Cl ($3\text{--}8 \text{ mg L}^{-1}$), pH alcalino e longos tempos de contato; a presença de brometo, microplásticos e UV pode intensificar a formação de THMs bromados a partir de lignina e taninos (Liu *et al.*, 2023b; Song *et al.*, 2021).

Na desinfecção por APA, a formação de SPDs nitrogenados e halogenados é significativamente inferior à observada na cloração. NAs apresentam concentrações geralmente inferiores a 10 ng L^{-1} (Liu *et al.*, 2022; Shi *et al.*, 2022), enquanto HANs e HAcAms permaneceram menores que $10 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ (Shi *et al.*, 2022). HNMs apresentam concentrações menores que do limite de detecção ($<0,5 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$), HAAs inferiores a $5 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ (Augsburger *et al.*, 2021), e THMs entre 10 e $30 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ (Liu *et al.*, 2022; Shi *et al.*, 2022), mesmo em concentrações de APA entre 2 e 10 mg L^{-1} .

A associação APA/UV tende a reduzir ainda mais esses valores, uma vez que os radicais gerados promovem a oxidação de precursores nitrogenados e matéria orgânica sem favorecer rotas de halogenação ou nitratação, diminuindo o potencial de formação de SPDs e tornando o

processo uma alternativa de menor risco para geração de SPDs em efluentes destinados ao reúso (Augsburger *et al.*, 2021; Shi *et al.*, 2022).

A ozonização, apesar de eficiente na inativação microbiológica, pode atuar como precursor da formação de diversos SPDs em efluentes contendo compostos nitrogenados, haletos e matéria orgânica complexa. Para NAs como NDMA, concentrações entre 20 e 200 ng L⁻¹ têm sido relatadas para concentrações de O₃ entre 1,5 e 6 mg L⁻¹, sendo a formação intensificada na presença de nitrogênio amoniacal (Augsburger *et al.*, 2021; Song *et al.*, 2022). Em desinfecções por UV/O₃, a combinação de UV e O₃ reduz a concentração final de NDMA, principalmente para concentrações de O₃ superiores a 3 mg L⁻¹, devido à maior oxidação de precursores nitrogenados (Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021; Wu *et al.*, 2023b).

Para HANs (DCAN e análogos bromados), a ozonização em 1–3 mg L⁻¹ resulta em concentrações inferiores a 5 µg L⁻¹. No entanto, em matrizes contendo brometo e maiores quantidades de nitrogênio orgânico, a formação de HANs bromadas pode atingir 10–40 µg L⁻¹, enquanto a combinação UV/O₃ tende a reduzir esses valores devido à maior mineralização dos precursores (Augsburger *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2023b).

A formação de HNMs está associada à presença de brometo e compostos nitrogenados aromáticos, com concentrações geralmente inferiores a 5 µg L⁻¹ para concentrações de O₃ de 1–3 mg L⁻¹, podendo atingir 10–30 µg L⁻¹ para TBNM em efluentes com brometo >100 µg L⁻¹ e O₃ ≥ 5 mg L⁻¹. A aplicação de UV/O₃ reduz a formação de HNMs, especialmente em tempos prolongados de contato (Augsburger *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2023b).

A formação direta de HAAs e THMs durante a ozonização é limitada, mas em efluentes contendo brometo podem ser detectadas concentrações de HAAs entre 1 e 30 µg L⁻¹ e de THMs entre 5 e 80 µg L⁻¹ para concentrações de O₃ de 2–6 mg L⁻¹. A combinação UV/O₃ aumenta a fotólise de compostos bromados e intensifica a mineralização da matéria orgânica, promovendo reduções de 90–96% nas concentrações finais desses SPDs em tempos prolongados de contato (Wu *et al.*, 2023b).

Em processos UV/PS, a formação de SPDs é frequentemente observada, incluindo HANs (DCAN, BCAN, DBAN), HNMs e HAAs, bem como THMs como TCM, DCBM e DBCM. Concentrações iniciais de HANs e THMs podem ultrapassar 100 µg L⁻¹ para concentrações de PS de 2–5 mM e UV ~0,96 mW cm⁻², em tempos curtos de contato (~10 min), enquanto HNMs totais variam entre 5 e 60 µg L⁻¹ em matrizes contendo brometo, devido à degradação de fenóis e aminas por radicais sulfato na presença de brometos que atuam como precursores diretos (Lee; Von Gunten; Kim, 2020; Lee *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2022).

Com o aumento do tempo de exposição para 20–30 min, as concentrações desses SPDs decaem entre 50 e 90%, indicando degradação parcial e oxidação incompleta dos precursores orgânicos halogenados. Os HAAs clorados e bromados geralmente permanecem menores que $20 \mu\text{g L}^{-1}$, principalmente em presença de halogênios, sendo formados pela recombinação de fragmentos oxidativos contendo grupos carboxílicos durante a mineralização incompleta da matéria orgânica (Lee *et al.*, 2021).

Os SPDs, incluindo NDMA, HANs (DCAN, BCAN, DBAN), HAcAms (DCAcAm, TCAcAm), HNMs (CNM, DCNM, TBNM), HAAs (MCAA, DCAA, TCAA) e THMs (TCM, DCBM, DBCM, TBM e espécies iodadas), apresentam elevado potencial de toxicidade para organismos aquáticos e humanos. Esses compostos podem induzir efeitos carcinogênicos, mutagênicos e genotóxicos, devido à sua capacidade de gerar metabólitos reativos que interagem com o DNA, promovendo mutações, instabilidade genômica e alterações celulares (Augsburger *et al.*, 2021; Glover *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2021a, 2021b; Munasinghe-Arachchige *et al.*, 2021).

Além disso, SPDs demonstram citotoxicidade, hepatotoxicidade e neurotoxicidade, afetando o fígado, rins, bexiga e sistema nervoso central, e interferindo em processos metabólicos essenciais, como a síntese proteica e a função enzimática. HANs e HAcAms, por exemplo, são geralmente mais tóxicas que trihalometanos convencionais, enquanto NAs estão fortemente associadas a câncer hepático e gastrointestinal. Esses riscos reforçam a necessidade de monitoramento rigoroso da formação de SPDs e da adoção de estratégias de desinfecção que minimizem a geração de SPDs, sobretudo em efluentes destinados ao reúso urbano, agrícola e potável (Furst *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2021a, 2021b; Tak; Kumar, 2017; Zhai *et al.*, 2022).

Diante dos potenciais efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente, a avaliação da formação de SPDs torna-se essencial em efluentes submetidos à desinfecção, principalmente quando se visa a produção de águas para reúso. A escolha de um sistema de tratamento adequado, aliada a etapas de pós-tratamento que potencializem a remoção de parâmetros físico-químicos antes da desinfecção, como o tratamento primário por reatores UABS seguido de pós-tratamento por coagulação e TF, constitui um fator determinante para reduzir a quantidade de precursores e, conseqüentemente, a formação de SPDs, contribuindo para a obtenção de águas de reúso mais seguras e ambientalmente sustentáveis.

2.9 ENSAIOS DE TOXICIDADE APLICADOS EM EFLUENTES APÓS DESINFECÇÃO

Os ensaios de toxicidade são ferramentas essenciais para a gestão de recursos naturais e para monitorar a segurança dos efluentes após o tratamento. Eles fornecem informações valiosas sobre a presença de contaminantes, ajudam a compreender a resposta dos ecossistemas e fundamentam decisões e políticas ambientais. A análise de organismos vivos nos ecossistemas permite observar os efeitos cumulativos de diferentes fatores de estresse, como excesso de nutrientes, produtos químicos tóxicos e elevação da temperatura, oferecendo uma avaliação integrada do impacto desses fatores ao longo do tempo (Sommaggio *et al.*, 2022).

A avaliação toxicológica de efluentes desinfetados é essencial uma vez que as análises microbiológicas tradicionais, embora necessárias na inativação de patógenos indicadores, não capturam a complexidade dos efeitos residuais de uma matriz complexa como os efluentes (Abbaszadegan *et al.*, 2025). A presença de microrganismos residuais, mesmo em quantidades reduzidas, pode ainda representar riscos de infecção por agentes patogênicos em populações vulneráveis quando essas águas são reutilizadas para irrigação ou uso recreativo, especialmente em situações sem barreiras adicionais de tratamento (Kesari *et al.*, 2021).

Além dos microrganismos, os parâmetros físico-químicos remanescentes, como nutrientes (nitrogênio e fósforo), pH excessivamente elevados ou reduzidos, metais pesados como cobre, alumínio, prata e zinco, podem causar toxicidade direta ou afetar o metabolismo de organismos aquáticos e do solo após uso do efluente. Belhaj *et al.*, (2016), discutem que mesmo efluentes tratados podem impactar o crescimento vegetal, fisiologia e respostas antioxidantes de culturas como tomate e alface, indicando efeitos fitotóxicos e risco para produtividade agrícola quando utilizados sem avaliação integrada.

Além disso, contaminantes emergentes como fármacos, produtos de cuidado pessoal, pesticidas, surfactantes e hormônios endócrinos frequentemente persistem em efluentes após tratamento convencional e não são removidos de forma eficaz pelas etapas de desinfecção (Aquino *et al.*, 2013). Esses compostos têm sido associados a efeitos endócrinos, neurotóxicos e imunotóxicos em organismos aquáticos e podem entrar na cadeia alimentar humana via irrigação de culturas ou recarga de aquíferos, mesmo quando presentes em menores quantidades (Kesari *et al.*, 2021).

Os SPDs potencialmente formados na etapa de desinfecção, adicionam outra camada de toxicidade ao efluente final. Affek *et al.*, (2021), discute que a presença de compostos como NAs, HANs, HAcAms, HNMs, HAAs e THMs, detectados em efluentes desinfetados, podem ter efeitos mutagênicos, carcinogênicos e citotóxicos em organismos de diferentes níveis

tróficos, contribuindo para toxicidade residual ambiental mesmo quando padrões microbiológicos estão dentro dos limites legais.

Assim, a avaliação ecotoxicológica constitui um instrumento fundamental na caracterização de águas destinadas ao reúso, pois permite detectar efeitos tóxicos residuais presentes no efluente que não são captados por análises isoladas. Essa abordagem integrada fornece uma base sólida para a tomada de decisões na gestão de água reutilizada, contribuindo para a proteção da saúde pública, dos ecossistemas e do meio ambiente.

2.9.1 Fitotoxicidade como Ferramenta para Avaliação da Toxicidade após a Desinfecção de Efluentes para Reúso

Ensaio de fitotoxicidade medem respostas biológicas integradas, como germinação, crescimento radicular e desenvolvimento vegetativo, fornecendo uma avaliação direta do impacto de contaminantes e SPDs sobre plantas e, indiretamente, sobre a cadeia alimentar. (Hashem; Qi, 2021). Dessa forma, constituem uma ferramenta essencial para a segurança do reúso de efluentes na irrigação agrícola.

A fitotoxicidade é fundamental na avaliação de águas de reúso para irrigação agrícola, garantindo que o efluente tratado não comprometa a produtividade das culturas nem acumule substâncias tóxicas nos alimentos (Belhaj *et al.*, 2016). Efluentes com menor qualidade de tratamento, podem afetar processos fisiológicos das plantas, como absorção de água, nutrição mineral e divisão celular, reduzindo a germinação, inviabilizando plântulas e diminuindo a biomassa (Hashem; Qi, 2021).

Plantas do gênero *Lactuca sativa* (alface) são utilizadas em testes de fitotoxicidade devido à sua elevada sensibilidade a fatores químicos e ambientais, germinação rápida, ciclo curto e respostas facilmente mensuráveis em crescimento (Viana *et al.*, 2018; Young *et al.*, 2012). Essas características tornam *Lactuca sativa* um bioindicador confiável e econômico para avaliar efeitos tóxicos de efluentes, incluindo oxidantes residuais e SPDs formados durante a etapa de desinfecção (Boonnorat *et al.*, 2021).

Trabalhos que utilizaram *Lactuca sativa* como organismo-teste para avaliação toxicológica de efluentes tratados discutem que ensaios de fitotoxicidade por germinação de sementes e alongação radicular são indicadores sensíveis de efeitos adversos que podem não ser capturados apenas por parâmetros físico-químicos ou microbiológicos (Hashem; Qi, 2021).

Palácio *et al.*, (2012), observaram que, embora o processo foto-Fenton tenha promovido reduções superiores a 90 % em DQO, cor e turbidez nos primeiros 45 min de exposição ao UV,

a toxicidade medida por bioensaios com *Lactuca sativa* permaneceu elevada. Os autores discutem que essa persistência provavelmente está associada à formação de SPDs de oxidação que ainda exercem efeitos fitotóxicos, e que parâmetros físico-químicos convencionais não representam adequadamente a toxicidade biológica final do efluente, ressaltando a necessidade de análises complementares para avaliação integrada de riscos ambientais.

Ofori et al., (2024), avaliaram efluentes tratados em hortaliças como alface e tomate, observando que a toxicidade residual não afeta o crescimento das plantas quando contaminantes, metais pesados e SPDs estão menores que o limites de detecção. Contudo, Mravcová et al., (2024), mostraram que em concentrações próximas a ng/g, diferentes contaminantes orgânicos podem causar alterações metabólicas e acúmulo de contaminantes nas raízes e folhas, reforçando que, embora tratamentos eficientes reduzam riscos, o monitoramento ecotoxicológico rigoroso é essencial para prevenir impactos sutis sobre a saúde e desempenho das plantas.

Sommaggio et al., (2022), aplicaram ensaios de germinação e alongamento radicular de *Lactuca sativa* em efluentes tratados com O₃ ou UV/H₂O₂ e observaram persistente inibição do crescimento, indicando que, apesar da eficiência na desinfecção e da redução da carga microbiana, SPDs e compostos resistentes à degradação continuam a exercer efeitos fitotóxicos. Os autores discutem que parâmetros físico-químicos e microbiológicos convencionais nem sempre refletem o potencial toxicológico real do efluente, tornando os bioensaios com *Lactuca sativa* essenciais para uma avaliação completa do risco ambiental antes do reúso.

Embora os bioensaios de fitotoxicidade com *Lactuca sativa* sejam essenciais para avaliar os efeitos residuais de efluentes após a etapa desinfecção, sua aplicação em estudos com Cl, APA, PS, O₃ e combinações com UV ainda é limitada. Esses ensaios são importantes porque parâmetros físico-químicos e microbiológicos convencionais nem sempre detectam SPDs ou compostos resistentes à degradação que podem afetar o crescimento vegetal. Neste contexto, mais pesquisas são necessárias para fornecer evidências sobre os riscos ambientais e apoiar estratégias de tratamento que garantam a segurança ecotoxicológica do efluente antes do reúso.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Aplicar diferentes tecnologias de desinfecção na avaliação da remoção de microrganismos, formação de subprodutos de desinfecção, efeito fitotóxico e custo do pós tratamento de efluente de reator anaeróbio utilizando dupla e tripla filtração, com o objetivo de produzir um efluente com qualidade adequada para reúso agrícola.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

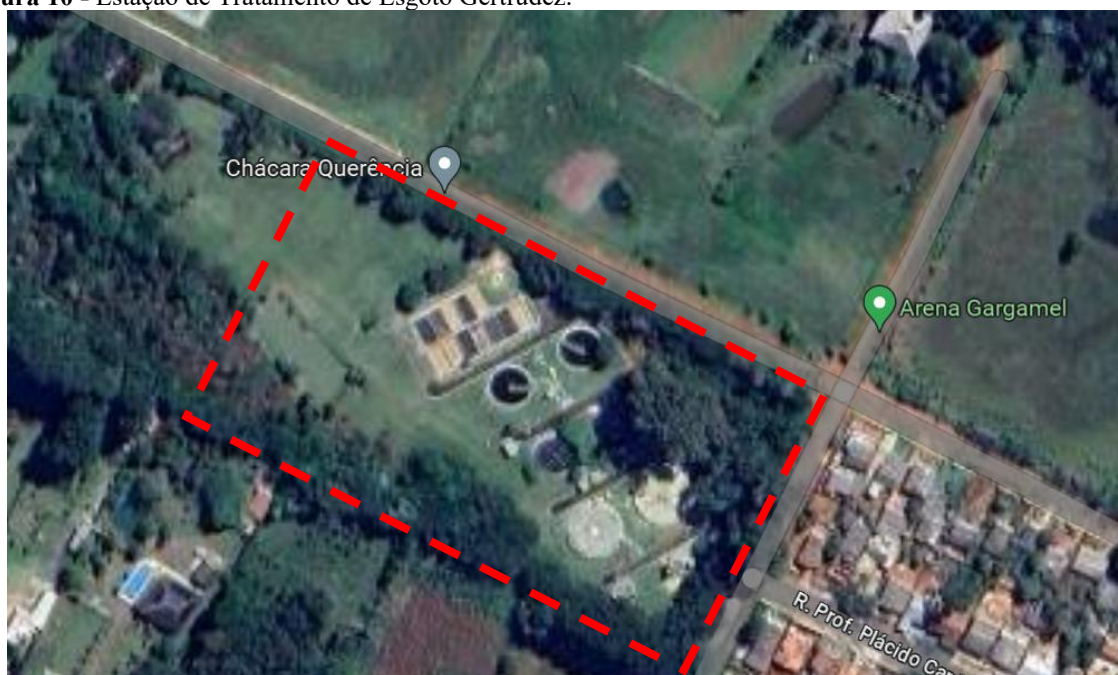
- Monitorar a qualidade do efluente doméstico proveniente do reator anaeróbio UASB utilizado nos experimentos;
- Avaliar diferentes concentrações de coagulante FeCl_3 e faixas de pH por meio de ensaios de *Jar Test*, determinando as concentrações ótimas a serem aplicadas na etapa de coagulação;
- Analisar distintas carreiras de filtração, identificando as condições operacionais que proporcionem o melhor desempenho e menor custo do sistema filtrante;
- Determinar as concentrações ideais dos desinfetantes, hipoclorito de sódio (NaClO), ácido peracético (APA), ozônio (O_3) e persulfato de sódio (PS), para a remoção de *Escherichia coli* (*E. coli*) e coliformes totais em efluentes submetidos a TF, avaliando faixas de concentração de cada desinfetante, com e sem radiação ultravioleta (UV);
- Verificar a formação de SPDs halogenados decorrentes da aplicação dos diferentes desinfetantes estudados;
- Avaliar a remoção de outros microrganismos de interesse sanitário, como *Clostridium perfringens*, enterococos, *Pseudomonas aeruginosa*, bactérias heterotróficas e ovos de helmintos utilizando as melhores condições definidas para cada desinfetante;
- Avaliar o potencial fitotóxico do efluente tratado, considerando as condições otimizadas de cada desinfetante;
- Comparar a qualidade do efluente obtido após TF e subsequente desinfecção, utilizando as melhores condições de cada processo, com as principais diretrizes internacionais, nacionais e estaduais de reúso de água.

4 METODOLOGIA

4.1 LOCAL DE COLETA DO EFLUENTE

O efluente utilizado em todas etapas do estudo foi coletado na Estação de Tratamento de Efluente (ETE) Gertrudes (Figura 10), localizada na cidade de Ponta Grossa/PR, Brasil (lat. -25.104149, long. -50.226399). A ETE foi inaugurada em 2003 para atender uma capacidade de abastecimento de 7000 residências, com um total aproximado de 20000 pessoas com vazão do efluente de aproximadamente 30 L s^{-1} . Atualmente a ETE Gertrudes opera com uma vazão de aproximadamente 60 L s^{-1} .

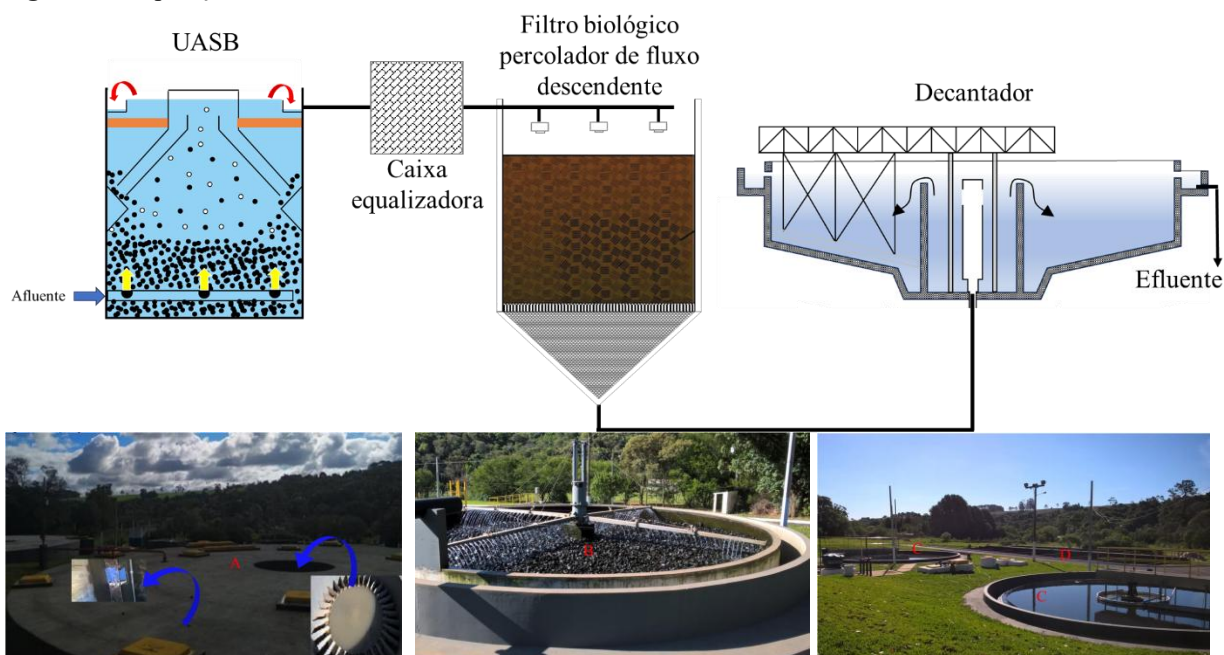
Figura 10 - Estação de Tratamento de Esgoto Gertrudez.



Fonte: O autor.

O tratamento primário é composto por telas de contenção de material grosso e sistema de remoção de areia. O tratamento secundário e pós-tratamento é composto por dois reatores anaeróbios do tipo UASB e dois biofiltros, seguidos de decantadores (Silva *et al.*, 2020). O efluente gerado pelos reatores UASB é direcionado, por meio de uma caixa equalizadora, aos biofiltros. Essa caixa também serve como ponto de coleta de amostras para análises realizadas pelos técnicos responsáveis da ETE. A Figura 11 ilustra as operações unitárias de tratamento e pós-tratamento adotadas na ETE Gertrudez.

Figura 11 - Operações unitárias da ETE Gertrudez – Ponta Grossa/PR.



Fonte: O autor.

Nota: Reator anaeróbio UASB (A); Filtros biológicos percoladores de fluxo descendente (B); Decantadores (C); leito de secagem de lodo (D)

A alimentação do sistema de filtração proposto neste estudo foi realizada por meio de uma bomba, responsável pela transferência do efluente da caixa de equalização para um reservatório com capacidade de 150 L.

4.2 ACOMPANHAMENTO DA QUALIDADE DO EFLUENTE DO REATOR *UASB*.

Nesta etapa, foi realizado o monitoramento do efluente proveniente do reator UASB ao longo de uma semana, com o objetivo de investigá-lo e caracterizá-lo quanto aos parâmetros físico-químicos turbidez, temperatura, condutividade elétrica e pH.

O experimento foi conduzido entre os dias 24 a 28 de janeiro de 2022, durante um período diário de nove horas, compreendido entre 9h e 18h. As amostras do efluente bruto foram coletadas a cada hora, antes do tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), e na caixa de equalização localizada após os reatores UASB, permitindo a análise da variação temporal dos parâmetros monitorados.

As medições foram realizadas *in situ*, assegurando maior precisão e representatividade dos dados obtidos. Posteriormente, os valores de pH, temperatura, condutividade elétrica e turbidez foram organizados em dois períodos distintos (período 1, das 9h às 13h30, e período

2, das 13h30 às 18h). A máxima temperatura neste período foi de 32°C e mínima de 14°C sem incidência de chuvas.

Essa abordagem possibilitou um acompanhamento mais fiel das características do efluente tratado pelo reator UASB, fornecendo subsídios para a definição da dosagem de coagulante nos ensaios de *Jar Test* e para o planejamento das etapas subsequentes do tratamento por filtração rápida.

4.3 ENSAIO DE *Jar test* PARA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO DO EFLUENTE

Para a realização dos ensaios de *Jar Test*, foram inicialmente medidos o pH e a turbidez do efluente proveniente do reator UASB, coletado na caixa equalizadora. Estes parâmetros foram adotados como controle nesta etapa (Di Bernardo; Dantas, 2006).

Os ensaios de coagulação foram conduzidos utilizando um *Jar Test* microprocessado modelo AT-406 (Alfakit), equipado com seis jarros de 2 L cada. O distanciamento entre a mangueira de coleta e a marca de volume máximo de cada jarro é de 6 cm. Antes da realização dos ensaios e nos intervalos entre cada experimento, os jarros foram lavados com água corrente, sendo preenchidos e esvaziados três vezes. A mangueira de coleta também foi lavada, por meio do preenchimento de cada jarro com água e esvaziamento até a marcação central (Di Bernardo; Dantas, 2006).

Como coagulante, utilizou-se cloreto férrico (FeCl_3) preparado a partir de uma solução 40% (Rea-Tech) nas concentrações de 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160 e 180 mg L^{-1} . O pH foi ajustado na faixa de 5,5 a 9,0 (com incrementos de 0,5 unidades), utilizando soluções de HCl e NaOH 1,0 mol L^{-1} como agentes corretivos (Di Bernardo; Dantas, 2006).

As amostras foram coletadas com antecedência de 25 segundos em relação ao tempo estimado de decantação, sendo que os primeiros 5 segundos foram destinados ao descarte inicial do efluente, para evitar interferência entre coletas, e os 20 segundos seguintes, à coleta propriamente dita.

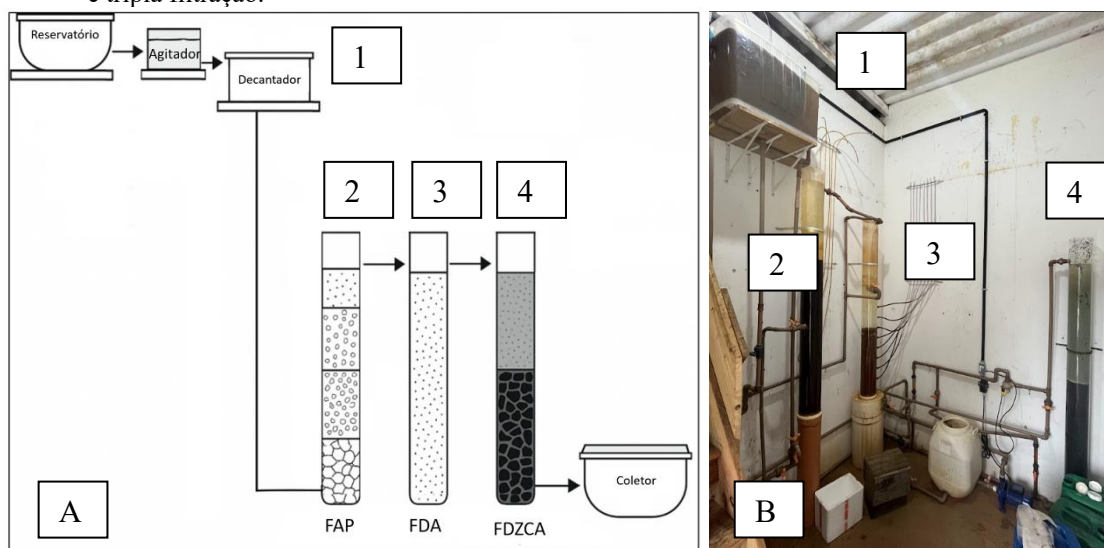
O efluente foi previamente retirado da refrigeração com tempo suficiente para atingir a temperatura ambiente, sendo homogeneizado antes de ser distribuído nos jarros. A agitação foi realizada a 120 rpm, correspondendo a um gradiente de velocidade (G) de 15 s^{-1} (Silva et al., 2019). Após essa etapa, a mistura (efluente, coagulante e corretor de pH) permaneceu em repouso por 10 minutos, permitindo uma velocidade de sedimentação estimada em 0,6 cm/min (Di Bernardo; Dantas, 2006; Silva et al., 2020).

4.4 SISTEMA DE PÓS-TRATAMENTO POR FILTRAÇÃO RÁPIDA

O efluente proveniente da caixa equalizadora foi inicialmente acondicionado em um reservatório com capacidade de 150 L, sendo posteriormente encaminhado para a etapa de coagulação. Nessa etapa, utilizou-se FeCl_3 como coagulante (Rea-Tech, 38 – 40% de pureza), aplicando-se um gradiente de agitação rápida de 120 rpm durante 15 segundos (300 s^{-1}) com o auxílio de um agitador. O efluente coagulado foi lançado a uma caixa com aproximadamente 30 L, utilizada para auxiliar na separação do coagulado do sobrenadante (Silva *et al.*, 2020).

Após a coagulação, o sobrenadante do efluente foi conduzido por gravidade, por meio de tubulações, ao sistema de filtração, composto por três etapas consecutivas (Figura 12). A primeira etapa consistiu em um filtro ascendente de pedregulho (FAP), disposto em quatro camadas de 300 mm de altura para cada camada, com diferentes tamanhos de grão nos seguintes intervalos: 19,1 a 38,1; 9,52 a 19,1; 4,8 a 9,52 e 2 a 4,8 mm.

Figura 12 - A: Fluxograma do sistema de coagulação, dupla e tripla filtração, B: foto da instalação piloto de dupla e tripla filtração.



Fonte – O autor.

A segunda etapa correspondeu a um filtro descendente de areia (FDA), disposto em uma monocamada de 700 mm de altura. A terceira etapa foi composta por um filtro descendente de dupla camada (FDZCA), disposto em duas camadas com 1500 mm de altura ao total. A camada superior (750 mm de altura) foi constituída por zeólita natural do tipo clinoptilolita, com área superficial específica de $42,24 \text{ m}^2/\text{g}$ e volume de poro de $0,0455 \text{ cm}^3/\text{g}$ (Silva *et al.*, 2020). A clinoptilolita utilizada era proveniente de depósitos naturais localizados em Cuba e disponibilizado pela Celta brasil. A variedade utilizada foi Watercel ZS, modificada por

tratamento com solução de NaCl, visando melhorar seu desempenho na remoção de nitrogênio amoniacal.

A camada inferior (750 mm de altura) era formada por carvão ativado granular, com área superficial de 21,31 m²/g e volume total de poros de 0,0601 cm³/g (Silva *et al.*, 2020).. O carvão ativado utilizado era proveniente de endocarpo de coqueiro (*Elaeis guineensis*) na forma granulada, sendo ativado fisicamente por vapor de água superaquecido e oxigênio a 800 °C e pressão de vapor mínima de 10 kgf, fornecido pela AlphaCarbo

O sistema foi configurado de duas formas, estruturado como dupla filtração (DF), utilizando os filtros FAP e FDA e como tripla filtração (TF), com a adição do filtro FDZCA à configuração anterior.

Após cada utilização, os filtros eram lavados por meio de retrolavagem, procedimento executado após a descarga de fundo final. Para a lavagem do filtro de areia, aplicou-se uma taxa hidráulica controlada de 0,6 L/m².min¹, com o objetivo de promover a expansão do leito filtrante entre 20% e 30%. A retrolavagem foi mantida até que a turbidez da água de lavagem atingisse valores inferiores a 5 UNT. A água utilizada nesse processo foi proveniente do próprio sistema de filtração, previamente armazenada em um reservatório com capacidade de 300 L. A Figura 13 ilustra a etapa de retrolavagem do filtro de areia.

Figura 13 - Expansão do leito de areia realizada na etapa de retrolavagem.



Fonte: O autor.

É importante salientar que o lodo gerado ao final do processo foi direcionado ao sistema de esgotamento da ETE, sendo submetido à diluição e posterior recirculação nos reatores UASB. Ressalta-se que o potencial de reaproveitamento desse subproduto não foi avaliado no escopo deste estudo.

4.5 ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS FILTROS E PRODUÇÃO EFETIVA DE ÁGUA FILTRADA

4.5.1 Carreiras de Filtração

O sistema de filtração rápida foi submetido a três carreiras de filtração, utilizando diferentes concentrações de FeCl_3 como coagulante (60, 100 e 140 mg L^{-1}), com o objetivo de avaliar a durabilidade das carreiras sob distintas condições de coagulação. As carreiras foram realizadas nos dias 4, 5 e 6 de julho de 2023, visando à avaliação do desempenho do sistema de filtração. As concentrações de coagulante empregadas nesta etapa, foram previamente definidas com base nos resultados obtidos nos ensaios de *Jar Test*.

A qualidade do efluente e a durabilidade das carreiras foram monitoradas por medições *in situ* de pH e turbidez, realizadas a cada 30 minutos nos pontos de entrada e saída dos filtros. O sistema de filtração era interrompido em duas condições: (i) quando a turbidez após o filtro de cascalho excedia 20 UNT, sendo então realizada a descarga de fundo para remoção do material particulado acumulado; e (ii) quando a turbidez após o filtro de areia ultrapassava 5 UNT, caracterizando o término da carreira de filtração devido à colmatção do meio filtrante e ao comprometimento da qualidade do efluente encaminhado ao terceiro filtro (Silva *et al.*, 2020). Neste último caso era realizada a etapa de retrolavagem no filtro de areia conforme descrito em 4.4.

Para o monitoramento da qualidade do efluente tratado, o efluente foi coletado a cada hora. A Tabela 3 apresenta um resumo esquemático das amostras selecionadas para análise.

Tabela 4 - Nomenclatura e detalhamento das amostras coletadas em cada carreira de filtração.

TRATAMENTO	CONCENTRAÇÃO (mg L ⁻¹)	AMOSTRA	TEMPO (h)	REFERÊNCIA
Dupla Filtração (DF)	60 (I)	Inicial (.I)	1	DF I.I
		Intermediario (.II)	3,75	DF I.II
		Final (.III)	7,5	DF I.III
	100 (II)	Inicial (.I)	1	DF II.I
		Intermediario (.II)	6,5	DF II.II
		Final (.III)	13	DF II.III
	140 (III)	Inicial (.I)	1	DFIII.I
		Intermediario (.II)	7,5	DFIII.II
		Final (.III)	15	DFIII.III
Tripla Filtração (TF)	60 (I)	Inicial (.I)	1	TF I.I
		Intermediario (.II)	3,75	TF I.II
		Final (.III)	7,5	TF I.III
	100 (II)	Inicial (.I)	1	TF II.I
		Intermediario (.II)	6,5	TF II.II
		Final (.III)	13	TF II.III
	140 (III)	Inicial (.I)	1	TF III.I
		Intermediario (.II)	7,5	TF III.II
		Final (.III)	15	TF III.III

Fonte: O autor.

As amostragens realizadas basearam-se nas fases operacionais das carreiras de filtração. Rocha et al., (2026) demonstram, no monitoramento de efluentes, que a comparação de medições obtidas em diferentes intervalos de amostragem baseados no tempo pode ser representativa e informativa para a avaliação da variabilidade das concentrações, desde que o delineamento amostral considere o momento das mudanças do processo e que a análise leve em conta os efeitos da frequência de amostragem sobre a variância das medições. Nesse contexto, o experimento em questão foi estruturado para capturar o comportamento do sistema ao longo de cada carreira de filtração, com amostragens realizadas em fases equivalentes do processo (inicial, intermediária e final), proporcionalmente à duração total de cada carreira. Dessa forma, as diferentes carreiras podem ser comparadas entre si, pois as amostras representam estados operacionais equivalentes do sistema, permitindo a análise conjunta do desempenho, da estabilidade e da evolução dos parâmetros ao longo do tempo, independentemente do tempo absoluto de operação.

Os parâmetros utilizados para a caracterização dos três pontos selecionados em cada dia estão apresentados na Tabela 4. Os dados obtidos nesta etapa permitiram estimar a duração de cada carreira de filtração, a frequência das descargas de fundo realizadas, bem como avaliar a influência da dosagem de coagulante no desempenho do sistema ao longo de cada carreira.

Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos adotados para caracterização do efluente na aplicação das carreiras de filtração com 60, 100 e 140 mg L⁻¹ de FeCl₃.

PARÂMETROS	MÉTODO
Físicos	
Cor Aparente e Verdadeira (uC)	Espectrométrico;
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	Filtração / Gravimétrico 2540 D
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	Filtração / Gravimétrico 2540 D
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	Gravimétrico 2540B
Turbidez (UT)	Nefelométrico
Químicos	
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico (Spectroquant)
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico (Alfakit)
Nitrito (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico (Alfakit)
Nitrato (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico (Alfakit)
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico (Alfakit)
Fosfato Total (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico (Alfakit)
LAS (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico (Alfakit)
pH	Potenciométrico 4500H+ B
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L ⁻¹)	Oximétrico 5210B
Demanda Química de Oxigênio (mg L ⁻¹)	Titulométrico 5220D

Fonte: Adaptado de BAIRD; EATON; RICE (2017).

4.5.2 Cálculo da Produção Efetiva de Água Tratada e Custo do Tratamento

A produção efetiva (PE) de água tratada foi determinada considerando-se as perdas de água durante as lavagens dos filtros e as descargas de fundo, conforme descrito por Matos; Silva; Campos, (2025) e Wiecheteck; Di Bernardo, (2005). O cálculo seguiu a equação 1:

$$PE = PT - (n \times VDGF) - VD_{\text{Final}} - VLDF - VLTF \quad (1)$$

Onde:

PE = Produção efetiva de água tratada (m³);

PT = Produção total de água filtrada (m³);

n = Número de descargas de fundo no FAP;

VDGF = Volume de água utilizado por descarga de fundo (m³);

VD_{Final} = Volume utilizado na descarga de fundo final (m³);

VLDF = Volume utilizado na lavagem do sistema DF (m³);

VLTF = Volume utilizado na lavagem do sistema TF (m³).

O custo operacional específico (CO) foi avaliado em duas etapas distintas ao longo do estudo. Na primeira etapa, correspondente às carreiras de filtração, o CO foi calculado considerando os custos associados ao consumo de energia elétrica e de insumos químicos, em relação ao volume total de água tratada em cada carreira de filtração.

Na segunda etapa, o CO foi recalculado após a definição da melhor condição de filtração e desinfecção, incorporando os custos adicionais de energia elétrica e de insumos químicos

associados à cada desinfetante, de modo a fornecer uma avaliação integrada do custo operacional do sistema após a etapa de desinfecção.

A metodologia adotada baseou-se em uma abordagem de estimativa dos custos operacionais por unidade de volume tratado em sistemas de coagulação-floculação seguidos de tratamentos adicionais. Essa abordagem permitiu avaliar a viabilidade econômica de cada configuração operacional testada, considerando tanto o consumo de insumos quanto os volumes de água efetivamente tratados em cada ciclo de filtração (Matos; Silva; Campos, 2025; Msemwa *et al.*, 2025).

O CO foi calculado conforme as equações 2 a 4:

$$CO = (CE + CQ) / VTT \quad (2)$$

Onde:

CO = Custo operacional específico (R\$.m⁻³);

CE = Custo total com energia elétrica (R\$);

CQ = Custo com insumos químicos (R\$);

VTT = Volume total de água tratada (m³).

O custo com energia elétrica (CE) foi estimado com base na potência da bomba utilizada e no tempo total de operação, de acordo com as equações 4 e 5:

$$CE = P(kW) \times TO(h) \times TE (R\$ kWh^{-1}) \quad (3)$$

Onde:

P = Potência nominal da bomba (kW);

TO = Tempo total de operação por carreira de filtração (h);

TE = Tarifa de energia elétrica (R\$ kWh⁻¹).

O custo do coagulante (CQ) foi determinado por meio da Equação 4:

$$CQ = D \times Q \times C_{coag} \quad (4)$$

Onde:

CQ = Custo com coagulante (R\$);

D = Dosagem de cloreto férrico utilizada em cada carreira de filtração (mg L⁻¹);

Q = Volume total de água tratada por carreira de filtração (m³);

C_{coag} = Custo unitário do coagulante (R\$ mg⁻¹).

4.5.3 Análise dos Meios Filtrantes

As amostras de cada meio filtrante foram coletadas antes do início e após a conclusão de cada carreira de filtração, imediatamente após a lavagem dos filtros. Essa estratégia possibilitou uma análise comparativa das características dos materiais filtrantes ao longo de cada ciclo de operação.

4.5.3.1 Análise de microscopia eletrônica de varredura com emissão de campo

As análises de Microscopia Eletrônica de Varredura com Emissão de Campo (MEV-FEG) foram realizadas no Complexo de Laboratórios Multiusuários da Universidade Estadual de Ponta Grossa- UEPG. Foram realizadas análises das amostras de areia, carvão ativado e zeólita coletadas em DF e TF antes do início do primeiro ensaio de carreira de filtração e ao final de cada uma das três carreiras de filtração, correspondentes às concentrações de FeCl_3 de 60, 100 e 140 mg L^{-1} . Ao todo, foram obtidas uma coleta inicial e três coletas finais, totalizando quatro amostras de cada meio filtrante.

As coletas foram realizadas logo após o termino de cada carreira antes da lavagem dos filtros, com o auxílio de uma haste adaptada, equipada com um recipiente cônico na extremidade, a qual era inserida no leito filtrante e posteriormente removida para a obtenção das amostras. No filtro FDZCA, após a coleta, as frações correspondentes ao carvão ativado e à zeólita foram cuidadosamente separadas, de modo a preservar a integridade e a representatividade de cada meio filtrante. Em cada carreira de filtração, foram coletados aproximadamente 10 g de material de cada meio filtrante.

As amostras foram previamente secas em estufa (marca SolidSteel modelo SSA-40L) a 105 °C por 24 horas para remoção de umidade. Em seguida cerca de 0,01 a 0,1 g, foram acondicionadas em pequenos suportes metálicos e recobertas com uma fina camada de ouro (Au) por meio de metalização a vácuo.

As amostras preparadas foram inseridas na câmara do microscópio eletrônico de varredura com emissão de campo (MEV-FEG), modelo LEO EVO 40XVP. A análise foi realizada sob alto vácuo e a uma tensão de aceleração entre 5 e 20 kV, para obtenção de imagens de maior resolução da superfície dos materiais. O feixe eletrônico varreu a superfície da amostra em ampliações de 3, 5 e 10 kx, permitindo a visualização detalhada da morfologia, textura e estrutura superficial em diferentes ajustes. Esta etapa permitiu a avaliação de possíveis

alterações morfológicas dos meios filtrantes decorrentes dos processos de filtração e lavagem associados as carreiras de filtração.

4.5.3.2 Análise de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier

As análises de Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) foram realizadas no Complexo de Laboratórios Multiusuários da Universidade Estadual de Ponta Grossa- UEPG, utilizando o espectrômetro Digilab Excalibur FT-3000. Foram realizadas análises das amostras de areia, carvão ativado e zeólita coletadas em DF e TF antes do início do primeiro ensaio de carreira de filtração e ao final de cada uma das três carreiras de filtração, correspondentes às concentrações de FeCl_3 de 60, 100 e 140 mg L^{-1} . Ao todo, foram obtidas uma coleta inicial e três coletas finais, totalizando quatro amostras de cada meio filtrante.

As coletas foram realizadas logo após o termino de cada carreira antes da lavagem dos filtros, com o auxílio de uma haste adaptada, equipada com um recipiente cônico na extremidade, a qual era inserida no leito filtrante e posteriormente removida para a obtenção das amostras. No filtro FDZCA, após a coleta, as frações correspondentes ao carvão ativado e à zeólita foram cuidadosamente separadas, de modo a preservar a integridade e a representatividade de cada meio filtrante. Em cada carreira de filtração, foram coletados aproximadamente 10 g de material de cada meio filtrante.

As amostras foram secas em estufa a 105°C (marca SolidSteel modelo SSA-40L), pulverizadas e homogeneizadas com KBr (brometo de potássio) na proporção de 1:100 (m/m) (Merck – Padrão Espectroscopia IR), sendo prensadas para formar pastilhas translúcidas de 0,001 - 0,005g. Por fim, as análises foram realizadas na faixa de varredura de 4000 a 400 cm^{-1} , com resolução de 4 cm^{-1} .

Esta etapa permitiu a identificação e a comparação de possíveis alterações químicas e estruturais nos meios filtrantes ao longo das carreiras de filtração, associadas às diferentes condições operacionais e concentrações de coagulante aplicadas.

4.5.3.3 Análise do número de iodo no carvão ativado

As análises de Número de Iodo (NI) foram realizadas na Alpha Carbo e determinadas conforme a norma ASTM D4607-14 (ASTM, 2021). Foram realizadas análises das amostras de carvão ativado em TF antes do início do primeiro ensaio de carreira de filtração e ao final de cada uma das três carreiras de filtração, correspondentes às concentrações de FeCl_3 de 60, 100

e 140 mg L^{-1} . Ao todo, foram obtidas uma coleta inicial e três coletas finais, totalizando quatro amostras do meio filtrante.

As coletas foram realizadas logo após o termino de cada carreira antes da lavagem dos filtros, com o auxílio de uma haste adaptada, equipada com um recipiente cônico na extremidade, a qual era inserida no leito filtrante e posteriormente removida para a obtenção das amostras. No filtro FDZCA, após a coleta, as frações correspondentes ao carvão ativado e à zeólita foram cuidadosamente separadas, de modo a preservar a integridade e a representatividade de cada meio filtrante. Em cada carreira de filtração, foram coletados aproximadamente 10 g de material de carvão ativado.

A amostra foi seca em estufa (Odontobras modelo EL-12), a 110°C por 3 horas. Em seguida, 1 g do material foi adicionado a 100 mL de uma solução de iodo $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ preparado a partir do reagente com grau de pureza 99,09% (marca Moderna). A mistura foi agitada a 160 rpm por 15 minutos em agitador (marca Tecnal – TE-080), e filtrado para remoção do carvão ativado. O sobrenadante foi acidificado com solução de HCl a 20% preparada a partir do reagente com 99,0% de pureza (marca Êxodo), e posteriormente titulada com solução de tiosulfato de sódio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ preparado a partir de uma solução de 99,5% de pureza (marca Dinâmica). Logo após foi adicionado uma solução de amido comercial a 1% como indicador. O número de iodo foi calculado com base na diferença entre a concentração inicial e a concentração remanescente de iodo na solução (número de iodo residual, NIR), utilizando as equações 5 e 6.

$$NIR (mg/g) = \frac{V * F * 105,8}{m} \quad (5)$$

Onde:

V = volume da solução de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ gasto na titulação (mL);

F = fator de correção da solução de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$;

105,8 = fator de correção;

m = massa da amostra (g).

$$NI (mg/g) = C_i * 0,1 - NIR \quad (6)$$

Onde:

C_i = concentração inicial da solução de iodo (mg L^{-1});

0,1 = fator de conversão para litro (L);

NIR = iodo remanescente em solução (mg g^{-1});

4.5.3.4 Análise da capacidade de troca catiônica na clinoptilolita

As análises de capacidade de troca catiônica (CTC) da zeólita foram realizadas no laboratório de Química Analítica Ambiental, Sanitária e Educação Ambiental da Universidade Estadual de Ponta Grossa- UEPG. A CTC zeólita do tipo clinoptilolita foi determinada por meio do método de troca simples, no qual os cátions K^+ e Na^+ presentes na estrutura da zeólita são substituídos por íons amônio (NH_4^+) de uma solução padrão.

Foram realizadas análises das amostras de zeólita em TF antes do início do primeiro ensaio de carreira de filtração e ao final de cada uma das três carreiras de filtração, correspondentes às concentrações de $FeCl_3$ de 60, 100 e 140 $mg\ L^{-1}$. Ao todo, foram obtidas uma coleta inicial e três coletas finais, totalizando quatro amostras do meio filtrante.

As coletas foram realizadas logo após o termino de cada carreira antes da lavagem dos filtros, com o auxílio de uma haste adaptada, equipada com um recipiente cônico na extremidade, a qual era inserida no leito filtrante e posteriormente removida para a obtenção das amostras. No filtro FDZCA, após a coleta, as frações correspondentes ao carvão ativado e à zeólita foram cuidadosamente separadas, de modo a preservar a integridade e a representatividade de cada meio filtrante. Em cada carreira de filtração, foram coletados aproximadamente 10 g da zeólita.

Inicialmente, 1,00g da zeólita previamente seca em estufa (marca SolidSteel modelo SSA-40L) foi acondicionada em um frasco contendo 100mL de solução padrão de cloreto de amônio (NH_4Cl) (Dinâmica - 99,5%), preparada em concentração de 1 $mol\ L^{-1}$ a partir do reagente sólido. A mistura foi mantida sob agitação constante em mesa agitadora (marca Sientec modelo CT-150) por 24 horas à temperatura ambiente, permitindo a difusão dos íons NH_4^+ para o interior da estrutura zeolítica e a substituição dos íons trocáveis K^+ e Na^+ .

Após o tempo de contato, a suspensão foi centrifugada (marca LGI modelo DCL-802B), e o sobrenadante foi coletado para determinação da concentração final de amônio (C_f). Essa análise foi realizada por espectrofotometria, utilizando o método de Nessler. O reagente de Nessler composto por iodeto de potássio (KI) Exodo 99% solido, cloreto de mercúrio ($HgCl_2$) e hidróxido de potássio (KOH) em solução aquosa Biotec 85% solido é adicionado à amostra, formando um complexo de coloração amarela cuja intensidade é proporcional à concentração de NH_4^+ . A absorbância foi medida em espectrofotômetro (DR 6000 da Hach), na faixa de 410 a 425 nm, e a concentração foi determinada a partir de uma curva de calibração construída com padrões de concentração conhecida de NH_4^+ (marca QMC).

A concentração inicial de amônio (C_i) é conhecida a partir da solução padrão. A diferença entre as concentrações inicial e final de NH_4^+ na solução reflete a quantidade adsorvida pela zeólita. A CTC foi então calculada pela equação 7 (Al-Saedi; Hammood; Chyad, 2020):

$$CTC = (C_i - C_f) \times \frac{V}{W} \quad (7)$$

Onde:

C_i e C_f = concentrações inicial e final de íons NH_4^+ (g L^{-1});

V = volume da solução (L);

W = massa da amostra (g).

4.6 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS APÓS TRATAMENTO POR UASB, COAGULAÇÃO, TRIPLA FILTRAÇÃO E DESINFECÇÃO

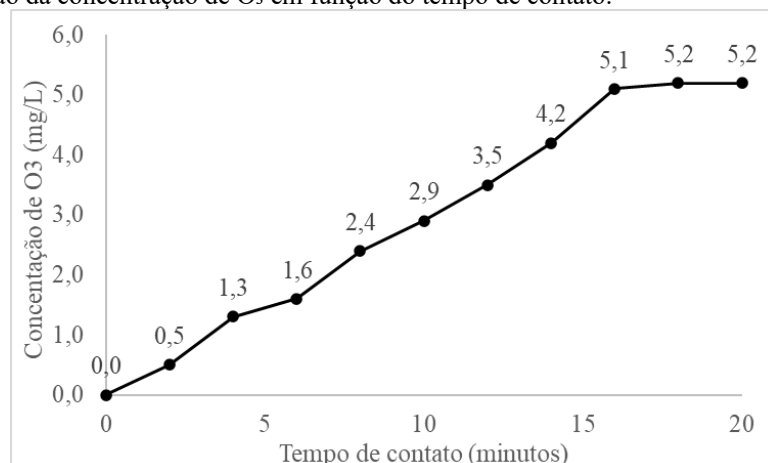
As análises microbiológicas foram conduzidas no Laboratório de Química Analítica Ambiental, Sanitária e Educação Ambiental da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

Para desinfecção empregando cloro (TF/Cl e TF/UV/Cl), utilizou-se uma solução preparada a partir de hipoclorito de sódio (NaClO) com teor de pureza entre 10–12% (NEON Comercial Reagentes Analíticos LTDA). Para os ensaios com ácido peracético (TF/APA e TF/UV/APA), foi utilizada uma solução de $\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_3$ a 15% de pureza (BIOTEC Reagentes Analíticos). Na desinfecção com persulfato (TF/PS e TF/UV/PS), o persulfato de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) foi utilizado o reagente em grau analítico, na forma sólida (Exodo 98%).

Ao final de cada ensaio de desinfecção, foi adicionada uma solução de tiosulfato de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) a 0,1% (m/v), preparado a partir do reagente sólido, com o objetivo de neutralizar completamente o desinfetante residual, interrompendo a desinfecção e evitando a continuidade da ação oxidativa durante as análises microbiológicas subsequentes.

Para os testes com O_3 (TF/ O_3 e TF/UV/ O_3), o gás foi borbulhado diretamente na solução por meio de um gerador de O_3 (marca RoHS modelo GL-3189A), durante um tempo ajustado para alcançar a concentração desejada em cada ensaio, em um sistema fechado. A concentração de O_3 foi previamente determinada por meio da construção de uma curva de concentração residual de O_3 em função do tempo (Figura 14), obtida a partir do borbulhamento do gás em 500 mL de água ultrapura (Galdeano *et al.*, 2017). Após o tempo de aplicação, o teor de O_3 residual foi quantificado utilizando um kit de teste da marca Hach.

Figura 14 - Variação da concentração de O₃ em função do tempo de contato.



Fonte – O autor.

A determinação microbiológica de *Escherichia coli* (*E. coli*), coliformes totais, *C. perfringens*, enterococos, *P. aeruginosa* e bactérias heterotróficas foi realizada por meio da técnica de filtração por membrana. Nesse procedimento, 100 mL da amostra de efluente previamente submetido aos diferentes desinfetantes, foram filtrados, com o auxílio de um manifold (Alfakit modelo E018496) acoplado a uma bomba de ar (Mart modelo 11002) por uma membrana semipermeável com poros de 0,45 µm (Merck AWG047S6).

Após a filtração, a membrana foi transferida para uma placa de Petri estéril (Alfakit) contendo o meio de cultura apropriado para cada microrganismo e incubada em estufa (MyLabor – SSBODu 420L) por um período previamente estabelecido, conforme especificado na Tabela 5. Toda esta etapa foi realizada utilizando uma chama de bico de Bunsen, buscando minimizar ao máximo a contaminação da amostra. Após a incubação, foi realizada a contagem das colônias formadas, permitindo determinar a concentração de microrganismos presentes na amostra, expressa em unidades formadoras de colônias (UFC).

Tabela 6 – Detalhamento dos métodos de membrana filtrante utilizados para determinação dos parâmetros microbiológicos.

Microorganismo	Tempo de incubação	Temperatura de incubação	Meio de cultura	Observação
Bactérias heterotróficas	48 horas	35°C	Ágar PCA	Placas incubadas com a tampa para baixo
<i>Clostridium perfringens</i>	24 horas	35°C	Ágar m-CP	Placas incubadas seladas e com a tampa para baixo
Coliformes totais	24 horas	35°C	Ágar cromogênico	Placas incubadas com a tampa para baixo
<i>Escherichia coli</i>	24 horas	35°C	Ágar cromogênico	Placas incubadas com a tampa para baixo
Enterococos	48 horas	35°C	Ágar m-Enterococcus	Placas incubadas com a tampa para baixo
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	24 horas	35°C	Ágar cetrimide	Placas incubadas com a tampa para baixo

Fonte: O autor.

Os resultados foram expressos em log residual, calculado a partir da contagem de unidades formadoras de colônia e posterior transformação logarítmica ($\log_{10}$) dos valores observados. Quando necessário, os valores foram expressos em redução logarítmica, calculada de acordo com a equação 8, a partir do logaritmo na base 10 da razão entre a concentração inicial e a concentração residual de microrganismos.

$$\text{Redução log} = \log_{10} \cdot \left(\frac{N_0}{N} \right) \quad (8)$$

Onde:

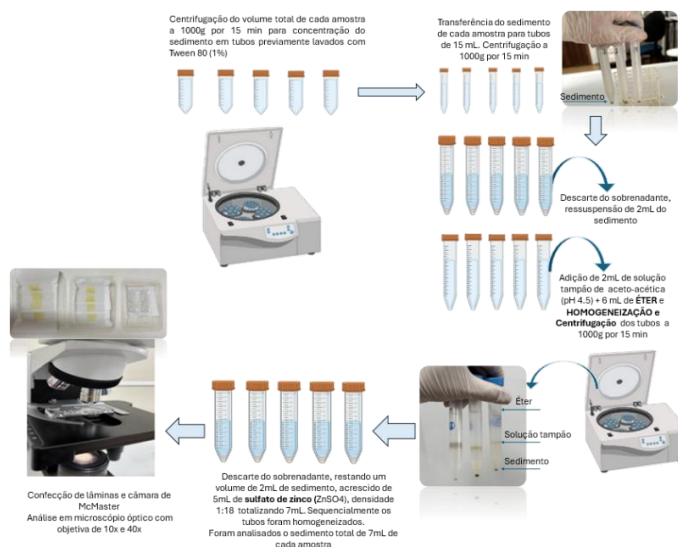
N_0 = Quantidade inicial de microrganismos, antes da desinfecção (UFC/100 mL);

N = Quantidade residual de microrganismos, após a desinfecção (UFC/100 mL).

Para a quantificação microbiológica, foram consideradas apenas placas com número de colônias dentro da faixa recomendada para contagem, adotando-se como critério placas contendo até 300 UFC/100 mL (USEPA, 2017).

A análise de ovos de helmintos foi realizada no laboratório de Parasitologia Humana da Universidade Estadual de Ponta Grossa- UEPG, utilizando o Método de Bailenger modificado, conforme ilustra a figura 15 (Morsy; Al-Herrawy, 2024). Este método foi selecionado por ser recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), devido à sua simplicidade operacional, ao menor custo dos reagentes utilizados e à capacidade de recuperar uma ampla variedade de helmintos comumente encontrados em efluentes e águas residuárias.

Figura 15 - Etapas de execução do método de determinação de ovos de helmintos.



Fonte: O autor.

Inicialmente, onze amostras de efluentes (UASB; COAGULAÇÃO; TF; TF/Cl; TF/UV/Cl; TF/APA; TF/UV/APA; TF/O₃; TF/UV/O₃; TF/PS e TF/UV/PS), foram submetidas a um protocolo sequencial composto pelas etapas de sedimentação, centrifugação e flotação. Resumidamente, as amostras foram centrifugadas a 1000 rpm por 15 minutos (centrífuga Bioenerg, modelo 6000), com posterior descarte do sobrenadante. O sedimento obtido foi tratado com solução tampão aceto-acética (pH 4,5) e éter (Ecibra – P.A.), na proporção de 1:3 (2 mL de tampão e 6 mL de éter), visando à remoção de lipídios e detritos orgânicos. Em seguida, adicionou-se solução de sulfato de zinco (ZnSO₄), preparada a partir de reagente P.A. (Synth) e ajustada à densidade de 1,18, promovendo a separação dos ovos de helmintos por flotação. As análises foram realizadas por microscopia óptica (Olympus CX31), utilizando objetivas de 10× e 40×, sendo avaliadas oito lâminas e duas câmaras de McMaster (Bioplast) por amostra.

A expressão dos resultados a quantificação final dos ovos presentes nas amostras deve ser obtida utilizando a equação 9:

$$N = \frac{A \times X}{P \times V} \quad (9)$$

Onde:

N = Número de ovos (ovos L⁻¹)

A = Número médio de ovos contados nas câmaras de McMaster (no. de ovos);

X = Volume do produto (mL);

P = Volume da câmara de McMaster;

V = Volume original das amostras (mL).

Os ensaios de microbiológicos foram aplicados em três etapas. Na primeira etapa, foi realizada a caracterização físico-química e microbiológica do efluente proveniente do reator UASB, após a etapa de coagulação e após a TF, com base nos parâmetros de interesse definidos para esta etapa preliminar (Tabela 6), permitindo a avaliação da remoção inicial de microrganismos promovida pelo próprio sistema de filtração. Para a determinação de coliformes totais, bactérias heterotróficas, *C. perfringens*, enterococos e *P. aeruginosa*, foram realizadas diluições seriadas decimais da amostra em água peptonada estéril, variando de 10^{-1} até 10^{-8} (10 mL de amostra em 90 mL de diluente) de modo a garantir a obtenção de placas com número de colônias dentro da faixa recomendada para contagem.

Tabela 7 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos adotados para caracterização do efluente após UASB, coagulação, TF e desinfecção.

PARÂMETROS	MÉTODO
Microbiológicos	
<i>Escherichia coli</i> ^{1,2} (log)	Membrana Filtrante 9222B
Coliformes totais ^{1,2} (log)	Membrana Filtrante 9222B
Bactérias heterotróficas ² (log)	Membrana Filtrante 9222B
<i>Clostridium perfringens</i> ² (log)	Membrana Filtrante 9222B
Enterococos ² (log)	Membrana Filtrante 9222B
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ² (log)	Membrana Filtrante 9222B
Ovos de Helmintos (ovos L ⁻¹)	Bailenger modificado
Físicos	
Turbidez (UNT) ^{1,2}	Nefelométrico
Químicos	
pH ^{1,2}	Potenciométrico 4500H+ B
DQO (mg L ⁻¹) ^{1,2}	

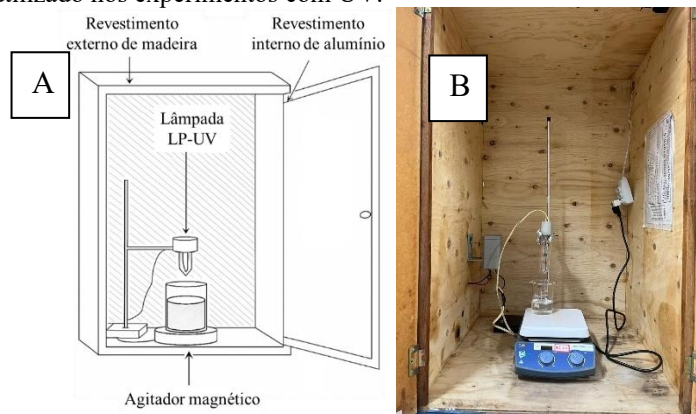
Fonte: O autor.

Nota: ¹: Parâmetro de controle utilizado na etapa primeira etapa de desinfecção; ²: Parâmetro de controle utilizado na segunda etapa de desinfecção. Para a etapa preliminar, todos os parâmetros foram considerados. Os parâmetros físico-químicos monitorados nesta etapa foram utilizados exclusivamente para avaliar a estabilidade do efluente após a desinfecção, verificando se a dosagem do desinfetante exerce influência sobre essas variáveis; pH: potencial hidrogeniônico; DQO: Demanda Química de Oxigênio; UFC: Unidade formadora de colônia; UNT: Unidade nefelométrica.

As duas etapas seguintes compõem os ensaios de desinfecção. Na segunda etapa, os microrganismos *E. coli* e coliformes totais foram monitorados como indicadores de contaminação microbiológica após desinfecção do efluente de TF. Nessa etapa, foram aplicadas e comparadas diferentes desinfecções já descritas na literatura, utilizando os seguintes desinfetantes: cloro (TF/Cl), ácido peracético (TF/APA), ozônio (TF/O₃), persulfato (TF/PS) e as combinações UV/Cloro (TF/UV/Cl), UV/Ácido Peracético (TF/UV/APA), UV/Ozônio (TF/UV/O₃) e UV/Persulfato (TF/UV/PS).

Os ensaios com radiação ultravioleta (UV) foram conduzidos em um reator de bancada, constituído por uma caixa de madeira revestida internamente com alumínio (Figura 16). No centro da estrutura, foi montado um sistema composto por agitador magnético (INTLLAB modelo HCD-1210) e uma lâmpada de mercúrio de média pressão (125 W, ~253 nm), fixada em suporte universal. Um bulbo de quartzo foi acoplado à lâmpada para maximizar a transmissão do UV. A lâmpada foi posicionada a 5 cm da superfície da amostra, assegurando uma exposição uniforme. Os experimentos foram realizados com as associações UV/desinfetante, adotando-se 10 minutos de exposição ao UV (Albolafio et al., 2022).

Figura 16 – Reator utilizado nos experimentos com UV.



Fonte: O autor.

Nota: A: Esquema detalhado do reator empregado nos experimentos com UV e B: Modelo semelhante ao reator de bancada utilizado nos ensaios de desinfecção por UV.

Para cada desinfetante testado, foram aplicadas concentrações de 0,5; 1,0; 1,5; 3,0 e 4,0 mg L⁻¹, adotando-se um tempo de contato fixo de 10 minutos, conforme protocolos distintos previamente descritos na literatura para a desinfecção de efluentes (Bonetta *et al.*, 2017; Foschi *et al.*, 2022; Hogard *et al.*, 2023; Ibáñez-Cervantes *et al.*, 2024; Munakata; Kuo, 2015; Ragazzo *et al.*, 2020).

Na segunda etapa, foram adotadas as melhores condições de desinfecção, que resultaram na eliminação completa de *E. coli* e coliformes totais, para cada desinfetante testado. Essas condições ideais foram então aplicadas à avaliação de outros microrganismos, incluindo *C. perfringens*, enterococos, *P. aeruginosa*, bactérias heterotróficas e ovos de helmintos. O objetivo dessa fase foi investigar a resistência microbiológica de organismos de interesse sanitário em comparação com *E. coli* e coliformes totais para cada desinfetante.

Em todos os ensaios microbiológicos, as amostras foram coletadas em frascos de vidro previamente esterilizados em autoclave (Biotron modelo AA5LB), a 120 kPa por 15 minutos. Utensílios como pinças e béqueres também foram devidamente esterilizados sobre as mesmas

condições. Durante a coleta, utilizou-se álcool 70% preparado a partir de uma solução 99,5% de pureza (Êxodo) para higienização das mãos e dos tubos de saída do efluente nos filtros, com o objetivo de minimizar o risco de contaminação cruzada. O mesmo procedimento foi adotado entre uma análise e outra, aplicando-se o álcool 70% em todos os materiais utilizados.

4.7 AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE SPDs APÓS DESINFECÇÃO DO EFLUENTE PROVENIENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-TRATAMENTO POR TF

A extração e determinação de trihalometanos (THMs) foi realizada no Departamento de Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), seguindo a metodologia EPA 8260C. A quantificação dos compostos foi feita a partir da construção de uma curva analítica utilizando padrões de uma mistura de THMs (bromodiclorometano - BDCM, bromofórmio - TBM, clorofórmio - TCM e dibromoclorometano - DBCM) (APÊNDICE A), adquirida da Sigma-Aldrich e preparados em CH₃OH (Metanol – Merck, Padrão HPLC) nas concentrações de 0,50; 1,0; 5,0; 7,5; 10; 25 e 50 ng/mL.

O equipamento utilizado foi um cromatógrafo a gás Thermo, modelo TraceGC, acoplado a um espectrômetro de massas Thermo, modelo ISQ. A separação ocorreu em coluna capilar de fase estacionária polar DB-VRX (Agilent Technologies) com 60 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,140 µm de espessura de filme, que utiliza uma fase estacionária de polietilenoglicol (PEG) quimicamente ligada à superfície interna da coluna. O programa de temperatura da coluna iniciou em 45 °C, mantido por 1 minuto, seguido de aumento de 12 °C/min até 190 °C, depois de 6 °C/min até 225 °C, com isoterma de 2 minutos a 190 °C e 1 minuto a 225 °C. O gás de arraste utilizado foi hélio, com fluxo constante de 1,5 mL/min, e o volume de injeção no *headspace* foi de 800 µL. A temperatura de detector foi fixada em 250°C.

As amostras coletadas após cada ensaio de desinfecção realizado e foram acondicionadas em gelo e armazenadas em refrigerador (Ultra low Temperature Freezer, Salvum – DW-86L490JA) a -80°C até o momento da análise, para evitar a volatilização dos analitos. A determinação dos compostos foi realizada por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas, utilizando a técnica de extração por *headspace* conforme o método EPA 8260C (USEPA, 2006).

Para a extração, foram transferidos 10 mL da amostra para frascos de *headspace*, imediatamente lacrados para evitar perdas dos analitos. Os compostos de interesse são voláteis,

apresentam reduzida solubilidade em meio aquoso e, por isso, são facilmente extraídos para a fase gasosa do frasco mediante aquecimento e agitação.

A fase gasosa do *headspace* foi então injetada no cromatógrafo a gás com detector de massas para identificação e quantificação dos analitos, utilizando as curvas analíticas previamente construídas.

4.8 ESTUDO DE TOXICIDADE DO EFLUENTE APÓS DESINFECTADO

A toxicidade do efluente tratado por diferentes desinfetantes químicos e UV/desinfetantes, foi avaliada por meio de sua aplicação em ensaios de fitotoxicidade, utilizando-se as melhores condições de desinfecção obtidas para a remoção de *E. coli* e coliformes totais, conforme descrito na segunda etapa em 4.6.

A fitotoxicidade foi avaliada por meio de ensaios de germinação e crescimento radicular de sementes de *Lactuca sativa* (alface), conforme metodologia proposta por Díaz-Cabriales, (2022) e Young et al., (2012).

Para a realização dos ensaios, foram utilizadas placas de Petri com 11 cm de diâmetro, revestidas com duas camadas de papel filtro qualitativo, previamente recortado com o mesmo diâmetro da placa. Sobre cada papel foram distribuídas 18 sementes de *Lactuca sativa* (marca Feltrin) e, em seguida, aplicados 3 mL das amostras. Uma das placas foi irrigada com água ultrapura e utilizada como controle. Todas as unidades experimentais foram tampadas com outra placa de Petri, vedadas com filme plástico e incubadas em estufa (MyLabor – SSBODu 420L), mantida a 22,4 °C, por um período de 72 horas.

As amostras utilizadas nos ensaios foram coletadas nas seguintes etapas do tratamento: reator UASB, coagulação, após DF, após TF e após o tratamento do efluente de TF utilizando as melhores condições de cada desinfetante, com e sem aplicação do UV.

Ao final do período de incubação, foi realizado o levantamento do número de sementes germinadas, e o comprimento das radículas foi medido com o auxílio de uma régua milimetrada. Esses dados foram utilizados para o cálculo do índice de germinação (IG) e do índice de crescimento relativo (ICR), conforme as equações 10 e 11, respectivamente.

$$IG\% = \frac{\text{Número de sementes geminadas}}{\text{Número total de sementes}} \times 100 \quad (10)$$

$$ICR = \frac{\text{Média das raízes da amostra}}{\text{Média das raízes do controle}} \times 100 \quad (11)$$

4.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R, por se tratar de uma ferramenta gratuita, robusta e validada na literatura científica para o tratamento e interpretação de dados ambientais e sanitários, permitindo elevada reprodutibilidade e rigor metodológico (Silva *et al.*, 2020).

Inicialmente, os dados foram avaliados quanto à normalidade por meio do teste de Shapiro–Wilk e quanto à homocedasticidade pelo teste de Levene. Quando ambos os pressupostos foram atendidos, aplicou-se a análise de variância (ANOVA) para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre os grupos, seguida do teste de Tukey para comparação múltipla de médias.

Quando um ou ambos os pressupostos (normalidade e/ou homocedasticidade) não foram atendidos, ou quando os dados não se mostraram adequados à aplicação da ANOVA, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal–Wallis, apropriado para a comparação de múltiplos grupos independentes sem a exigência de distribuição normal.

A aplicação desses testes teve como objetivo avaliar diferenças estatisticamente significativas nos resultados físico-químicos ao longo das carreiras de filtração, bem como entre os diferentes desinfetantes, formação de SPDs e ensaios de fitotoxicidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ACOMPANHAMENTO DA QUALIDADE DO EFLUENTE DO REATOR UASB.

Os resultados do monitoramento da qualidade do efluente bruto e após tratamento no reator UASB são apresentados na Tabela 7. O acompanhamento ao longo de uma semana, dividido em dois períodos diários, permitiu avaliar a estabilidade temporal do efluente utilizado nas etapas subsequentes do estudo.

Tabela 8 - Resultados obtidos pelo acompanhamento dos parâmetros físico-químicos do efluente no período de uma semana, subdivididos em dois períodos.

	Efluente	pH	Temperatura (°C)	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Turbidez (UNT)
Período I - 09:00 – 13:59					
Segunda-feira	BRUTO	$7,7 \pm 0,3$	$25,7 \pm 0,4$	$1178,0 \pm 129,0$	$256,4 \pm 52,5$
	UASB	$7,1 \pm 0,2$	$26,5 \pm 0,4$	$1050,0 \pm 32,0$	$37,6 \pm 18,0$
Terça-feira	BRUTO	$7,8 \pm 0,3$	$25,9 \pm 0,6$	$1213,0 \pm 125,0$	$248,2 \pm 58,9$
	UASB	$7,3 \pm 0,1$	$26,4 \pm 0,5$	$1044,0 \pm 46,0$	$37,6 \pm 18,0$
Quarta-feira	BRUTO	$7,7 \pm 0,3$	$26,4 \pm 0,5$	$1187,0 \pm 142,0$	$261,3 \pm 37,7$
	UASB	$7,3 \pm 0,1$	$26,7 \pm 0,3$	$1036,0 \pm 28,0$	$33,2 \pm 2,0$
Quinta-feira	BRUTO	$7,7 \pm 0,3$	$26,1 \pm 0,4$	$1165,0 \pm 96,0$	$305,9 \pm 58,0$
	UASB	$7,0 \pm 0,1$	$26,4 \pm 0,1$	$1024,0 \pm 36,0$	$52,6 \pm 17,5$
Sexta-feira	BRUTO	$7,8 \pm 0,1$	$24,9 \pm 0,1$	$832,0 \pm 40,0$	$134,1 \pm 32,2$
	UASB	$7,3 \pm 0,2$	$25,2 \pm 0,1$	$918,0 \pm 30,0$	$40,6 \pm 9,5$
Período II – 14:00 – 18:00					
Segunda-feira	BRUTO	$7,3 \pm 0,1$	$26,5 \pm 0,1$	$860,0 \pm 39,0$	$264,7 \pm 67,1$
	UASB	$7,2 \pm 0,1$	$27,2 \pm 0,2$	$1025,0 \pm 13,0$	$40,6 \pm 9,7$
Terça-feira	BRUTO	$7,3 \pm 0,1$	$27,0 \pm 0,3$	$865,0 \pm 61,0$	$247,5 \pm 25,7$
	UASB	$7,2 \pm 0,1$	$27,2 \pm 0,4$	$1036,0 \pm 16,0$	$40,6 \pm 9,7$
Quarta-feira	BRUTO	$7,3 \pm 0,1$	$27,1 \pm 0,3$	$834,0 \pm 59,0$	$268,3 \pm 14,3$
	UASB	$7,2 \pm 0,1$	$27,1 \pm 0,2$	$1009,0 \pm 9,0$	$39,1 \pm 5,5$
Quinta-feira	BRUTO	$7,3 \pm 0,1$	$26,7 \pm 0,4$	$866,0 \pm 74,0$	$281,2 \pm 28,3$
	UASB	$7,1 \pm 0,1$	$26,7 \pm 0,3$	$1010,0 \pm 12,0$	$43,2 \pm 5,4$
Sexta-feira	BRUTO	$7,3 \pm 0,1$	$25,0 \pm 0,1$	$502,0 \pm 173,0$	$155,7 \pm 24,9$
	UASB	$7,2 \pm 0,1$	$25,1 \pm 0,1$	$898,0 \pm 7,0$	$39,3 \pm 2,8$

Fonte: O autor.

Nota: pH = Potencial hidrogeniônico; UASB = Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. Média $\pm$ S.

No período I, o pH médio do efluente bruto foi de $7,7 \pm 0,1$, enquanto no período II observou-se valor médio de $7,3 \pm 0,1$. Para o efluente tratado no reator UASB, os valores médios de pH foram de $7,2 \pm 0,1$ em ambos os períodos, evidenciando menor variação entre os períodos e a manutenção do pH próximo à neutralidade. Essa faixa de pH é operacionalmente favorável, pois reduz ou elimina a necessidade de correções químicas na etapa de coagulação e favorece o desempenho de coagulantes à base de sais de ferro (Di Bernardo; Dantas, 2006; Libânio, 2016). Tal comportamento está associado à formação de espécies hidrolisadas com

carga positiva, que intensificam os mecanismos de neutralização de cargas e varredura, contribuindo para a remoção eficiente de matéria orgânica (Bratby, 2016).

A condutividade elétrica do efluente bruto apresentou média de $1115 \pm 159 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período I e $786 \pm 158 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período II. Após o reator UASB, as médias foram de $1015 \pm 55 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período I e $996 \pm 56 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período II, indicando maior estabilidade no efluente tratado. A condutividade após o reator UASB, reflete a presença residual de cátions e ânions, além de metais como ferro, alumínio e zinco (Karasuta *et al.*, 2021; Leal-Gutiérrez *et al.*, 2021). O aumento observado no período II em relação ao efluente bruto pode estar associado à liberação e ao equilíbrio de espécies iônicas na manta de lodo, que atua como um reservatório tamponante e mantém a condutividade relativamente constante (Marín-Peña *et al.*, 2020). Estudos com pós-tratamento por dupla e tripla filtração demonstram a intensificação da remoção desses íons, evidenciando a melhoria da qualidade do efluente final e garantindo condições reprodutíveis para análises subsequentes (Cavallini *et al.*, 2013, 2016; Silva *et al.*, 2020).

A temperatura do efluente bruto no período I apresentou média de $25,8 \pm 0,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$, enquanto no período II esse valor foi de $26,5 \pm 0,1 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Para o efluente tratado no reator UASB, as médias semanais foram de $26,2 \pm 0,6 \text{ }^{\circ}\text{C}$ no período I e $26,7 \pm 0,9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ no período II. A temperatura influencia os processos biológicos em sistemas anaeróbios. Faixas entre $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e $35 \text{ }^{\circ}\text{C}$ correspondem à zona mesofílica de operação, na qual a atividade metabólica dos microrganismos é intensificada, resultando em maior velocidade das reações bioquímicas responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Nessas condições, a solubilidade e a difusão dos gases produzidos também aumentam, contribuindo para maior eficiência do tratamento anaeróbio (Karasuta *et al.*, 2021; Leal-Gutiérrez *et al.*, 2021).

A turbidez do efluente bruto variou em torno de $242 \pm 57 \text{ UNT}$, enquanto após o UASB apresentou uma redução para $41 \pm 5 \text{ UNT}$, com remoções superiores a 80%. Essa eficiência resulta da sedimentação, retenção de sólidos e aglutinação de partículas na manta de lodo, que também auxiliam na remoção de DQO e DBO do efluente (Ribeiro; Botari, 2022; Sachetto *et al.*, 2022; Silva; Campos, 2022). A turbidez residual influencia diretamente o pós-tratamento, pois a dosagem de coagulante depende da concentração de partículas em suspensão (Di Bernardo; Dantas, 2006). O ensaio de *Jar Test*, nestes casos, é fundamental para otimizar a coagulação, permitindo determinar a concentração ideal de coagulante na remoção de turbidez residual após o reator UASB (Cruz *et al.*, 2016; Silva; Campos, 2024).

A análise estatística evidenciou diferenças significativas entre os parâmetros avaliados na maioria dos dias de monitoramento, entre o efluente bruto e o efluente do reator UASB (teste

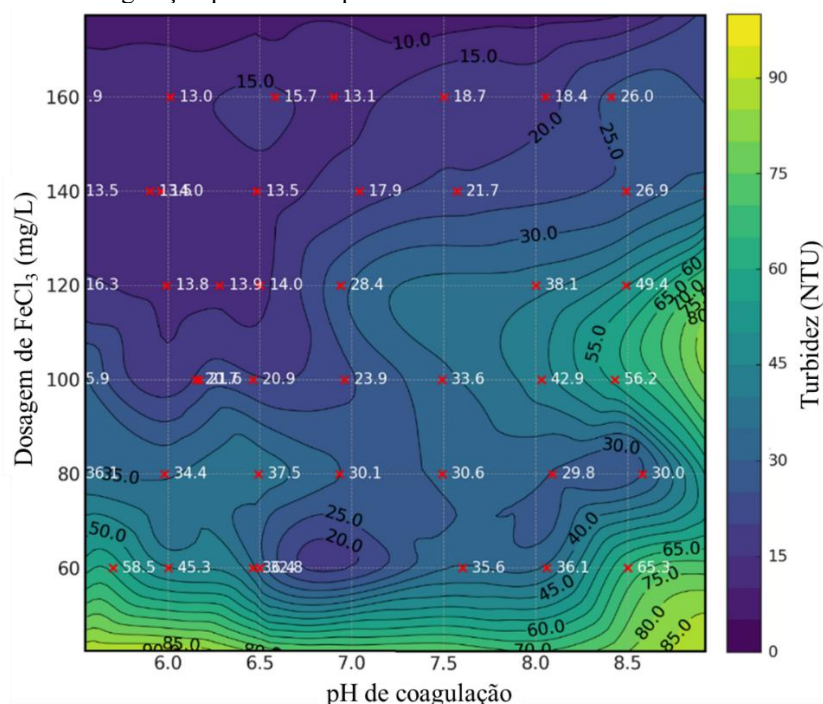
de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), conforme apresentado no APÊNDICE B. A única exceção foi observada na sexta-feira, em que a temperatura do efluente após o reator UASB não apresentou diferença significativa ($p = 0,25360$). É importante salientar que após a passagem pelo reator UASB, as variações observadas entre os dias foram de baixa magnitude, com baixos desvios padrões, indicando comportamento operacional estável do efluente tratado.

Neste sentido, os valores apresentados para os parâmetros físico-químicos após o reator UASB, independentemente do período avaliado, demonstra que o sistema fornece um efluente com características consistentes, permitindo que os ensaios de coagulação, filtração e desinfecção sejam conduzidos tanto no período I quanto no período II sem prejuízo à comparabilidade dos resultados. Essa condição assegura maior controle experimental e reprodutibilidade na avaliação do desempenho das etapas subsequentes do tratamento.

5.2 ENSAIO DE *JAR TEST* PARA DETERMINAÇÃO DS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO DO ELFUENTE

O ensaio de *Jar Test* foi empregado para avaliar a influência da dosagem de FeCl_3 e do pH na eficiência da coagulação química aplicada ao efluente proveniente do reator UASB. A figura 17 apresenta os resultados obtidos nesses experimentos enquanto a figura 18 apresenta uma foto ilustrativa dos ensaios realizados.

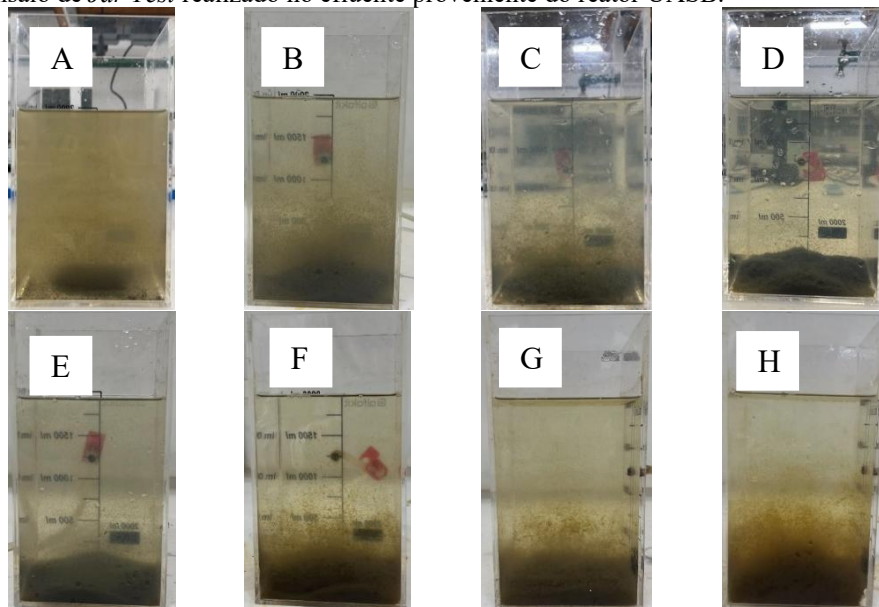
Figura 17 - Diagrama de coagulação para FeCl_3 aplicado ao efluente de reator UASB.



Fonte: O autor.

Nota: O gráfico ilustra o efeito da dosagem do coagulante químico (40–180 mg L⁻¹) e do pH (5,5–9,0) sobre a turbidez, com base nos resultados dos ensaios de *Jar test*. Pontos em vermelho correspondem a turbidez residual obtida após correção de pH e adição do coagulante.

Figura 18 - Ensaio de *Jar Test* realizado no efluente proveniente do reator UASB.



Fonte: O autor.

Nota: Exemplo de um dos experimentos realizados no ensaio de Jar Test com pH 5,5 para as concentrações de FeCl₃ de A) 40 mg L⁻¹, B) 60 mg L⁻¹, C) 80 mg L⁻¹, D) 100 mg L⁻¹, E) 120 mg L⁻¹, F) 140 mg L⁻¹, G) 160 mg L⁻¹ e H) 180 mg L⁻¹.

Foram investigadas concentrações de FeCl₃ entre 40 e 180 mg L⁻¹, associadas a pH variando de 5,5 a 9,0, visando identificar as condições ótimas para remoção de turbidez. Os resultados mostrados na figura 17 demonstram que o desempenho do FeCl₃ depende fortemente da concentração e do pH, com turbidez remanescente mínima (~13 UNT) observada para faixa de 140–160 mg L⁻¹ em pH 5,5 – 7,5. Esse efeito também foi observado por Krupińska, (2016) e Zaki et al., (2023), que destacam que diversos fatores influenciam a eficiência da coagulação-floculação, incluindo a concentração de coagulante, o pH, a temperatura e as propriedades físico-químicas das partículas presentes no efluente.

Apesar de sua eficiência, concentrações elevadas de FeCl₃ apresentam limitações econômicas, pois exigem ajuste de pH e maiores quantidades de coagulante, além de poder ocasionar efeitos indesejáveis, como o aumento da cor residual do efluente (Cai; Li; Yang, 2020; Zaki *et al.*, 2023). Nesse contexto, a escolha de uma concentração de coagulante adequada, capaz de manter a eficiência na remoção de turbidez e minimizar os efeitos da superdosagem, é fundamental para a otimização da etapa de coagulação.

Dentro da faixa de pH entre 6,5 - 7,5, concentrações próximas a 120 mg L⁻¹ de FeCl₃ apresentam turbidez residual em torno de 20 UNT. Concentrações maiores que 120 mg L⁻¹

promovem ganhos superficiais na remoção de turbidez sem necessidade de ajuste de pH até aproximadamente 140 mg L^{-1} . Em concentrações maiores que 140 mg L^{-1} , a redução da turbidez só ocorre com a diminuição do pH. Por outro lado, concentrações inferiores a 120 mg L^{-1} resultam em aumento da turbidez, chegando a $\sim 30 \text{ UNT}$ em concentrações próximas a 60 mg L^{-1} .

Com base nesses resultados, presume-se que os mecanismos de varredura predominem na faixa de $60\text{--}140 \text{ mg L}^{-1}$ de FeCl_3 e pH entre 6,5 e 7,5, possivelmente devido a intensa formação de hidróxidos de ferro hidrolisados, que desestabilizam as partículas e precipitam como uma matriz gelatinosa, favorecendo a formação de flocos maiores e mais densos e, conseqüentemente, a redução da turbidez (Di Bernardo; Dantas, 2006). Nessas condições, espera-se que a maior formação e sedimentação desses flocos contribua para a otimização da coagulação, preservando os meios filtrantes nas etapas subsequentes, aumentando a duração das carreiras de filtração e reduzindo a frequência de retrolavagens (Silva et al., 2019; Silva; Campos, 2022).

Com base no equilíbrio entre eficiência de remoção e viabilidade operacional, foram selecionadas as concentrações de 60, 100 e 140 mg L^{-1} de FeCl_3 para as etapas subsequentes do estudo, mantendo-se o pH natural do efluente (6,5–7,5). Essas concentrações correspondem, respectivamente, ao mínimo, médio e máximo da faixa que apresentou maior variação na remoção de turbidez, representando, assim, a melhor relação entre desempenho técnico e custo operacional. Além disso, tais concentrações são compatíveis com sistemas de pós-tratamento por dupla e tripla filtração reportados na literatura (Cavallini *et al.*, 2016).

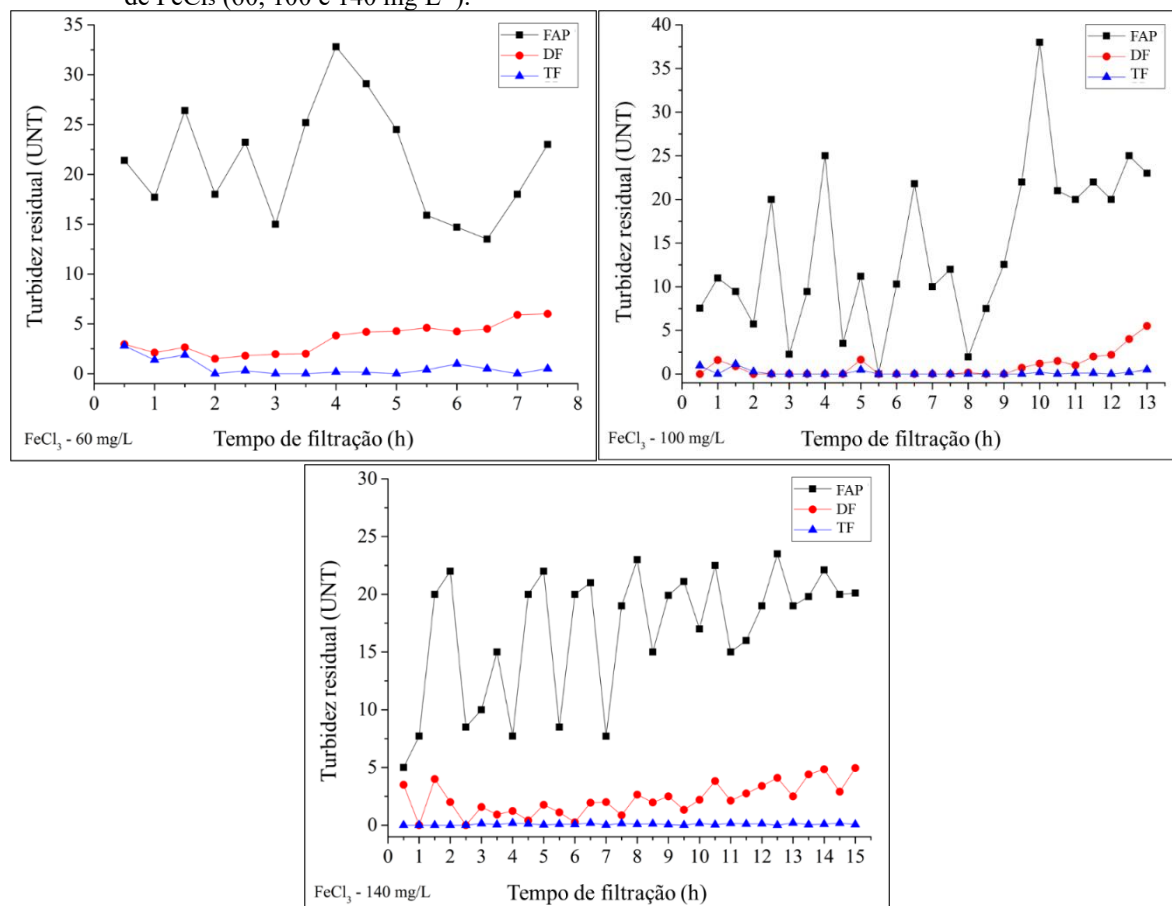
Apesar de seu potencial de reutilização não ter sido explorado, o lodo gerado durante a etapa de coagulação, rico em hidróxidos de ferro, apresenta potencial de reaproveitamento como coagulante secundário em etapas de tratamento, como catalisador ou suporte em processos oxidativos avançados (ex.: Fenton e foto-Fenton), como material adsorvente para remoção de fósforo e outros poluentes, e como condicionador de solo para correção de deficiência de ferro, desde que atendidos critérios de segurança ambiental e controle de contaminantes (Abbas et al., 2021).

5.3 ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS FILTROS E PRODUÇÃO EFETIVA DE ÁGUA FILTRADA

A Figura 19 apresenta a turbidez remanescente em FAP, FAD e FDZCA ao longo do tempo para as três carreiras de filtração, realizados com diferentes concentrações de FeCl_3 (60,

100 e 140 mg L⁻¹). O objetivo desta etapa foi avaliar o desempenho das carreiras de filtração em função das concentrações do coagulante, a fim de determinar a condição ótima a ser aplicada nos demais experimentos do estudo. A escolha da melhor dosagem entre as três estudadas foi baseada no desempenho dos filtros em relação à remoção dos principais parâmetros físico-químicos, o efeito das concentrações sobre as características dos meios filtrantes, a produção de água tratada, o tempo de filtração e o custo operacional de cada carreira de filtração.

Figura 19 - Turbidez residual ao longo do tempo em cada etapa de filtração (DF, TF) para diferentes concentrações de FeCl₃ (60, 100 e 140 mg L⁻¹).



Fonte: O autor.

Nota: UNT (Unidade nefelométrica), h (Horas), FeCl₃ (Cloreto férrico).

A análise da redução de turbidez ao longo do tempo evidenciou o efeito sinérgico dos filtros nas configurações DF e TF no tratamento do efluente coagulado. Todas as três concentrações (60, 100 e 140 mg L⁻¹ de FeCl₃) apresentaram remoção progressiva da turbidez, com perfis distintos conforme aumento da concentração de FeCl₃. Em FAP, a turbidez média permaneceu maior que 15 UNT para 60 mg L⁻¹, aproximou-se de 10 UNT para 100 mg L⁻¹, aumentando gradualmente nas últimas 4 horas, e atingiu média de 15 UNT para 140 mg L⁻¹, apresentando as maiores oscilações.

Nas duas configurações, DF e TF, o FAP atua como pré-filtro físico, retendo partículas maiores e reduzindo a carga de partículas nas etapas seguintes. Contudo, sua eficiência depende diretamente da qualidade dos flocos formados durante a coagulação química. Em 60 mg L^{-1} , observou-se menor retenção no FAP e sobrecarga nos filtros subsequentes, reduzindo a durabilidade da carreira de filtração. Esse resultado corrobora estudos que destacam a importância da coagulação química eficiente para o bom desempenho de sistemas de filtração sequencial (Aragaw; Bogale, 2023; Silva; Campos, 2024).

A etapa de DF foi responsável pela maior remoção de sólidos, apresentando reduções de turbidez superiores a 90% para as três concentrações (60 , 100 e 140 mg L^{-1} de FeCl_3). Como as etapas de filtração atuam de forma sinérgica, cada uma depende da eficiência da anterior. No caso, DF depende tanto da formação de flocos maiores e mais densos pela etapa de coagulação, quanto da retenção desses flocos por FAP (Zaki *et al.*, 2023).

Os maiores valores de turbidez observados no FAP (Figura 19) em 60 mg L^{-1} de FeCl_3 indicam maior transpasse de sólidos, resultando em colmatção mais rápida do filtro DF, atingindo o limite de 5 UNT após 7,5 h de operação. Nas carreiras de 100 e 140 mg L^{-1} , o aumento da concentração resultou em um tempo de filtração de 40 a 50% maior, alcançando 13 e 15 h, respectivamente.

Esse comportamento demonstra que a concentração de 60 mg L^{-1} de FeCl_3 foi menos eficiente na remoção prévia de partículas, permitindo que o filtro atingisse 5 UNT antes das demais condições avaliadas. Em comparação, a concentração de 100 mg L^{-1} possibilitou maior retenção de sólidos, prolongando a carreira de filtração para aproximadamente 13 h, enquanto o aumento para 140 mg L^{-1} resultou em acréscimo menos expressivo, atingindo cerca de 15 h.

Esses resultados indicam também que a superdosagem do coagulante em 140 mg L^{-1} de FeCl_3 pode favorecer a formação de flocos maiores, porém menos estáveis, refletida pelas oscilações da turbidez em FAP e pelos valores mais próximos de 5 UNT em DF para a carreira de 140 mg L^{-1} , e aumento superficial (2 horas) do tempo de filtração em relação a 100 mg L^{-1} (Zaki *et al.*, 2023).

Na etapa final, a unidade TF apresentou aumento o desempenho na remoção de turbidez em todas as concentrações, alcançando valores inferiores a 1 UNT, apresentando uma remoção >95%. TF atua como suporte para aprimorar a qualidade do efluente, onde a clinoptilolita contribui por meio de mecanismos de troca iônica e retenção coloidal, enquanto o GAC promove adsorção superficial, formando uma barreira eficaz contra partículas remanescentes (Liang *et al.*, 2022; Silva; Campos, 2024).

A literatura aponta que filtros contendo materiais adsorventes melhoram significativamente a qualidade final do efluente, especialmente quando associados a uma coagulação química otimizada (Olukowi *et al.*, 2022). De forma geral, os resultados reforçam que a eficiência da filtração rápida em DF depende fortemente da otimização da dosagem do coagulante químico, não apenas para maximizar a remoção de turbidez, mas também para garantir a operação contínua dos filtros por tempos mais prolongados (Halicki; Halicki, 2022).

De modo geral, a carreira de 60 mg L⁻¹ apresentou turbidez média mais elevada em FAP (>15 UNT) e colmatção rápida do filtro DF, resultando no menor tempo de filtração (7,5 h). A carreira de 100 mg L⁻¹ apresentou perfil de turbidez mais estável, com médias inferiores a 10 UNT em FAP, menor turbidez em DF (média <3 UNT) e tempo de filtração 40% maior que 60 mg L⁻¹ (13 h), refletindo melhor equilíbrio entre coagulação, retenção e eficiência de filtração. Já a carreira de 140 mg L⁻¹, apresentou maiores oscilações na turbidez em FAP, turbidez em DF próxima a 5 UNT e tempo de filtração mais longo (15 h), indicando que a maior concentração pode gerar flocos maiores, porém menos uniformes. Após TF todas as carreiras, apresentaram turbidez final inferior a 1 UNT.

Como etapa complementar para melhor compreensão do comportamento de DF e TF ao longo das carreiras de filtração, foram monitoradas as características físico-químicas do efluente no início, meio e fim de cada carreira. Os resultados dos parâmetros físico-químicos para as três carreiras estão apresentados nas Tabelas 8 a 10, enquanto os percentuais de eficiência de remoção nos processos de DF e TF são mostrados na Figura 20.

Tabela 9 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 60 mg L⁻¹ de FeCl₃. Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (3,5 horas de filtração) e fim (7,5 horas de filtração) da carreira.

(continua)

Parâmetros das amostras INICIO			
Parâmetros	Efluente		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 ± 8,60	236,66 ± 2,81	31,33 ± 6,37
Cor Verdadeira (uC)	69,00 ± 2,50	34,00 ± 3,74	20,66 ± 2,81
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	75,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	162,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	338,0 ± 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 ± 0,5	2,7 ± 0,3	0,2 ± 0,3
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	67,86 ± 0,08	47,20 ± 0,06	7,34 ± 0,01
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	43,11 ± 1,00	40,84 ± 0,01	2,00 ± 0,01
Nitrito (mg L ⁻¹)	15,07 ± 0,91	4,62 ± 0,01	4,40 ± 0,02
Nitrato (mg L ⁻¹)	4,59 ± 0,27	1,41 ± 0,01	1,34 ± 0,01
Fosforo total (mg L ⁻¹)	1,71 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,06 ± 0,01

Tabela 8 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 60 mg L⁻¹ de FeCl₃. Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (3,5 horas de filtração) e fim (7,5 horas de filtração) da carreira.

(conclusão)			
Fosfato total (mg L⁻¹)	5,24 ± 0,01	1,18 ± 0,01	0,10 ± 3,92
LAS (mg L⁻¹)	3,39 ± 0,01	2,16 ± 0,01	0,19 ± 0,01
pH	6,68 ± 0,01	6,82 ± 0,02	6,82 ± 0,01
DBO (mg L⁻¹)	19,3 ± 5,00	18,27 ± 5,02	1,48 ± 1,00
DQO (mg L⁻¹)	158,63 ± 2,30	6,04 ± 1,34	5,74 ± 2,35
Parâmetros das amostras MEIO			
Parâmetro	Efluente		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 ± 8,60	199,66 ± 33,29	21,66 ± 0,81
Cor Verdadeira (uC)	69,00 ± 2,50	33,00 ± 0,01	14,00 ± 0,02
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L⁻¹)	75,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L⁻¹)	162,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L⁻¹)	338,0 ± 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 ± 0,5	3,4 ± 0,5	0,13 ± 0,1
Nitrogênio total (mg L⁻¹)	67,86 ± 0,08	51,16 ± 1,08	10,58 ± 0,01
Nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹)	43,11 ± 1,00	43,11 ± 0,02	2,70 ± 6,28
Nitrito (mg L⁻¹)	15,07 ± 0,91	2,80 ± 0,02	4,54 ± 0,02
Nitrato (mg L⁻¹)	4,59 ± 0,27	0,85 ± 0,01	1,38 ± 0,00
Fosforo total (mg L⁻¹)	1,71 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,02
Fosfato total (mg L⁻¹)	5,24 ± 0,01	1,82 ± 0,20	0,10 ± 0,20
LAS (mg L⁻¹)	3,39 ± 0,01	3,21 ± 0,12	0,21 ± 7,85
pH	6,68 ± 0,01	6,66 ± 0,01	6,67 ± 0,02
DBO (mg L⁻¹)	19,3 ± 5,00	14,80 ± 5,20	2,22 ± 2,00
DQO (mg L⁻¹)	158,63 ± 2,30	4,23 ± 1,86	4,23 ± 2,21
Parâmetros das amostras FIM			
Parâmetro	Efluente		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 ± 8,60	62,00 ± 5,09	25,66 ± 8,52
Cor Verdadeira (uC)	69,00 ± 2,50	33,66 ± 0,81	10,66 ± 0,81
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L⁻¹)	75,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L⁻¹)	162,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L⁻¹)	338,0 ± 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 ± 0,5	5,4 ± 0,7	0,4 ± 0,1
Nitrogênio total (mg L⁻¹)	67,86 ± 0,08	49,16 ± 1,08	5,23 ± 0,35
Nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹)	43,11 ± 1,00	43,11 ± 0,01	<0,01
Nitrito (mg L⁻¹)	15,07 ± 0,91	2,88 ± 0,01	3,66 ± 0,09
Nitrato (mg L⁻¹)	4,59 ± 0,27	0,88 ± 0,01	1,11 ± 0,02
Fosforo total (mg L⁻¹)	1,71 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,01 ± 0,01
Fosfato total (mg L⁻¹)	5,24 ± 0,01	1,13 ± 0,01	0,01 ± 0,01
LAS (mg L⁻¹)	3,39 ± 0,01	2,07 ± 0,01	<0,01
pH	6,68 ± 0,01	6,66 ± 0,01	6,70 ± 0,02
DBO (mg L⁻¹)	19,3 ± 5,00	10,70 ± 2,51	1,19 ± 1,00
DQO (mg L⁻¹)	158,63 ± 2,30	6,04 ± 2,94	1,31 ± 2,14

Fonte: O autor.

Nota: UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (reator anaeróbio de manta de lodo); DF: dupla filtração; TF: tripla filtração; LAS: linear alquil benzeno sulfonato; pH: potencial hidrogeniônico; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio. Média $\pm$ S.

Tabela 10 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 100 mg L⁻¹ de FeCl₃. Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (6,5 horas de filtração) e fim (13 horas de filtração) da carreira.

(continua)

Parâmetros das amostras INICIO			
Parâmetros	Efluente		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 $\pm$ 8,60	95,00 $\pm$ 0,01	25,00 $\pm$ 0,01
Cor Verdadeira (uC)	69,00 $\pm$ 2,50	25,33 $\pm$ 0,81	18,00 $\pm$ 0,01
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	75,0 $\pm$ 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	162,0 $\pm$ 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	338,0 $\pm$ 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 $\pm$ 0,5	0,1 $\pm$ 0,1	<0,01
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	67,86 $\pm$ 0,08	56,63 $\pm$ 0,07	10,47 $\pm$ 0,01
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	43,11 $\pm$ 1,00	36,30 $\pm$ 0,00	2,55 $\pm$ 0,01
Nitrito (mg L ⁻¹)	15,07 $\pm$ 0,91	11,98 $\pm$ 0,59	6,11 $\pm$ 0,02
Nitrato (mg L ⁻¹)	4,59 $\pm$ 0,27	3,65 $\pm$ 0,18	1,86 $\pm$ 0,01
Fosforo total (mg L ⁻¹)	1,71 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	0,05 $\pm$ 0,01
Fosfato total (mg L ⁻¹)	5,24 $\pm$ 0,01	1,24 $\pm$ 0,01	0,24 $\pm$ 0,01
LAS (mg L ⁻¹)	3,39 $\pm$ 0,01	2,12 $\pm$ 0,01	0,42 $\pm$ 0,01
pH	6,68 $\pm$ 0,01	6,62 $\pm$ 0,01	6,73 $\pm$ 0,01
DBO (mg L ⁻¹)	19,3 $\pm$ 5,00	10,70 $\pm$ 2,00	3,75 $\pm$ 1,50
DQO (mg L ⁻¹)	158,63 $\pm$ 2,30	3,41 $\pm$ 1,87	5,22 $\pm$ 2,64
Parâmetros das amostras MEIO			
Parâmetro	Efluente		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 $\pm$ 8,60	15,66 $\pm$ 0,81	16,66 $\pm$ 1,63
Cor Verdadeira (uC)	69,00 $\pm$ 2,50	13,00 $\pm$ 0,01	9,99 $\pm$ 0,01
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	75,0 $\pm$ 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	162,0 $\pm$ 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	338,0 $\pm$ 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 $\pm$ 0,5	0,3 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,3
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	67,86 $\pm$ 0,08	56,63 $\pm$ 1,08	6,43 $\pm$ 0,29
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	43,11 $\pm$ 1,00	36,30 $\pm$ 0,00	2,90 $\pm$ 0,00
Nitrito (mg L ⁻¹)	15,07 $\pm$ 0,91	11,98 $\pm$ 0,02	2,67 $\pm$ 0,02
Nitrato (mg L ⁻¹)	4,59 $\pm$ 0,27	3,65 $\pm$ 0,01	0,81 $\pm$ 0,01
Fosforo total (mg L ⁻¹)	1,71 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01
Fosfato total (mg L ⁻¹)	5,24 $\pm$ 0,01	1,24 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0,01
LAS (mg L ⁻¹)	3,39 $\pm$ 0,01	2,12 $\pm$ 0,01	0,00 $\pm$ 1,20
pH	6,68 $\pm$ 0,01	6,65 $\pm$ 0,02	6,70 $\pm$ 0,02
DBO (mg L ⁻¹)	19,3 $\pm$ 5,00	10,70 $\pm$ 3,00	0,28 $\pm$ 1,00
DQO (mg L ⁻¹)	158,63 $\pm$ 2,30	3,41 $\pm$ 0,45	3,51 $\pm$ 1,21
Parâmetros das amostras FIM			
Parâmetro	Efluente		
	UASB	DF	TF

Tabela 9 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 100 mg L⁻¹ de FeCl₃. Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (6,5 horas de filtração) e fim (13 horas de filtração) da carreira.

	(conclusão)		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 ± 8,60	15,00 ± 0,00	16,66 ± 1,63
Cor Verdadeira (uC)	69,00 ± 2,50	13,00 ± 0,00	9,99 ± 0,81
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	75,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	162,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	338,0 ± 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 ± 0,5	5,00 ± 0,1	0,26 ± 0,2
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	67,86 ± 0,08	28,71 ± 0,26	6,43 ± 0,50
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	43,11 ± 1,00	3,00 ± 0,01	2,90 ± 0,02
Nitrito (mg L ⁻¹)	15,07 ± 0,91	15,49 ± 0,11	2,67 ± 0,29
Nitrato (mg L ⁻¹)	4,59 ± 0,27	4,72 ± 0,03	0,81 ± 0,08
Fosforo total (mg L ⁻¹)	1,71 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Fosfato total (mg L ⁻¹)	5,24 ± 0,01	0,21 ± 3,92	0,21 ± 0,01
LAS (mg L ⁻¹)	3,39 ± 0,01	1,78 ± 0,01	0,05 ± 0,01
pH	6,68 ± 0,01	6,47 ± 0,01	6,24 ± 0,01
DBO (mg L ⁻¹)	19,3 ± 5,00	2,44 ± 6,2	0,28 ± 1,00
DQO (mg L ⁻¹)	158,63 ± 2,30	5,72 ± 2,08	3,51 ± 1,87

Fonte: O autor.

Nota: UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (reator anaeróbio de manta de lodo); DF: dupla filtração; TF: tripla filtração; LAS: linear alquil benzeno sulfonato; pH: potencial hidrogeniônico; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio. Média ± S.

Tabela 11 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 140 mg L⁻¹ de FeCl₃. Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (7,5 horas de filtração) e fim (15 horas de filtração) da carreira.

(continua)

Parâmetros das amostras INICIO			
Parâmetros	Efluente		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 ± 8,60	<0,01	<0,01
Cor Verdadeira (uC)	69,00 ± 2,50	<0,01	<0,01
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	75,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	162,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	338,0 ± 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 ± 0,5	3,2 ± 0,3	<0,1
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	67,86 ± 0,08	54,39 ± 0,01	4,70 ± 0,37
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	43,11 ± 1,00	38,12 ± 0,01	2,40 ± 0,01
Nitrito (mg L ⁻¹)	15,07 ± 0,91	10,06 ± 0,16	1,90 ± 3,14
Nitrato (mg L ⁻¹)	4,59 ± 0,27	3,07 ± 0,05	0,58 ± 0,01
Fosforo total (mg L ⁻¹)	1,71 ± 0,01	0,02 ± 0,01	<0,01
Fosfato total (mg L ⁻¹)	5,24 ± 0,01	0,44 ± 0,01	0,25 ± 0,01
LAS (mg L ⁻¹)	3,39 ± 0,01	0,77 ± 0,01	0,42 ± 1,57
pH	6,68 ± 0,01	6,25 ± 0,01	6,97 ± 0,02
DBO (mg L ⁻¹)	19,3 ± 5,00	14,34 ± 2,01	4,32 ± 1,01
DQO (mg L ⁻¹)	158,63 ± 2,30	2,39 ± 2,03	1,29 ± 1,57

Tabela 10 - Resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos a partir da aplicação da carreira de filtração utilizando 140 mg L⁻¹ de FeCl₃. Amostras coletadas no início (1 hora de filtração), meio (7,5 horas de filtração) e fim (15 horas de filtração) da carreira.

(conclusão)

Parâmetros das amostras MEIO			
Parâmetro	Efluente		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 ± 8,60	46,61 ± 0,81	<0,01
Cor Verdadeira (uC)	69,00 ± 2,50	<0,01	<0,01
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	75,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	162,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	338,0 ± 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 ± 0,5	2,1 ± 0,4	0,1 ± 0,1
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	67,86 ± 0,08	41,30 ± 2,44	12,76 ± 0,35
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	43,11 ± 1,00	12,25 ± 0,01	0,79 ± 1,57
Nitrito (mg L ⁻¹)	15,07 ± 0,91	15,50 ± 0,09	3,26 ± 0,02
Nitrato (mg L ⁻¹)	4,59 ± 0,27	4,72 ± 0,02	0,99 ± 0,01
Fosforo total (mg L ⁻¹)	1,71 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,02 ± 0,01
Fosfato total (mg L ⁻¹)	5,24 ± 0,01	0,12 ± 0,01	<0,01
LAS (mg L ⁻¹)	3,39 ± 0,01	0,19 ± 0,01	<0,01
pH	6,68 ± 0,01	6,38 ± 0,01	6,69 ± 0,01
DBO (mg L ⁻¹)	19,3 ± 5,00	6,71 ± 0,01	1,82 ± 1,00
DQO (mg L ⁻¹)	158,63 ± 2,30	2,39 ± 0,50	2,29 ± 1,21
Parâmetros das amostras FIM			
Parâmetro	Efluente		
	UASB	DF	TF
Cor aparente (uC)	326,33 ± 8,60	52,66 ± 0,81	<0,01
Cor Verdadeira (uC)	69,00 ± 2,50	10,33 ± 0,81	<0,01
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	75,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	162,0 ± 2,0	<0,1	<0,1
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	338,0 ± 1,0	<0,1	<0,1
Turbidez (UNT)	52,3 ± 0,5	5,01 ± 0,7	0,20 ± 0,1
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	67,86 ± 0,08	37,25 ± 0,02	10,83 ± 1,08
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	43,11 ± 1,00	15,43 ± 0,00	0,94 ± 1,57
Nitrito (mg L ⁻¹)	15,07 ± 0,91	13,86 ± 0,11	6,81 ± 0,05
Nitrato (mg L ⁻¹)	4,59 ± 0,27	4,22 ± 0,03	2,07 ± 0,01
Fosforo total (mg L ⁻¹)	1,71 ± 0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
Fosfato total (mg L ⁻¹)	5,24 ± 0,01	0,18 ± 0,01	<0,01
LAS (mg L ⁻¹)	3,39 ± 0,01	0,43 ± 0,01	<0,01
pH	6,68 ± 0,01	6,28 ± 0,01	6,73 ± 0,01
DBO (mg L ⁻¹)	19,3 ± 5,00	4,28 ± 2,00	1,87 ± 1,00
DQO (mg L ⁻¹)	158,63 ± 2,30	1,49 ± 2,70	<0,01

Fonte: O autor.

Nota: UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (reator anaeróbio de manta de lodo); DF: dupla filtração; TF: tripla filtração; LAS: linear alquil benzeno sulfonato; pH: potencial hidrogeniônico; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio. Média ± S.

Figura 20 - Parâmetros avaliados nos efluentes das etapas de Dupla Filtração (DF) e Tripla Filtração (TF).

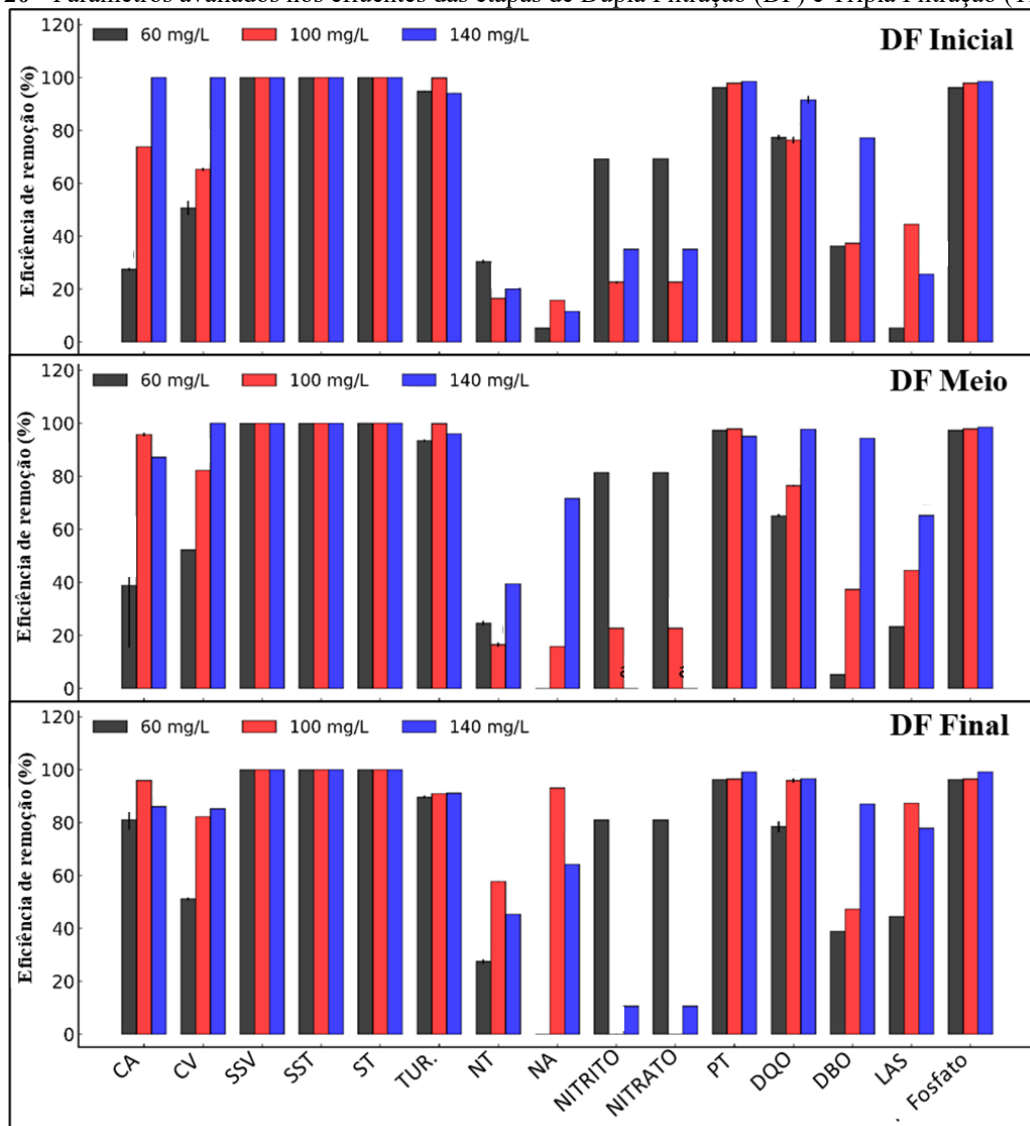
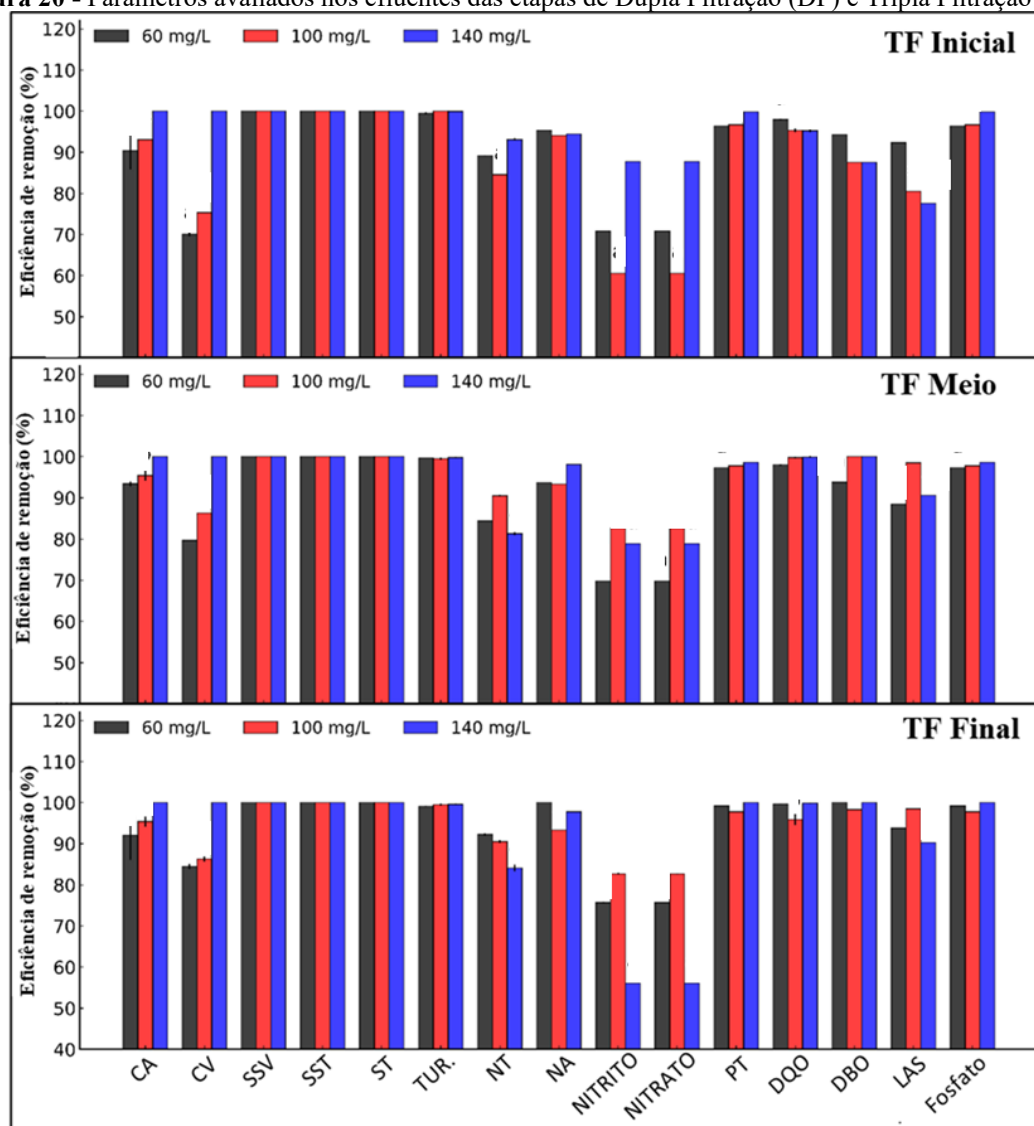


Figura 20 - Parâmetros avaliados nos efluentes das etapas de Dupla Filtração (DF) e Tripla Filtração (TF).

Fonte: O autor.

Onde: CA: Cor Aparente; CV: Cor Verdadeira; SSV: Sólidos Suspensos Voláteis; SST: Sólidos Suspensos Totais; ST: Sólidos Totais; NT: Nitrogênio Total; NA: Nitrogênio Amoniacal; PT: Fósforo Total; LAS: Alquilbenzeno Linear Sulfonado; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda bioquímica de Oxigênio. Concentrações de cloreto férrico: 60, 100 e 140 mg L⁻¹. Média ± S (representado pela barra de erro em cada coluna).

Os resultados médios obtidos para os parâmetros utilizados no monitoramento da qualidade do efluente, considerando as três concentrações de FeCl₃ (60, 100 e 140 mg L⁻¹) nos estágios inicial, intermediário e final de cada ensaio de filtração, demonstraram alto desempenho do sistema coagulação, DF e TF.

Para a CA, a concentração de 60 mg L⁻¹ aumentou de 27,5% no início para 38,8% no meio e 81,0% ao final da carreira, enquanto a dosagem de 100 mg L⁻¹ apresentou remoções de 70,9%, 95,2% e 95,4%, respectivamente. Já a concentração de 140 mg L⁻¹ iniciou com remoção >99% seguida de redução para 85,7% no meio e 83,9% ao final.

O mesmo comportamento foi observado para a CV, na qual a concentração de 60 mg L⁻¹ apresentou remoções de 50,7%, 52,2% e 51,2%, indicando eficiência limitada e pouca evolução ao longo da carreira de filtração. A dosagem de 100 mg L⁻¹ apresentou tendência a aumentar ao longo da carreira, com remoções de 63,3%, 81,2% e 81,2%, indicando eficiência e estabilidade. Por sua vez, a concentração de 140 mg L⁻¹ apresentou remoção inicial >99%, mantendo 99,9% no meio e reduzindo para 85,0% ao final, sugerindo perda de consistência ao longo da carreira, possivelmente associada ao excesso de coagulante.

Para a turbidez, a concentração de 60 mg L⁻¹ apresentou remoções de 94,8%, 93,5% e 89,7%, enquanto 100 mg L⁻¹ manteve valores de 99,8%, 99,4% e 90,4%, e 140 mg L⁻¹ variou de 93,9% no início para 96,0% no meio, estabilizando em 90,4% ao final da carreira. De modo geral, a remoção de turbidez foi elevada e consistente para as três concentrações, com valores superiores a 90% ao longo da operação e superiores a 95% nas fases iniciais e intermediárias. Comportamento semelhante foi observado para SSV, SST e SV, indicando elevada remoção de sólidos em todas as condições avaliadas.

Para a DQO, a concentração de 60 mg L⁻¹ apresentou remoções de 80% no início, redução para 70% no meio e recuperação para 80% ao final da carreira. A dosagem de 100 mg L⁻¹ manteve remoções de 80% no início e no meio, com aumento para 99% ao final. Já a concentração de 140 mg L⁻¹ apresentou remoções elevadas desde o início, com 95%, atingindo 99% no meio e mantendo esse valor ao final.

Para a DBO, a concentração de 60 mg L⁻¹ apresentou tendência de aumento da remoção, de 5,3% no início para 23,3% no meio e limite máximo de 44,6% ao final da carreira. A dosagem de 100 mg L⁻¹ manteve 44,6% nos dois primeiros estágios e atingiu 87,4% ao final. Já a concentração de 140 mg L⁻¹ apresentou remoções de 25,7%, 65,2% e 77,8%. Esses resultados indicam que a dosagem intermediária proporcionou melhor desempenho na remoção de DBO. Ainda assim, os dados evidenciam que a remoção completa de DBO depende da retenção de partículas residuais, reforçando a importância de uma etapa adicional de filtração para garantir maior estabilidade e qualidade do efluente final.

Para o LAS, a concentração de 60 mg L⁻¹ apresentou remoções próximas de 10% no início, 20% no meio e 45% ao final da carreira. A dosagem de 100 mg L⁻¹ manteve remoção de aproximadamente 45% nos dois primeiros estágios, seguida de aumento para cerca de 90% ao final, apresentando as maiores remoções entre as três concentrações. Já em 140 mg L⁻¹ foi observado aumento da remoção ao longo da carreira de aproximadamente 25% no início, 70% no meio e 80% ao final.

Para o NT, a concentração de 60 mg L⁻¹ apresentou remoções de aproximadamente 30% no início, 25% no meio e 30% ao final da carreira. A dosagem de 100 mg L⁻¹ manteve remoções próximas de 20% no início e no meio, com aumento para cerca de 60% ao final. Já a concentração de 140 mg L⁻¹ apresentou remoções de aproximadamente 20%, 40% e 45%. Em todas as carreiras foi observado aumento na remoção ao longo dos estágios, com valores máximos entre 50 e 60%.

Para o NA, a concentração de 60 mg L⁻¹ apresentou remoções inferiores a 5% ao longo de toda a carreira. Em contraste, a dosagem de 100 mg L⁻¹ manteve remoções próximas de 20% no início e no meio, com aumento para cerca de 90% ao final. A concentração de 140 mg L⁻¹ apresentou remoções de aproximadamente 10% no início, atingindo 75% no meio e reduzindo para cerca de 65% ao final.

Para o nitrito e nitrato, a concentração de 60 mg L⁻¹ remoções variando de aproximadamente 70% no início para 80% no meio e ao final da carreira. Por outro lado, a dosagem de 100 mg L⁻¹ apresentou remoções próximas de 20% no início e no meio, com valores inferiores a 5% ao final. A concentração de 140 mg L⁻¹ apresentou remoção de aproximadamente 40% no início, seguida de valores inferiores a 5% nas etapas subsequentes.

As espécies de fósforo apresentaram remoções superiores a 95% para todas as concentrações de FeCl₃ (60, 100 e 140 mg L⁻¹) e em todos os pontos ao longo da carreira de filtração.

A eficiência de DF é fortemente influenciada pela coagulação, uma vez que a formação de hidróxidos férricos remove grande parte da matéria orgânica por precipitação (Yazid; Wafi; Saraswati, 2021). A coagulação, por sua vez, é influenciada pela dosagem de coagulante e pelo pH (Di Bernardo; Dantas, 2006). Optar por trabalhar com valores próximos aos limites dessas variáveis pode comprometer sua estabilidade, enquanto faixas intermediárias garantem maior consistência e potencializam o desempenho do tratamento.

Em TF, a combinação de carvão ativado e clinoptilolita promoveu aumento significativo na eficiência do tratamento, com remoções superiores a 90% ao longo das carreiras, nas três condições testadas, para CV, SSV, SST, ST, turbidez, DQO, DBO, LAS, PT, fosfato e NA. Para a cor aparente, as remoções foram superiores a 70%, sendo os menores valores observados na concentração de 60 mg L⁻¹.

Para o NT, as remoções foram superiores a 80% em todas as condições. Já para nitrato e nitrito, as remoções foram superiores a 55%, com variações entre as concentrações ao longo da carreira. No início, a dosagem de 100 mg L⁻¹ apresentou a menor remoção (~60%), no meio, a menor eficiência foi observada em 60 mg L⁻¹ (~70%) e ao final, em 140 mg L⁻¹ (~55%).

É importante ressaltar que, para a dosagem de 60 mg L^{-1} , apenas após a TF foi possível alcançar remoções superiores a 50% da DBO, enquanto para concentrações de 100 e 140 mg L^{-1} remoções superiores a 80% são observadas a partir de DF. A elevada seletividade da clinoptilolita para NH_4^+ via troca iônica já está consolidada (Günel; Erdoğan, 2022), enquanto o carvão ativado atua majoritariamente por adsorção física (Gul *et al.*, 2022). Além disso, a microporosidade do carvão ativado permite elevada remoção de LAS, com retenções superiores a 90%, coerente com estudos sobre interações hidrofóbicas entre LAS e materiais carbonáceos (Isaeva *et al.*, 2021).

Em síntese, a comparação entre as três concentrações demonstra que 60 mg L^{-1} apresentou menor eficiência global em DF, com remoções limitadas para cor verdadeira ($\sim 51\%$), DBO (até 44,6%), LAS (até 45%) e nitrogênio total (até 30%), além de menor duração da carreira de filtração. A dosagem de 100 mg L^{-1} apresentou o melhor desempenho geral, com remoções elevadas e estáveis para cor aparente ($>95\%$), DQO (até 99%), DBO (87,4%) e LAS (90%), além de maior eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal (até 90%) e maior duração da carreira. Por sua vez, 140 mg L^{-1} apresentou remoções elevadas para DQO ($\geq 95\%$) e fósforo ($>95\%$), porém com redução ao longo da carreira para cor aparente ($>99\%$ para 83,9%) e CV ($>99\%$ para 85,0%), além de desempenho inferior ao de 100 mg L^{-1} para LAS, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal ao final da operação.

Sendo assim a concentração de 100 mg L^{-1} proporcionou o melhor equilíbrio entre eficiência, estabilidade e desempenho operacional. Por outro lado, 60 mg L^{-1} resultou em carreiras mais curtas, com menor eficiência global, sendo mais adequada para operações de menor duração, enquanto 140 mg L^{-1} não apresentou ganhos consistentes que justificassem o maior consumo de coagulante.

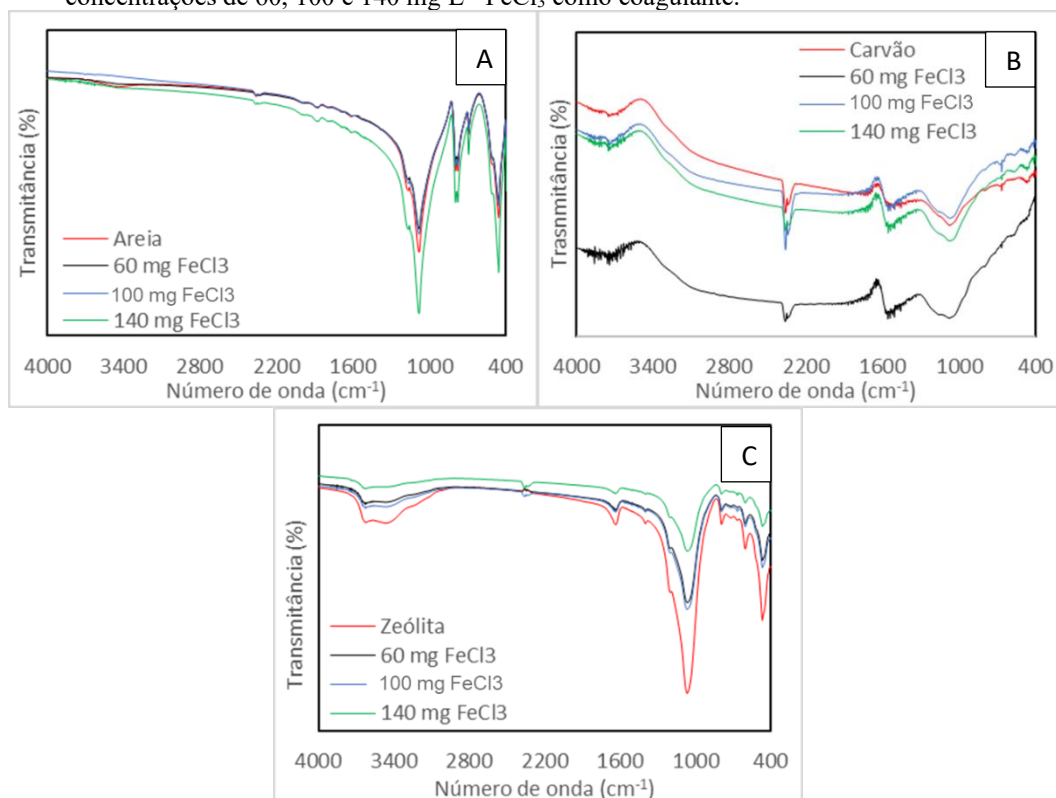
Esses resultados destacam a importância de otimizar a dosagem de FeCl_3 para alcançar não apenas remoções elevadas, mas também processos estáveis e consistentes, especialmente em operações contínuas ou de longa duração. Em sistemas de filtração rápida associados à coagulação química, a condição ótima não corresponde necessariamente à máxima remoção instantânea, mas à combinação entre eficiência, estabilidade e sustentabilidade operacional. Nesse contexto, a dosagem de 100 mg L^{-1} de FeCl_3 representa o ponto ótimo do sistema estudado.

5.3.1 Análise dos Meios Filtrantes

Os meios filtrantes empregado nos sistemas de DF e TF foram analisados a fim de comparar suas características antes e após o uso. No sistema DF, a areia foi caracterizada por espectroscopia no infravermelho (FTIR) e microscopia eletrônica de varredura com emissão de campo (MEV-FEG). Já no sistema TF, o carvão ativado granular e a clinoptilolita natural foram avaliados por meio da determinação do número de iodo (IN), da capacidade de troca catiônica (CTC), além de análises por FTIR e MEV-FEG.

Antes da realização das carreiras, foram efetuadas a lavagem dos filtros FAP e FDZCA e a retrolavagem de FAP. Ao final de cada carreira, realizou-se a descarga de fundo nos filtros FAP, FDA e FDZCA, seguida da lavagem de FAP e FDZCA e da retrolavagem de FDA, visando reduzir a sobrecarga do meio filtrante. As amostras foram coletadas imediatamente após a descarga de fundo e antes da etapa de lavagem, de modo que os resultados refletem tanto o efeito das concentrações de coagulante (60, 100 e 140 mg L⁻¹) quanto o impacto das lavagens. Dessa forma, o efeito da lavagem inicial influencia a amostra da primeira carreira, enquanto cada lavagem subsequente repercute nas amostras das carreiras seguintes. Os resultados obtidos são mostrados nas Figuras 21 e 22 e na tabela 10.

Figura 21 - Espectro de infravermelho dos meios filtrantes após aplicação de diferentes carreiras utilizando concentrações de 60, 100 e 140 mg L⁻¹ FeCl₃ como coagulante.



Fonte: O autor.

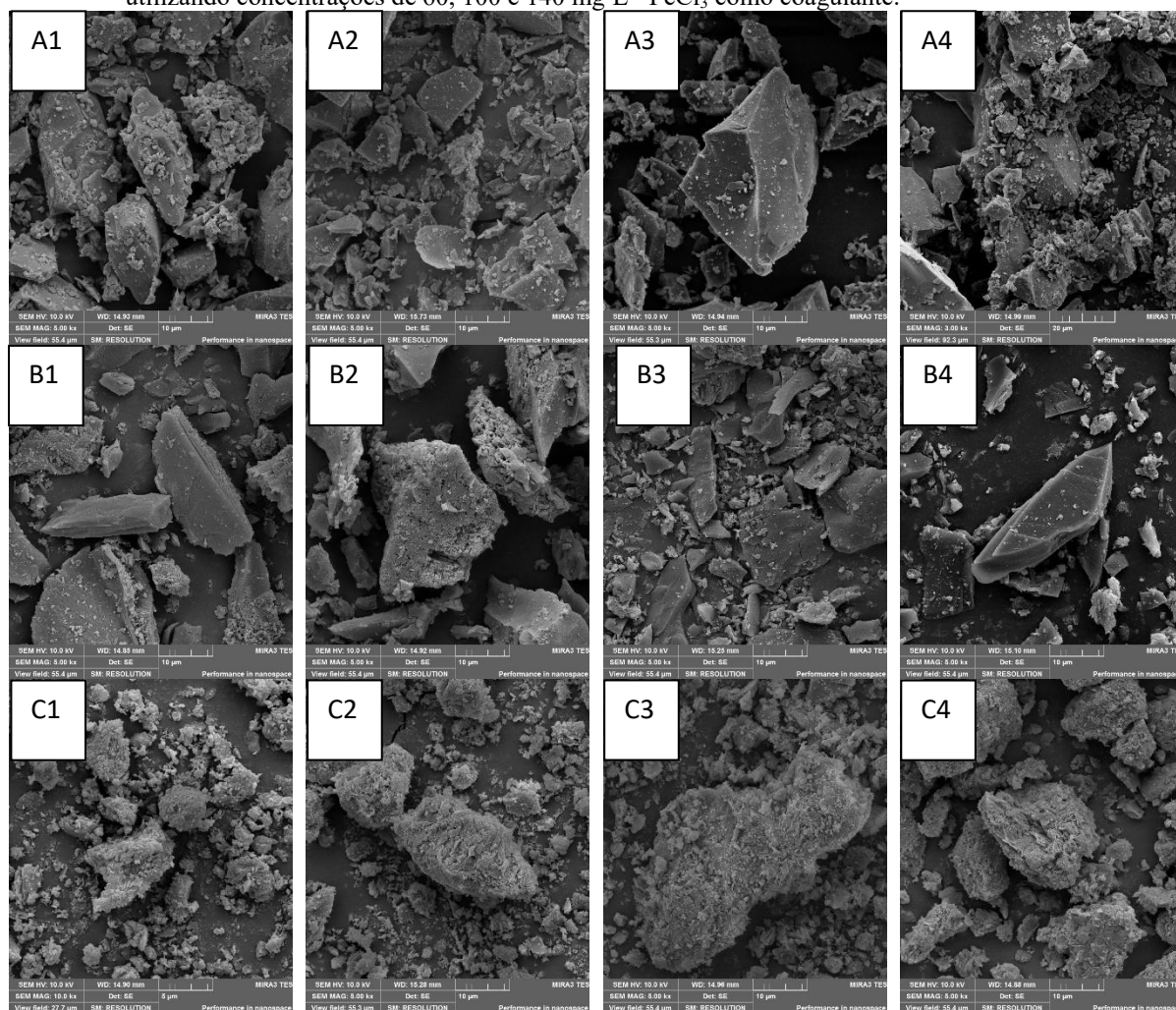
Nota: A: Areia; B: carvão; C: Zeólita, antes do início das carreiras de filtração (vermelho); considerando o efeito da lavagem inicial do sistema e após a carreira com 60 mg L⁻¹ (preto); considerando o efeito da lavagem de 60 mg L⁻¹ e ao término da carreira com 100 mg L⁻¹ (azul); considerando o efeito da lavagem da carreira 100 mg L⁻¹ e ao final da carreira com 140 mg L⁻¹ (verde), utilizando FeCl₃ como coagulante.

Os espectros de FTIR dos meios filtrantes utilizados em DF e TF mostraram bandas características consistentes com a literatura. Na areia, foram observadas bandas em 1100–1200 cm⁻¹ e 400–500 cm⁻¹, confirmando a predominância de quartzo (SiO₂), o que reforça seu papel como suporte físico na retenção de partículas coaguladas (Saikia *et al.*, 2015). O carvão ativado apresentou bandas em 1500–1600 cm⁻¹ e 1000–1300 cm⁻¹, correspondentes a grupos aromáticos (C=C) e oxigenados (C–O), comumente associados à sua elevada capacidade de adsorção de compostos orgânicos, incluindo micropoluentes residuais após coagulação (Xie *et al.*, 2020). A clinoptilolita apresentou bandas 1000–1100 cm⁻¹ (Si–O–Al) e 400–700 cm⁻¹ (Si–O–Si e Si–O–Al), responsáveis pela sua estrutura cristalina porosa e potencialidade para troca iônica (Król; Barczyk; Mozgawa, 2011).

A comparação dos espectros antes do início das carreiras e após cada carreira de filtração indicou que as bandas características permaneceram inalteradas, sugerindo preservação da integridade estrutural dos materiais independentemente da dosagem de FeCl₃ utilizada (60, 100 ou 140 mg L⁻¹) e dos processos de lavagens aplicados.

De forma complementar, realizou-se a análise por MEV-FEG para avaliar possíveis alterações na morfologia dos meios filtrantes após a aplicação das concentrações de FeCl₃ (60, 100 e 140 mg L⁻¹) e dos procedimentos de lavagem adotados.

Figura 22 - Micrografias obtidas por MEV-FEG dos meios filtrantes após aplicação de diferentes carreiras utilizando concentrações de 60, 100 e 140 mg L⁻¹ FeCl₃ como coagulante.



Fonte: O autor.

Nota: A: Areia; B: carvão; C: Zeólita, antes do início das carreiras de filtração (1); considerando o efeito da lavagem inicial do sistema e após a carreira com 60 mg L⁻¹ (2); considerando o efeito da lavagem de 60 mg L⁻¹ e ao término da carreira com 100 mg L⁻¹ (3); considerando o efeito da lavagem da carreira 100 mg L⁻¹ e ao final da carreira com 140 mg L⁻¹ (4), utilizando FeCl₃ como coagulante.

A análise por MEV-FEG confirmou a preservação da integridade estrutural da areia em FAD, bem como da porosidade do carvão ativado e da clinoptilolita em FDZCA, após as carreiras de filtração, independentemente da dosagem de FeCl₃ utilizada (60, 100 ou 140 mg L⁻¹) e dos procedimentos de lavagem aplicados. A manutenção da morfologia desses materiais ao longo dos ciclos reforça seu potencial de reutilização, garantindo a continuidade da remoção de parâmetros físico-químicos nas três carreiras de filtração (Silva et al., 2019).

Os ciclos de lavagem demonstraram ser eficientes na remoção do acúmulo de materiais nos meios filtrantes entre as carreiras, sem comprometer sua integridade estrutural, prolongando a vida útil dos filtros e contribuindo para a redução de custos operacionais.

Resultados semelhantes foram observados por Zipf; Pinheiro; Conegero, (2016) e Moraes et al., (2013), que relataram a estabilidade morfológica de areia e carvão ativado após

longos períodos de operação. De forma análoga Castro et al., (2021) e Vargas; Lopes, (2020) demonstraram que a clinoptilolita mantém comportamento consistente mesmo após múltiplos ciclos de uso, após lavagem. Esses estudos reforçam que a preservação das características estruturais desses materiais é importante para a manutenção dos processos de retenção, adsorção e troca iônica. Entretanto, para materiais como zeólita e carvão ativado, análises adicionais de número de iodo (NI) e capacidade de troca catiônica (CTC) são essenciais para avaliar a sua atividade funcional (ASTM, 2021; Kumari *et al.*, 2024; Mianowski; Owczarek; Marecka, 2007; Miramontes-Gutierrez *et al.*, 2021). Os resultados de NI e CTC correspondentes ao carvão ativado e zeólita, respectivamente, estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 12 - Número de iodo (NI) para o carvão ativado e capacidade de troca catiônica (CTC) para a clinoptilolita

Concentração FeCl ₃	Tempo de filtração (h)	NI (mg g ⁻¹)	CTC (mEq g ⁻¹)
Inicial	0	637.50 ± 0,02	0.70 ± 0,05
60 mg L ⁻¹	7.5	596.50 ± 0,03	0.53 ± 0,05
100 mg L ⁻¹	13.0	592.50 ± 0,01	0.57 ± 0,05
140 mg L ⁻¹	15.0	578.50 ± 0,02	0.53 ± 0,06

Fonte: O autor.

Nota: Nas concentrações de 60, 100 e 140, também é considerado o efeito do processo de lavagem correspondente a carreira anterior. Média ± S.

Tanto o NI quanto a CTC variaram ao longo das carreiras de filtração com diferentes concentrações de FeCl₃ (60, 100 e 140 mg L⁻¹). O maior valor de CTC foi observado na concentração de 100 mg L⁻¹ (0,57 ± 0,05 mEq/g), enquanto o NI atingiu o valor mais elevado com 60 mg L⁻¹ (596,5 ± 0,03 mg/g).

As reduções de NI 6,39 % em 60 mg L⁻¹ para >9% em 140%, refletem menor saturação da capacidade adsorptiva entre as carreiras, causada principalmente pela ocupação dos sítios ativos do carvão ativado por surfactantes como LAS e outros micropoluentes, dificilmente removidos sem a aplicação de processos químicos (Isaeva *et al.*, 2021). Na clinoptilolita, a maior redução da CTC (24,29%) em 60 e 140 mg L⁻¹, resulta da gradual ocupação dos sítios de troca iônica que ocorre sobretudo por amônio (NH₄⁺) (Kumari *et al.*, 2024; Wibowo *et al.*, 2024). Estes resultados reforçam a ideia de que o controle eficiente de matéria orgânica durante a coagulação prolonga a vida útil dos materiais adsorventes utilizados nas etapas subsequentes de filtração (Tsai *et al.*, 2020).

Para a CTC da clinoptilolita, os valores obtidos neste estudo (0,53–0,57 mEq/g) estão dentro do intervalo esperado para zeólitas naturais, que normalmente apresentam capacidade de troca iônica entre aproximadamente 0,5 e 2,3 mEq/g (Grifasi *et al.*, 2024). Já para o carvão ativado, os números de iodo observados (578,5–596,5 mg/g) situam-se na faixa típica de

desempenho, que varia de 500 a 1100 mg/g, indicando capacidade adsortiva adequada para remoção de matéria orgânica em sistemas de filtração (Ganjoo *et al.*, 2023).

Yuan; Passeport; Hofmann, (2022), destacam que o GAC apresenta capacidade adsortiva finita, sendo necessária sua substituição em função da carga contaminante aplicada e das condições operacionais do sistema. De forma complementar, Puente Torres *et al.*, (2025), apontam que o aumento na frequência dos ciclos de lavagem intensifica processos de atrito mecânico e desgaste físico do material, o que pode reduzir a eficiência de remoção e antecipar a necessidade de substituição do meio filtrante.

De modo semelhante, embora a clinoptilolita apresente reconhecida estabilidade estrutural, estudos como o de Castro *et al.*, (2021), demonstram que a eficiência na remoção de amônio pode variar ao longo dos ciclos de operação, especialmente em sistemas submetidos a lavagens frequentes, indicando a necessidade de intervenções periódicas para a manutenção do desempenho e eventual substituição do material.

De modo geral, as análises por FTIR e MEV-FEG indicaram a preservação da integridade estrutural dos meios filtrantes empregados nos sistemas de DF e TF, independentemente da dosagem de FeCl_3 aplicada (60, 100 ou 140 mg L^{-1}) e dos procedimentos de lavagem. O NI do carvão ativado apresentou decréscimo progressivo ao longo das carreiras de filtração, enquanto a clinoptilolita apresentou maiores reduções de CTC nas concentrações de 60 e 140 mg L^{-1} , indicando impacto nas propriedades funcionais associadas à adsorção e troca iônica. Esses resultados demonstram que, embora a estrutura dos materiais tenha sido preservada, ocorreu redução parcial de sua capacidade funcional ao longo dos ciclos operacionais. Nesse contexto, recomenda-se que estudos futuros avaliem a aplicação de métodos de regeneração e tratamento capazes de preservar as propriedades estruturais e funcionais dos meios filtrantes após os processos de lavagem, visando minimizar os efeitos acumulativos das carreiras de filtração e ampliar a vida útil desses materiais.

5.3.2 Produção Efetiva de Água Tratada e Custo do Tratamento

Esta etapa complementa a análise dos resultados, permitindo correlacionar a eficiência observada nas três carreiras de filtração com a produtividade final de água tratada e os custos operacionais associados a cada condição avaliada. A Tabela 12 apresenta os dados de produção efetiva de água, consumo de água e custos operacionais das três carreiras de filtração com 60, 100 e 140 mg L^{-1} (DF e TF), operadas com diferentes concentrações de FeCl_3 (60, 100 e 140 mg L^{-1}).

Tabela 13 - Produção efetiva, consumo de água e custo operacional para as três carreiras de filtração (DF e TF).

Parâmetro	Carreira I	Carreira II	Carreira III
Concentração de FeCl_3 (mg L^{-1})	60	100	140
Tempo de filtração (h)	7,5	13	15
Produção total (m^3)	0.675	1.170	1.350
Número de descargas de fundo (FAP)	8	11	15
Volume utilizado para descargas de fundo (m^3)	0.089	0.123	0.168
Volume final da descarga de fundo (m^3)	0.023	0.023	0.023
Volume utilizado para lavagem dos filtros (m^3)	0.064	0.072	0.108
Produção efetiva (m^3)	0.497	0.951	1.050
Custo específico ($\text{R}\$. \text{m}^{-3}$)	1,02	1,62	2,26

Fonte: O autor.

A dosagem de FeCl_3 influenciou diretamente o tempo necessário para o alcance do limite estabelecido como fim da carreira de filtração (5 UNT no DF), refletindo assim no tempo de operação do sistema e na produção de água tratada.

Em 60 mg L^{-1} de FeCl_3 , o sistema operou por 7,5 h, resultando em uma produção efetiva por batelada de $0,497 \text{ m}^3$ e menor custo específico ($1,02 \text{ R}\$/\text{m}^3$), associada a oito descargas de fundo, que consumiram $0,089 \text{ m}^3$ de água, além de $0,064 \text{ m}^3$ utilizados etapa de lavagem. Em 100 mg L^{-1} de FeCl_3 , o tempo de operação aumentou para 13 h, com produção efetiva por batelada de $0,951 \text{ m}^3$ e custo específico de $1,62 \text{ R}\$/\text{m}^3$, demandando 11 descargas de fundo ($0,123 \text{ m}^3$) e $0,072 \text{ m}^3$ para lavagem. Já 140 mg L^{-1} de FeCl_3 , proporcionou o maior tempo de operação (15 h) e a maior produção efetiva por batelada $1,050 \text{ m}^3$, porém com o maior custo específico ($2,26 \text{ R}\$/\text{m}^3$), associado a 15 descargas de fundo, com consumo de $0,168 \text{ m}^3$ de água, além de $0,108 \text{ m}^3$ empregados para lavagem.

Observa-se uma relação direta entre custo específico, produtividade e demanda operacional nas diferentes concentrações de FeCl_3 . Em 60 mg L^{-1} de FeCl_3 , o sistema apresentou o menor custo específico por batelada, porém associado a um tempo de operação reduzido, resultando em menor aproveitamento do processo, uma vez que carreiras mais curtas implicam maior frequência de interrupções operacionais, aumentando o desgaste dos meios filtrantes ao longo do tempo.

O aumento da concentração para 100 mg L^{-1} de FeCl_3 promoveu a ampliação de 42% do tempo de filtração e 57,69% da produção efetiva, associada a uma redução estimada de aproximadamente 7% na frequência de lavagem dos filtros, por batelada, em relação à menor dosagem, refletindo em menor volume de água destinado às etapas auxiliares. Esses fatores resultaram em um incremento de cerca de 20–25% na produção efetiva por batelada, favorecendo um regime operacional mais estável, com melhor equilíbrio entre duração das

carreiras, controle da colmatação e aproveitamento do volume tratado, além de potencial redução do desgaste dos materiais filtrantes ao longo do tempo.

Na concentração de 140 mg L^{-1} de FeCl_3 , embora tenham sido observados o maior tempo de filtração e a maior produção total, o aumento no número de descargas de fundo e nos volumes destinados às etapas de descarte e lavagem limitou o ganho efetivo de produção, elevando a demanda operacional por batelada. Como consequência, o aumento da produtividade por carreira tende a ser parcialmente compensado pelas maiores perdas operacionais e pelos custos associados à maior dosagem de coagulante.

Pryce; Kapelan; Memon, (2022), discutem que os custos de operação e manutenção frequentemente representam a maior parcela (88,1 %) do custo total de estações de tratamento, superando inclusive os custos de capital, especialmente em cenários de operação sequenciais.

Comparando-se o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por DF e TF com biorreatores de membranas (MBRs), observa-se que os custos operacionais para DF e TF variou entre 1,02 e 2,26 $\text{R\$/m}^3$, enquanto para MBRs variam entre 0,86 e 3,44 $\text{R\$/m}^3$, dependendo da escala e da configuração (Al-Sayed *et al.*, 2023; He *et al.*, 2024). Esses resultados indicam que os sistemas baseados em DF e TF apresentam competitiva viabilidade econômica, associada à menor demanda energética e à menor complexidade operacional, configurando-se como uma alternativa econômica para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios.

Do ponto de vista energético, o sistema coagulação, DF e TF, operando com retrolavagens e descargas de fundo, apresenta consumo significativamente menor do que MBRs e sistemas eletroquímicos, que frequentemente superam $0,4 \text{ kWh/m}^3$ (Gao *et al.*, 2022; Kong *et al.*, 2023). Esse fator reforça a atratividade do sistema para regiões com restrições energéticas.

Além dos aspectos econômicos, o sistema coagulação, DF e TF proporciona elevadas taxas de remoção de turbidez, cor, DBO, DQO e fósforo, com eficiências superiores a 80%, tornando-o adequado para aplicações de reúso restrito, como irrigação agrícola ou usos não potáveis. Devido à sua construção simples, robustez e flexibilidade operacional, o sistema é indicado para pequenos municípios, aplicações descentralizadas e projetos emergentes de reúso em países em desenvolvimento.

Assim, os resultados demonstram que a sinergia entre coagulação, DF e TF oferece vantagem competitiva significativa em relação a outras tecnologias, especialmente quando consideradas as condições socioeconômicas e operacionais típicas de regiões que utilizam sistemas anaeróbios como o UASB.

De forma geral, a dosagem de FeCl_3 influenciou diretamente o tempo de operação, a produtividade e os custos do sistema. A condição de 60 mg L^{-1} , apesar do menor custo

específico por batelada, exige maior número ciclos de lavagem em um menor período de tempo, aumentando o descarte de água tratada e os custos indiretos de operação e manutenção na aplicação de vários ciclos. Em contraste, a dosagem de 140 mg L⁻¹ proporciona maior tempo de operação por carreira, porém intensifica o consumo de água para descargas de fundo e lavagem, além de apresentar o maior custo específico.

Nesse contexto, a dosagem intermediária de 100 mg L⁻¹ mostrou-se adequada por conciliar produtividade, demanda operacional e custos ao longo de ciclos sucessivos, justificando sua adoção nas etapas subsequentes com o sistema completo (coagulação, DF e TF) para avaliação dos ensaios de desinfecção. A escolha dessa faixa é coerente com a literatura, que reporta o uso de concentrações próximas a 100 mg L⁻¹ de FeCl₃ no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, constitui uma condição operacional tecnicamente viável para melhoria da qualidade do efluente tratado (Cavallini *et al.*, 2016; Kalavathy; Giridhar; Viswanadh, 2017; Kim *et al.*, 2022; Prakash *et al.*, 2007; Pupin; Silva; Campos, 2025; Silva; Campos, 2024).

5.4 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS AO LONGO DO TRATAMENTO (UASB), PÓS-TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO, TF E DESINFECÇÃO

Os resultados referentes à remoção de microrganismos após UASB, coagulação e TF, são apresentados na Tabela 13 e fornecem informações da eficiência do sistema de TF na redução da carga microbiológica do efluente.

Tabela 14 - Resultados físico-químicos e microbiológicos do efluente de reator UASB, coagulação e pós tratamento por TF.

Parâmetro	UASB	Coagulação	TF
DQO (mg L ⁻¹)	158,60 ± 1,60	105,20 ± 5,0	3,30 ± 1,20
pH	6,62 ± 0,02	6,80 ± 0,10	7,30 ± 0,01
Turbidez (UNT)	54,90 ± 2,00	4,50 ± 1,00	0,25 ± 0,06
Coliformes totais (Log residual)	6,09 ± 0,20	5,41 ± 0,10	3,50 ± 0,65
<i>Escherichia coli</i> (Log residual)	5,90 ± 0,14	4,50 ± 0,10	3,18 ± 0,24
<i>Clostridium perfringens</i> (Log residual)	5,03 ± 0,01	4,96 ± 0,06	3,73 ± 0,03
Enterococos (Log residual)	5,05 ± 0,02	4,52 ± 0,07	3,39 ± 0,12
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (Log residual)	7,26 ± 0,01	6,60 ± 0,04	4,31 ± 0,02
Bactérias heterotróficas (Log residual)	7,66 ± 0,01	7,48 ± 0,02	5,46 ± 0,01
Ovos de helmintos (ovos L ⁻¹)	76,00 ± 0,01	<LD	<LD

Fonte: O autor.

Nota: DQO: Demanda química de oxigênio; pH: potencial hidrogeniônico; UASB: Upflow anaerobic sludge blander reactor; TF: Tripla filtração. Os resultados microbiológicos foram expressos em log₁₀ da concentração residual, obtidos a partir da contagem de unidades formadoras de colônia.

Os resultados da tabela 12, mostram que o pH se manteve próximo de 7,30 ao final do

tratamento. A etapa de coagulação promoveu remoções de 33,66% para DQO e 91,80% para turbidez, enquanto TF alcançou remoções de 97% e 99%, respectivamente. Foram observados efeitos estatísticos significativos ($p < 0,05$) para todos os parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados (APÊNDICE D).

A coagulação apresentou maior efeito sobre a redução logarítmica de *Escherichia coli* (*E. coli*) (1,4 log), seguida de coliformes totais (0,64 log), *P. aeruginosa* (0,66 log), enterococos (0,53 log), bactérias heterotróficas (0,18 log) e *C. perfringens* (0,07). Essas reduções são atribuídas principalmente à remoção de partículas coloidais e sólidos suspensos durante os processos de coagulação e sedimentação, nos quais os coagulantes promovem a desestabilização das partículas, formando flocos que adsorvem microrganismos aderidos a fração particulada da matéria orgânica, facilitando sua remoção por sedimentação e resultando na eliminação física da carga microbiana associada (Halicki; Halicki, 2022).

É importante salientar que o indicador parasitológico (ovos de helmintos) foi detectado apenas no efluente proveniente do reator UASB. Após a etapa de coagulação, observou-se uma redução de 99,99% desses parasitos. Isso ocorre pois uso de coagulantes favorece a adsorção e a precipitação de ovos de helmintos e cistos de protozoários, que normalmente apresentam elevada densidade e tendência à sedimentação (Yaya-Beas *et al.*, 2015).

Estudos que aplicaram a coagulação seguida de filtração em areia a efluentes provenientes de reatores UASB relataram remoções de 85 a 95% dos ovos de helmintos após a etapa de coagulação. Os autores também destacam que, nos casos em que não houve remoção completa desses parasitos após a coagulação, observou-se um aumento adicional na eficiência de remoção após a etapa de filtração (Jiménez-Cisneros; Maya-Rendón; Salgado-Velázquez, 2001).

Após TF, foram observadas reduções de *P. aeruginosa* (2,95 Log), *E. coli* (2,72 Log), coliformes totais (2,59 Log), bactérias heterotróficas (2,20 Log), enterococos (1,66 Log), *C. perfringens* (1,30 Log) e eliminação completa de ovos de helmintos ($<0,01$).

Esses resultados destacam a elevada eficiência da barreira física proporcionada pelo sistema TF, que atua por meio de mecanismos físicos em FDA como interceptação, sedimentação e difusão, além da adsorção superficial das partículas suspensas e microrganismos presentes no efluente. A sinergia desses processos promove a retenção tanto de partículas responsáveis pela turbidez quanto dos microrganismos aderidos a fração particulada da matéria orgânica, resultando em uma redução expressiva da carga microbiana (Silva *et al.*, 2020; Silva; Silva; Campos, 2025).

Em FDZCA a clinoptilolita contribuiu para essa eficiência por meio de mecanismos de

retenção coloidal, enquanto o GAC atuou principalmente pela adsorção superficial, formando uma barreira eficaz contra microrganismos aderidos a fração particulada da matéria orgânica (Liang *et al.*, 2022; Silva; Campos, 2024). A literatura indica que filtros compostos por materiais adsorventes potencializam a remoção de microrganismos, especialmente quando aderidos a fração particulada da matéria orgânica a uma etapa prévia de coagulação (Olukowi *et al.*, 2022).

Os resultados indicam que a remoção microbiana no sistema coagulação, decantação e TF resulta da sinergia de três mecanismos: (i) sedimentação de sólidos e patógenos aderidos a fração particulada da matéria orgânica na coagulação, (ii) retenção mecânica em FDA e (iii) adsorção e retenção coloidal em FDZCA. Embora esses processos reduzam a carga microbiana, os valores remanescentes ainda superam os limites estabelecidos para reúso seguro pelas diretrizes da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) e da *European Union* (EU) (EU, 2022; USEPA, 2017).

Estudos anteriores destacam que, embora os processos físicos e químicos de pré-tratamento sejam eficazes na redução da carga orgânica e microbiana, eles não são suficientes para garantir efluentes com qualidade de reúso direto ou indireto sem a aplicação de desinfecção (Li *et al.*, 2019). Assim, a desinfecção constitui uma etapa essencial do tratamento, atuando como barreira final para assegurar a inativação dos microrganismos remanescentes e a segurança microbiológica do efluente tratado (Silva; Campos, 2024).

Os ensaios de desinfecção do efluente após TF foram conduzidos em duas etapas. Na primeira, o efluente foi submetido a diferentes desinfetantes, incluindo TF/Cl₂, TF/APA, TF/O₃ e TF/PS, bem como às respectivas combinações com UV (TF/UV/Cl₂, TF/UV/APA, TF/UV/O₃ e TF/UV/PS). Em todos os ensaios, foram avaliadas concentrações de desinfetante de 0,5; 1,0; 1,5; 3,0 e 4,0 mg L⁻¹. Em todos os casos, o tempo de exposição foi fixado em 10 minutos, conforme protocolos previamente descritos na literatura para a desinfecção de efluentes (Bonetta *et al.*, 2017; Foschi *et al.*, 2022; Hogard *et al.*, 2023; Ibáñez-Cervantes *et al.*, 2024; Munakata; Kuo, 2015; Ragazzo *et al.*, 2020).

Na segunda etapa, foram selecionadas as condições mais eficientes na remoção de iE. *Coli* e coliformes totais de cada tratamento (TF/Cl₂, TF/APA, TF/O₃ e TF/PS, TF/UV/Cl₂, TF/UV/APA, TF/UV/O₃ e TF/UV/PS), as quais foram aplicadas para a avaliação da remoção dos demais microrganismos, incluindo *C. perfringens*, enterococos, *P. aeruginosa* e bactérias heterotróficas. Nesta etapa, a remoção de ovos de helmintos não foi avaliada, uma vez que esses organismos não foram detectados a partir da etapa de coagulação. Assim, as etapas subsequentes apresentaram remoção total de ovos de helmintos, com concentrações inferiores ao limite de detecção (<LD).

Os resultados obtidos após a desinfecção do efluente proveniente de TF com os diferentes métodos avaliados estão apresentados nas Tabelas 14 e 15. Essa análise permite comparar a eficiência relativa do Cl, APA, O₃ e PS, aplicados tanto de forma isolada quanto em combinação com UV.

Tabela 15 – Qualidade do efluente após TF/Cl, TF/APA, TF/O₃ e TF/PS.

Método: TF/Cl (mg L⁻¹)	0,5 – Cl	1,0 – Cl	1,5 – Cl	3,0 – Cl	4,0 – Cl
pH	7,20 ± 0,05	7,10 ± 0,05	7,10 ± 0,06	7,00 ± 0,10	7,00 ± 0,12
DQO (mg L ⁻¹)	1,80 ± 0,10	1,30 ± 0,15	1,80 ± 0,10	2,30 ± 0,09	2,00 ± 0,17
Turbidez (UNT)	0,23 ± 0,05	0,23 ± 0,08	0,22 ± 0,09	0,22 ± 0,12	0,21 ± 0,11
<i>E. coli</i> (Log)	3,05 ± 0,10	0,46 ± 0,12	<LD	<LD	<LD
Coliformes totais (Log)	3,52 ± 0,10	0,78 ± 0,08	<LD	<LD	<LD
Método: TF/APA (mg L⁻¹)	0,5 – APA	1,0 – APA	1,5 – APA	3,0 – APA	4,0 – APA
pH	7,30 ± 0,02	7,30 ± 0,09	7,27 ± 0,05	7,30 ± 0,07	7,30 ± 0,03
DQO (mg L ⁻¹)	1,60 ± 0,20	1,10 ± 0,03	2,80 ± 0,05	5,30 ± 0,07	10,0 ± 0,09
Turbidez (UNT)	0,24 ± 0,10	0,23 ± 0,06	0,23 ± 0,07	0,22 ± 0,05	0,20 ± 0,06
<i>E. coli</i> (Log)	3,00 ± 0,11	1,93 ± 0,10	1,20 ± 0,11	0,35 ± 0,11	<LD
Coliformes totais (Log)	3,65 ± 0,09	2,05 ± 0,11	1,32 ± 0,12	0,65 ± 0,13	<LD
Método: TF/O₃ (mg L⁻¹)	0,5 – O₃	1,0 – O₃	1,5 – O₃	3,0 – O₃	4,0 – O₃
pH	7,30 ± 0,50	7,19 ± 0,12	7,25 ± 0,08	7,35 ± 0,06	7,30 ± 0,09
DQO (mg L ⁻¹)	1,50 ± 0,10	1,48 ± 0,16	1,45 ± 0,14	1,40 ± 0,20	1,38 ± 0,03
Turbidez (UNT)	0,22 ± 0,16	0,21 ± 0,18	0,21 ± 0,06	0,19 ± 0,12	0,18 ± 0,13
<i>E. coli</i> (Log)	2,90 ± 0,09	2,49 ± 0,10	1,20 ± 0,13	<LD	<LD
Coliformes totais (Log)	3,05 ± 0,10	2,65 ± 0,09	1,54 ± 0,12	<LD	<LD
Método: TF/PS (mg L⁻¹)	0,5 – PS	1,0 – PS	1,5 – PS	3,0 – PS	4,0 – PS
pH	7,20 ± 0,08	7,20 ± 0,10	7,20 ± 0,13	7,20 ± 0,15	7,20 ± 0,08
DQO (mg L ⁻¹)	2,10 ± 0,05	2,90 ± 0,08	2,70 ± 0,09	3,80 ± 0,19	4,40 ± 0,13
Turbidez (UNT)	0,23 ± 0,03	0,23 ± 0,04	0,22 ± 0,08	0,21 ± 0,07	0,19 ± 0,09
<i>Escherichia coli</i> (Log)	2,35 ± 0,12	2,15 ± 0,10	2,23 ± 0,11	2,37 ± 0,13	2,35 ± 0,15
Coliformes totais (Log)	2,53 ± 0,08	2,44 ± 0,15	2,62 ± 0,11	2,56 ± 0,13	2,44 ± 0,14

Fonte: O autor

Nota: log residuais obtidos após TF: Coliformes totais (3,50); *Escherichia coli* (3,18); pH: Potencial Hidrogeniônico; DQO: Demanda Química de Oxigênio; TF/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio; TF/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético; TF/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio; TF/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio. Tempo de exposição UV (10 minutos). Os resultados microbiológicos foram expressos em log₁₀ da concentração residual, obtidos a partir da contagem de unidades formadoras de colônia. Média ± S.

Segundo a Tabela 13, os sistemas TF/Cl, TF/APA, TF/O₃ e TF/PS apresentaram valores próximos de DQO, pH e turbidez entre os diferentes desinfetantes avaliados. O pH manteve-se estável e próximo da neutralidade em todos os tratamentos, variando entre 7,00 e 7,35, enquanto a turbidez permaneceu entre 0,18 e 0,24 UNT. A DQO também apresentou concentrações reduzidas, situando-se entre 1,1 e 4,40 mg L⁻¹ na maioria das condições, com exceção pontual de 10 mg L⁻¹ observada em TF/APA. A análise estatística (APÊNDICE D) confirmou a ausência de diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os tratamentos para os parâmetros físico-

químicos avaliados, demonstrando que os diferentes desinfetantes e suas concentrações não alteraram a qualidade físico-química final do efluente.

O tratamento por TF/Cl apresentou remoção completa dos microrganismos ($<LD$) a partir de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Em menores concentrações, como $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, a redução foi de 48,31% para *E. coli* e 42,20% para coliformes totais. O aumento da concentração para $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, resultou em remoções de 92,20% e 87,19%, respectivamente.

Os resultados sugerem que o pH do efluente após a TF (7,0–7,3) pode ter contribuído para a formação de HOCl, espécie mais reativa na oxidação de estruturas celulares bacterianas. Esse efeito é discutido em trabalhos que destacam maior eficiência desinfetante e menor formação de SPDs em condições de pH entre 4 e 7 (Glover *et al.*, 2019). Resultados semelhantes foram reportados no tratamento de efluentes provenientes de reator UASB seguido de coagulação e TF, nos quais concentrações de $1,6 \text{ mg L}^{-1}$ de Cl foram eficazes na inativação de *E. coli* e coliformes totais (Silva *et al.*, 2020).

As remoções observadas neste estudo são compatíveis com aquelas reportadas na literatura para a desinfecção por cloração de efluentes submetidos a pós-tratamento em *wetlands* verticais com recirculação, nas quais foram alcançadas reduções da ordem de 3 log de *E. coli* e coliformes totais após 1 h de contato com 5 mg L^{-1} de HOCl. Contudo, essa concentração é aproximadamente três vezes superior à considerada ideal neste estudo ($1,5 \text{ mg L}^{-1}$) para a remoção completa desses microrganismos, o que pode resultar em menor custo operacional e menor potencial de formação de SPDs, como trihalometanos. (Bernstein *et al.*, 2021).

O tratamento por TF/O₃ apresentou remoção completa de *E. coli* e coliformes totais a partir de $3,0 \text{ mg L}^{-1}$, aproximadamente o dobro da concentração necessária para o sistema TF/Cl. Em concentrações menores ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$ de O₃), as remoções foram de 50,85% para *E. coli* e 49,92% para coliformes totais, aumentando para 57,80% e 56,19%, respectivamente, com $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de O₃. Esses resultados estão de acordo com estudos que relatam remoções de até 79,66% para *E. coli* e 74,71% para coliformes totais com $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ de O₃, indicando que, embora o O₃ seja eficiente, ainda assim são necessárias concentrações mais elevadas para alcançar desinfecções comparáveis às obtidas com o Cl (Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021).

A turbidez consistentemente menor ($<0,25 \text{ UNT}$) após a TF pode ter sido um fator determinante para a elevada eficiência do processo, favorecendo o contato direto entre o desinfetante e os microrganismos e minimizando interferências físicas. O pH próximo de 7,0 e o menor teor de matéria orgânica do efluente, evidenciado pela reduzida turbidez, também podem ter potencializado a ação do O₃ neste estudo. Esses parâmetros são reconhecidos como favoráveis à estabilidade do O₃ em solução (Hogard *et al.*, 2024), aumentando sua reatividade

e tempo de permanência. Além disso, a menor competição da matéria orgânica por radicais pode ter contribuído para a inativação direta dos microrganismos (Ersan; Dickenson, 2022; Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021).

O tratamento por TF/APA apresentou comportamento intermediário entre os desinfetantes avaliados, com eliminação completa dos microrganismos alcançada apenas na maior concentração testada ($4,0 \text{ mg L}^{-1}$), correspondendo a 2,6 vezes superior à necessária para TF/Cl e 1,3 vezes superior à utilizada em TF/O₃.

Em menores concentrações ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$), as remoções foram de 49,15% para *E. coli* e 40,07% para coliformes totais, eficiência semelhante à TF/Cl, porém inferior à de TF/O₃ nas mesmas condições de concentração. Com $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, as remoções aumentaram para 67,29% e 66,34%, superando TF/O₃ na mesma faixa de concentração. A elevação para $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ resultou em aumentos de 12,37% para *E. coli* e 11,99% para coliformes totais, mas o aumento da concentração para $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ elevou as remoções para 94,07% e 89,33%, respectivamente.

A necessidade de concentrações mais elevadas de APA para eliminação dos microrganismos, pode estar associada a instabilidade do APA em pH 7,19 a 7,30, a qual acelera sua decomposição, formando peróxido de hidrogênio e ácido acético, de menor potencial desinfetante (Balachandran *et al.*, 2021; Hassaballah *et al.*, 2020).

A variabilidade de desempenho em menores concentrações é consistente com estudos prévios, onde concentrações de 1 a 3 mg L^{-1} promoveram a remoção de 0,2 a 0,7 Log de *E. coli*, coliformes fecais e enterococos em efluentes tratados por processos como Bardenpho (processo biológico de lodo ativado em múltiplos estágios) (Ding *et al.*, 2023b; Foschi *et al.*, 2022). Concentrações de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ de APA não apresenta efeito significativo, mesmo com tempos de contato prolongados (Ding *et al.*, 2023b), enquanto concentrações $\geq 4,0 \text{ mg L}^{-1}$, como observado neste estudo, proporcionam remoções de até 6 Log para *E. coli* e 7 Log para coliformes fecais em efluentes de UASB com TF (Silva; Campos, 2024).

A aplicação de concentrações de APA superiores a $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ pode favorecer a formação de SPDs, comprometendo a qualidade final do efluente. Além disso, o incremento da DQO residual associado a essas concentrações pode aumentar o risco de recrescimento microbiano, em decorrência da competição oxidativa e da maior disponibilidade de matéria orgânica (Farinelli *et al.*, 2022).

No tratamento por TF/PS, a eficiência média de remoção foi de 61,19% para *E. coli* e 58,65% para coliformes totais, mesmo nas concentrações mais elevadas, sendo o único tratamento a não apresentar diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações testadas para *E. coli* (ANOVA: $p = 0,856$; Kruskal–Wallis: $p = 0,842$) e coliformes totais

(ANOVA: $p = 0,336$; Kruskal–Wallis: $p = 0,321$) (APÊNDICE D).

Em $0,50 \text{ mg L}^{-1}$, as reduções foram de $0,83 \text{ Log}$ para *E. coli* e $0,97 \text{ Log}$ para coliformes totais. Em $1,00 \text{ mg L}^{-1}$, houve remoções de $1,03 \text{ Log}$ (*E. coli*) e $1,06 \text{ Log}$ (coliformes totais). Em $1,50 \text{ mg L}^{-1}$, as remoções caíram para $0,95$ e $0,88 \text{ Log}$, respectivamente, enquanto nas concentrações de $3,00$ e $4,00 \text{ mg L}^{-1}$ variaram entre $0,81$ e $0,94 \text{ Log}$ para *E. coli* e entre $0,83$ e $1,06 \text{ Log}$ para coliformes totais. Ressalta-se, que a desinfecção baseada exclusivamente em PS ainda é pouco discutida na literatura, havendo carência de estudos que avaliem sua eficácia e mecanismos de ação em efluentes.

Diferentemente do Cl, O₃ e APA, o PS gera um número menor de espécies reativas com alto potencial de oxidação na ausência de uma fonte de ativação (térmica, UV, baseada em metais ou alcalina), o que limita sua cinética oxidativa sob condições convencionais de desinfecção. Ainda assim, foram observadas remoções consistentes de *E. coli* e coliformes totais em relação a TF, indicando que a remoção microbiana provavelmente ocorreu por vias não radicalares. Nesse contexto, o PS não ativado pode atuar como um oxidante molecular relativamente seletivo, promovendo oxidação direta por transferência de elétrons ou ataque eletrofílico a grupos funcionais suscetíveis de biomoléculas, incluindo ligações duplas conjugadas, grupos aromáticos ativados, aminas, tióis e grupos sulfidríla presentes em proteínas e enzimas (Peng *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2018).

Embora essas reações não radicalares sejam menos reativas do que as vias baseadas em radicais geradas após a ativação do PS, elas podem induzir danos estruturais suficientes e desativação enzimática capazes de promover remoção microbiana parcial, o que sustenta a hipótese de que mecanismos não radicalares contribuíram para as remoções observadas no tratamento TF/PS. Do ponto de vista operacional, entretanto, esses resultados indicam que o TF/PS aplicado sem ativação apresenta limitações intrínsecas como desinfetante isolado, sendo necessárias estratégias de ativação ou tempos de contato prolongados para alcançar eficiências de remoção comparáveis às obtidas com TF/Cl, TF/O₃ ou TF/APA.

Os resultados da desinfecção do efluente após TF, obtidos pela associação UV/desinfetante utilizando concentrações de $0,5$; $1,0$; $1,5$; $3,0$ e $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ dos desinfetantes Cl, APA, O₃ e PS, à exposição do efluente por 10 minutos ao UV, são apresentados na Tabela 15.

Tabela 16 - Qualidade do efluente após TF/UV/Cl, TF/UV/APA, TF/UV/O₃ e TF/UV/PS

Método: TF/UV/Cl (mg L⁻¹)	0,50 – Cl	1,00 – Cl	1,50 – Cl	3,00 – Cl	4,00 – Cl
pH	7,31 ± 0,02	7,33 ± 0,05	7,33 ± 0,03	7,26 ± 0,04	7,35 ± 0,09
DQO (mg L ⁻¹)	1,50 ± 0,12	0,50 ± 0,13	0,09 ± 0,15	<LD	<LD
Turbidez (UNT)	0,23 ± 0,05	0,23 ± 0,06	0,22 ± 0,05	0,22 ± 0,02	0,21 ± 0,03
<i>E. coli</i> (Log)	0,85 ± 0,10	<LD	<LD	<LD	<LD
Coliformes totais (Log)	1,30 ± 0,08	<LD	<LD	<LD	<LD
Método: TF/UV/APA (mg L⁻¹)	0,50 – APA	1,00 – APA	1,50 – APA	3,00 – APA	4,00 – APA
pH	7,23 ± 0,10	7,22 ± 0,11	7,30 ± 0,10	7,20 ± 0,09	7,22 ± 0,09
DQO (mg L ⁻¹)	1,00 ± 0,13	0,50 ± 0,2	0,26 ± 0,10	<LD	<LD
Turbidez (UNT)	0,24 ± 0,06	0,23 ± 0,06	0,23 ± 0,05	0,22 ± 0,02	0,20 ± 0,01
<i>E. coli</i> (Log)	0,32 ± 0,15	0,12 ± 0,06	<LD	<LD	<LD
Coliformes totais (Log)	0,96 ± 0,15	0,22 ± 0,13	<LD	<LD	<LD
Método: TF/UV/O₃ (mg L⁻¹)	0,50 – O₃	1,00 – O₃	1,50 – O₃	3,00 – O₃	4,00 – O₃
pH	7,33 ± 0,08	7,30 ± 0,06	7,30 ± 0,05	7,29 ± 0,08	7,33 ± 0,06
DQO (mg L ⁻¹)	0,80 ± 0,14	<LD	<LD	<LD	<LD
Turbidez (UNT)	0,22 ± 0,01	0,21 ± 0,02	0,21 ± 0,08	0,19 ± 0,05	0,18 ± 0,06
<i>E. coli</i> (Log)	0,36 ± 0,09	<LD	<LD	<LD	<LD
Coliformes totais (Log)	1,00 ± 0,09	<LD	<LD	<LD	<LD
Método: TF/UV/PS (mg L⁻¹)	0,50 – PS	1,00 – PS	1,50 – PS	3,00 – PS	4,00 – PS
pH	7,36 ± 0,03	7,33 ± 0,07	7,35 ± 0,05	7,30 ± 0,04	7,36 ± 0,10
DQO (mg L ⁻¹)	1,00 ± 0,13	0,50 ± 0,11	0,25 ± 0,19	<LD	<LD
Turbidez (UNT)	0,23 ± 0,06	0,23 ± 0,03	0,22 ± 0,05	0,21 ± 0,03	0,19 ± 0,02
<i>Escherichia coli</i> (Log)	0,48 ± 0,10	0,25 ± 0,08	<LD	<LD	<LD
Coliformes totais (Log)	0,63 ± 0,12	0,30 ± 0,10	<LD	<LD	<LD

Fonte: O autor.

Nota: log residuais obtidos após TF: Coliformes totais (3,50); *Escherichia coli* (3,18); pH: Potencial Hidrogeniônico; DQO: Demanda Química de Oxigênio; TF/UV/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio e exposição à radiação UV; TF/UV/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético e exposição à radiação UV; TF/UV/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio e exposição à radiação UV; TF/UV/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio e exposição à radiação UV. Tempo de exposição UV (10 minutos). Os resultados microbiológicos foram expressos em log₁₀ da concentração residual, obtidos a partir da contagem de unidades formadoras de colônia. Média ± S.

Segundo a Tabela 15, os sistemas TF/UV/Cl, TF/UV/APA, TF/UV/O₃ e TF/UV/PS apresentaram valores próximos de DQO, pH e turbidez após a etapa de desinfecção combinada com UV. O pH manteve-se estável e próximo da neutralidade em todos os tratamentos, variando entre 7,20 e 7,36, enquanto a turbidez permaneceu entre 0,18 e 0,24 UNT. A DQO apresentou concentrações reduzidas em todas as condições, com valores entre 0,8 e 1,5 mg L⁻¹ e abaixo do limite de detecção (<LD). A análise estatística (APÊNDICE D) confirmou ausência de diferenças significativas entre os tratamentos para os parâmetros físico-químicos avaliados (P < 0,05), demonstrando que as associações UV/desinfetante não alteraram a qualidade físico-química final do efluente.

Na concentração de 0,5 mg L⁻¹, as desinfecções por UV/Cl, UV/O₃, UV/APA e UV/PS

apresentaram eficiências de desinfecção próximas, com remoções de 73,27%, 89,94%, 89,94% e 84,91% para *E. coli*, e 65,15%, 74,26%, 73,19% e 83,11% para coliformes totais, respectivamente. Com o aumento da concentração para 1,0 mg L⁻¹, verificou-se remoção completa dos microrganismos nas desinfecções por UV/Cl e UV/O₃, enquanto UV/APA e UV/PS apresentaram aumentos de 4% a 12%. Para esses dois últimos, a remoção completa (<LD) de *E. coli* e coliformes totais, foi alcançada na concentração de 1,5 mg L⁻¹. De modo geral, todos os tratamentos apresentaram elevada eficiência de desinfecção já nas menores concentrações avaliadas, não sendo observadas diferenças estatisticamente significativas entre os processos ($p = 0,4142$ para *E. coli* e coliformes totais) (APÊNDICE D).

Estudos demonstram que a associação UV/desinfectantes aumenta a eficiência de remoção microbiológica de efluentes tratados. No caso do processo UV/Cl, por exemplo, são relatadas reduções próximas a 4 logs para coliformes totais em concentrações de 1,4 a 10 mg L⁻¹, com tempos de exposição entre 15 e 60 minutos (Luo *et al.*, 2020; Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021; Ye *et al.*, 2022).

Para o UV/O₃, observam-se reduções de *E. coli* e coliformes totais entre 3 e 6 logs, utilizando concentrações de 3 a 9 mg L⁻¹ e tempos de contato de até 60 minutos (Cavalcante *et al.*, 2022; Gassie *et al.*, 2019; Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021). Já no UV/APA, os valores reportados variam de 1 a 5 logs para *E. coli*, em concentrações de 0,075 a 2 mg L⁻¹ e tempos de 10 a 60 minutos (Hassaballah *et al.*, 2020; Rizzo *et al.*, 2019).

Embora a associação UV/PS seja considerada promissora no tratamento de efluentes, os estudos disponíveis na literatura ainda são escassos. Pesquisas recentes reportam reduções de coliformes totais próximas a 2,5 logs, geralmente obtidas sob condições operacionais mais severas, com concentrações de PS entre 16 e 24 mg L⁻¹ e tempos de contato de 20 a 30 minutos (Gholikandi; Amiri; Masihi, 2022). Esses valores contrastam com os resultados alcançados no presente estudo, no qual remoções completas de *E. coli* e coliformes totais foram observadas já na concentração de 1,5 mg L⁻¹ e tempo de exposição de apenas 10 minutos.

A divergência observada pode ser atribuída à eficiência dos processos de UV, dependente da fonte de UV, e às características físico-químicas do efluente após TF, como menor turbidez e remoção de sólidos suspensos (Hassaballah *et al.*, 2020). Neste estudo, o uso de uma lâmpada ultravioleta de baixa pressão (LP-UV) com bulbo de quartzo provavelmente favoreceu a transmissão estável do UV, ampliando sua interação com o desinfectante e o efluente. Combinadas com as propriedades do efluente como turbidez reduzida (<0,25 UNT), essas condições aumentam a penetração do UV, reduzem o sombreamento e potencializam a geração de espécies radiculares derivadas do PS.

Os resultados demonstraram elevadas eficiências de desinfecção sob condições operacionais otimizadas, com remoções completas de *E. coli* e coliformes totais já a 1,0 mg L⁻¹ nas desinfecções por UV/Cl e UV/O₃, e a 1,5 mg L⁻¹ nas desinfecções por UV/APA e UV/PS, aplicando-se apenas 10 minutos de exposição. Esses achados evidenciam o elevado potencial dos tratamentos avaliados mesmo em menores concentrações e curtos tempos de contato, além de indicar que a qualidade do efluente proveniente do sistema TF favoreceu a etapa subsequente de desinfecção, possibilitando a redução do consumo de reagentes e do tempo de exposição ao UV, aspectos diretamente relacionados à viabilidade operacional e econômica em escala real.

TF/Cl mostrou-se eficiente na inativação de *E. coli* e coliformes totais, alcançando remoção total (<LD) a partir de 1,5 mg L⁻¹. A combinação TF/UV/Cl manteve essa eficiência com uma concentração aproximadamente 33% menor (1,0 mg L⁻¹). No caso do TF/O₃, concentrações mais elevadas (≥ 3 mg L⁻¹) foram necessárias para atingir remoção total (<LD) de *E. coli* e coliformes totais, enquanto em TF/UV/O₃ o mesmo nível de desinfecção foi obtido com concentrações cerca de 66% menores (1,0 mg L⁻¹), evidenciando a intensificação da ação da desinfecção pelo UV.

O TF/APA apresentou bom desempenho químico, com remoção completa (<LD) observada apenas em 4 mg L⁻¹, acompanhada de aumento da DQO. A associação UV/desinfetante (TF/UV/APA) reduziu a concentração necessária em aproximadamente 62%, alcançando remoção total dos microrganismos (<LD) e mantendo a estabilidade do pH. Por fim, o TF/PS apresentou eficiência reduzida quando aplicado isoladamente, promovendo remoções de 0,9–1 log para *E. coli* e coliformes totais. Sua combinação com UV (TF/UV/PS) resultou em desempenho significativamente superior, atingindo remoção completa (<LD) em concentrações 62% menores (1,5 mg L⁻¹).

Do ponto de vista operacional, a eficiência geral das desinfecções químicas pode ser classificada como TF/Cl > TF/O₃ > TF/APA >> TF/PS para a remoção de *E. coli* e coliformes totais em menores concentrações de desinfetante. Os três primeiros tratamentos apresentaram eficiências aproximadamente 90% superiores à TF/PS na faixa de concentrações de 1 a 4 mg L⁻¹.

A adição de UV intensificou a desinfecção, permitindo a remoção completa (<LD) dos mesmos microrganismos com menores concentrações de desinfetante. Nesse contexto, as desinfecções combinadas UV/desinfetante, podem ser classificados como TF/UV/Cl $\approx$ TF/UV/O₃ > TF/UV/APA $\approx$ TF/UV/PS em termos de eficiência de remoção microbiológica, já em menores concentrações.

Dessa forma, as condições ideais de desinfecção, definidas pelas menores concentrações

necessárias para remoção de *E. coli* e coliformes totais, foram de 1,5 mg L⁻¹ para TF/Cl, 3,0 mg L⁻¹ para TF/O₃ e 4,0 mg L⁻¹ para TF/APA e TF/PS. Nas desinfecções combinadas UV/desinfetante, as melhores eficiências foram alcançadas com 1,0 mg L⁻¹ para TF/UV/Cl e TF/UV/O₃, e 1,5 mg L⁻¹ para TF/UV/APA e TF/UV/PS.

Estas condições foram definidas com base nas concentrações, tempos de contato e fontes de UV utilizados no presente estudo, com o objetivo de esclarecer lacunas existentes na literatura sobre a desinfecção de efluentes por diferentes desinfetantes em distintas condições operacionais. Futuras investigações devem explorar a variação desses parâmetros para aprofundar a compreensão do processo, incluindo o efeito de diferentes tempos de exposição, diferentes fontes de UV e combinações desses desinfetantes em sistemas mais complexos, que podem influenciar tanto a dose necessária quanto a eficiência da desinfecção.

5.4.1 Remoção de *C. perfringens*, enterococos, bactérias heterotróficas e *P. aeruginosa* utilizando as concentrações ótimas determinadas para cada método de desinfecção

Nas etapas anteriores, *E. coli* e coliformes totais foram utilizados como organismos de referência devido à sua ampla aplicação como indicadores de contaminação fecal e à conhecida resistência frente a diferentes processos de tratamento, razão pela qual são adotados em diretrizes internacionais de reúso (EU, 2022; USEPA, 2017).

No entanto, diversos estudos demonstram que a completa eliminação desses indicadores não necessariamente garante a remoção de outros microrganismos mais resistentes, os quais podem permanecer no efluente mesmo após a desinfecção (Balachandran *et al.*, 2021; Chu *et al.*, 2016; Gomes *et al.*, 2019; Graça *et al.*, 2020; Hogard *et al.*, 2023, 2024; Jamalinezhad *et al.*, 2021; Maffettone *et al.*, 2020; Tachikawa; Yamanaka, 2014). Dessa forma, a presente etapa torna-se essencial para avaliar o desempenho do sistema TF frente a um conjunto mais abrangente de microrganismos, em comparação com *E. coli* e coliformes totais, fornecendo subsídios para aprimoramentos futuros e assegurando a produção de um efluente compatível com diferentes categorias de reúso.

Considerando as concentrações ótimas determinadas para cada desinfetante TF/Cl (1,50 mg L⁻¹), TF/O₃ (3,00 mg L⁻¹), TF/APA (4,00 mg L⁻¹), TF/PS (4,00 mg L⁻¹) e seus respectivos processos associados UV/desinfetante, TF/UV/Cl (1,00 mg L⁻¹), TF/UV/O₃ (1,00 mg L⁻¹), TF/UV/APA (1,50 mg L⁻¹) e TF/UV/PS (1,50 mg L⁻¹), estes tratamentos foram então avaliados quanto à sua eficiência na remoção de outros microrganismos presentes na caracterização do efluente final do sistema TF. Os resultados obtidos são apresentados na

Tabela 16.

Tabela 17 - Remoção de diferentes microrganismos obtidos nas condições ótimas de cada método de desinfecção.

Tratamento (Concentração)	TF/Cl (1,5)	TF/APA (4,0)	TF/O₃ (3,0)	TF/PS (4,0)
<i>Clostridium perfringens</i> (Log)	0,15 ± 0,02	3,39 ± 0,00	0,39 ± 0,30	3,00 ± 0,03
Enterococos (Log)	2,43 ± 0,05	3,04 ± 0,06	1,94 ± 0,02	2,91 ± 0,02
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (Log)	1,71 ± 0,20	3,57 ± 0,05	1,27 ± 0,20	3,43 ± 0,03
Bactérias heterotróficas (Log)	2,48 ± 0,30	3,53 ± 0,04	2,27 ± 0,20	3,54 ± 0,50
Tratamento (Concentração)	TF/UV/Cl (1,0)	TF/UV/APA (1,5)	TF/UV/O₃ (1,0)	TF/UV/PS (1,5)
<i>Clostridium perfringens</i> (Log)	0,87 ± 0,01	0,54 ± 0,03	<LD	0,81 ± 0,01
Enterococos (Log)	<LD	<LD	0,55 ± 0,05	<LD
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (Log)	0,77 ± 0,05	0,72 ± 0,07	0,80 ± 0,03	1,97 ± 0,05
Bactérias heterotróficas (Log)	2,66 ± 0,03	2,49 ± 0,03	2,35 ± 0,01	2,38 ± 0,02

Fonte: O autor.

Nota: log residuais obtidos após TF: Coliformes totais (3,50); *Escherichia coli* (3,18); *Clostridium perfringens* (3,73); Enterococos (3,39); *Pseudomonas aeruginosa* (4,31); Bactérias heterotróficas (5,46). log residual obtido para *E. coli* após: TF/Cl (<LD), TF/APA (<LD), TF/O₃ (<LD), TF/PS (2,35), TF/UV/Cl (<LD), TF/UV/APA (<LD), TF/UV/O₃ (<LD), TF/UV/PS (<LD). log residual obtido para coliformes totais após: TF/Cl (<LD), TF/APA (<LD), TF/O₃ (<LD), TF/PS (2,44), TF/UV/Cl (<LD), TF/UV/APA (<LD), TF/UV/O₃ (<LD), TF/UV/PS (0,15). Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio; TF/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético; TF/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio; TF/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio; TF/UV/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio e exposição à radiação UV; TF/UV/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético e exposição à radiação UV; TF/UV/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio e exposição à radiação UV; TF/UV/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio e exposição à radiação UV. Tempo de exposição UV (10 minutos). Os resultados microbiológicos foram expressos em log₁₀ da concentração residual, obtidos a partir da contagem de unidades formadoras de colônia. Média ± S.

Os resultados demonstram que, embora as condições ideais de desinfecção tenham sido suficientes para alcançar a remoção completa de *E. coli* e coliformes totais, outros microrganismos apresentaram maior resistência aos desinfetantes aplicados. Esses resultados estão de acordo com estudos anteriores que relatam que organismos indicadores, por si só, podem não representar adequadamente a resistência da comunidade microbiana mais ampla em efluentes tratados (UE, 2022; USEPA, 2017).

Para *C. perfringens*, o tratamento TF/UV/O₃ apresentou remoção superior a 99%. Entre os métodos químicos, o TF/Cl apresentou a maior eficiência (95,98%), seguido por TF/O₃ (89,54%), TF/PS (19,57%) e TF/APA (9,12%). Já entre os processos fotoquímicos, as maiores remoções foram observadas em TF/UV/APA (85,52%), TF/UV/PS (78,28%) e TF/UV/Cl (76,68%). Observa-se que a adição do UV aumentou as eficiências de remoção em 76,41%, 58,71% e 10,19% para os tratamentos TF/UV/APA, TF/UV/PS e TF/UV/O₃, respectivamente, evidenciando o efeito sinérgico da ativação fotoquímica, especialmente para desinfetantes de menor reatividade direta.

Para enterococos, remoções superiores a 99,9% foram alcançadas nos tratamentos TF/UV/Cl, TF/UV/APA e TF/UV/PS. Entre os processos exclusivamente químicos, o TF/O₃ apresentou o melhor desempenho (42,77%), seguido por TF/Cl (28,32%), TF/PS (14,16%) e TF/APA (10,32%). A adição de UV aumentou a eficiência de remoção em 89,38%, 71,39% e 41,00% para os tratamentos TF/UV/APA, TF/UV/Cl e TF/UV/O₃, respectivamente, além de possibilitar o uso de menores concentrações de desinfetante.

As bactérias heterotróficas e *P. aeruginosa* foram as mais resistentes entre os microrganismos avaliados nas concentrações ótimas dos desinfetantes química e fotoquímica. Para *P. aeruginosa*, os tratamentos químicos TF/O₃ e TF/Cl apresentaram as maiores remoções (70,53% e 60,32%, respectivamente), enquanto TF/PS e TF/APA alcançaram 20,42% e 17,17%. Nos processos fotoquímicos, os tratamentos TF/UV/Cl, TF/UV/APA e TF/UV/O₃ promoveram as maiores reduções (<80%), enquanto TF/UV/PS apresentou remoção de 54,29%.

Para as bactérias heterotróficas, as remoções variaram de 35% a 58% nos métodos químicos e de 51% a 72% nos fotoquímicos, representando um aumento médio de cerca de 33% com a adição de UV. Entre os desinfetantes químicos, TF/O₃ e TF/Cl apresentaram as maiores eficiências (58,42% e 54,58%, respectivamente), enquanto TF/APA e TF/PS alcançaram valores próximos a 35%. Nos processos fotoquímicos, as remoções foram próximas de 50% para TF/UV/O₃, TF/UV/PS e TF/UV/Cl, e superiores a 70% para TF/UV/APA.

De forma geral, a desinfecção química apresentou a seguinte ordem de eficiência na remoção dos diferentes microrganismos $TF/Cl \approx TF/O_3 > TF/APA \approx TF/PS$. Para a desinfecção fotoquímica, a sequência observada foi $TF/UV/Cl \approx TF/UV/APA \approx TF/UV/O_3 > TF/UV/PS$. A aplicação de UV elevou significativamente a eficiência dos tratamentos, possibilitando que um número maior de microrganismos atingisse remoções superiores a 99%. Entretanto, mesmo sob condições otimizadas para *E. coli* e coliformes totais, alguns microrganismos apresentaram resistência parcial, permanecendo em concentrações residuais com potencial para recrescimento durante o armazenamento ou transporte da água.

Esses resultados estão em concordância com a literatura. Sgroi; Snyder; Roccaro, (2021), ao avaliarem a desinfecção de efluentes secundários por ozonização (3,0 mg L⁻¹) e pela combinação O₃/UV (1,5 mg L⁻¹), relataram reduções de até 15% maiores para *E. coli* em comparação com enterococos sob tempos de contato mais longos (20–30 min). Sauter et al., (2021) observaram remoções de *C. perfringens* (0,5 log), enterococos (1,9 log), *P. aeruginosa* (1,6 log) e *E. coli* (2,4 log) sob desinfecção por O₃ (0,74 mg L⁻¹).

Baghal Asghari et al., (2021) demonstraram que o aumento da concentração de O₃ (11–

45 mg L⁻¹, 0–16 min) favoreceu a remoção de microrganismos, reduzindo o tempo necessário de exposição. Por exemplo, em 45 mg L⁻¹, *E. coli* alcançou remoção de 6 log em 8 minutos, enquanto *P. aeruginosa* atingiu 4 log nas mesmas condições. Em concentrações menores (11 mg L⁻¹), as diferenças foram ainda maiores: *E. coli* atingiu 5 log em 15 minutos, enquanto *P. aeruginosa* alcançou apenas 1,5 log. De forma similar, Iakovides et al., (2021), relataram remoção de 5,5 log para *E. coli* em efluentes tratados com O₃ a 1,5 g O₃/mg COD por 10 minutos, enquanto *P. aeruginosa* e bactérias heterotróficas apresentaram remoções de 3,5 log e 2 log, respectivamente sobre mesmo tempo de contato.

Em relação ao tratamento com Cl e UV/Cl, Wang et al., (2020), relataram que *P. aeruginosa* apresenta remoções próximas a 2 log sob desinfecção com Cl em menor concentração (0,5–1 mg L⁻¹). Já enterococos demonstrou maior resistência às mesmas condições, sendo efetivamente inativado apenas quando combinada ao UV (≥ 4 mJ/cm²) com Cl (≥ 1 mg L⁻¹) por 10 minutos de contato. Hokajärvi et al., (2018) observaram que, sob fluxo contínuo ao UV com Cl em concentrações de 0,1–0,5 mg L⁻¹, o tratamento UV/Cl promoveu remoções de aproximadamente 3,5 log para *E. coli*, enquanto *C. perfringens* apresentou remoção, de cerca de 2,5 log.

Em relação aos tratamentos com APA, Zhang et al., (2020) demonstraram que o processo UV/APA, aplicado a efluentes secundários e terciários, alcançou reduções de aproximadamente 6,0 log₁₀ para *E. coli* e 5,5 log₁₀ para enterococos, utilizando as mesmas condições de concentração e tempo de contato. De forma consistente, Bonetta et al., (2017) compararam a remoção de diferentes microrganismos em diferentes estações do ano, aplicando APA em concentrações de 0 a 2 mg L⁻¹, e observaram remoções de cerca de 6 log para *E. coli*, 5,5 log para enterococos, e 2 log para *C. perfringens*, evidenciando diferenças na sensibilidade microbiana frente ao desinfetante.

Em relação à desinfecção por PS e UV/PS, Berruti et al., (2021) aplicaram 0,5 mmol L⁻¹ de PS associado ao UV-C (100–280 nm) em efluente urbano alcançando remoções de log 3, log 2 e log 1,5 de remoção de *E. coli*, enterococos e *P. aeruginosa*, respectivamente. Por outro lado, não há registros de aplicações de PS ou UV/PS na inativação de microrganismos, como *C. perfringens*, o que representa uma lacuna importante para processos avançados de desinfecção voltados ao reúso.

As diferenças de resistência microbiana observadas entre os tratamentos, podem ser associadas as características estruturais e fisiológicas específicas de cada microrganismo. Bactérias Gram-negativas, como *E. coli* e coliformes totais, possuem membranas celulares mais permeáveis, o que as torna mais suscetíveis à ação dos desinfetantes (Bernstein et al., 2021;

Silva; Campos, 2024). Em contraste, enterococos, por serem Gram-positivos, apresentam uma parede celular espessa e rica em peptidoglicano, o que lhes confere maior proteção frente aos desinfetantes avaliados (Balachandran *et al.*, 2021; Ding *et al.*, 2023b).

A maior resistência observada para *C. perfringens* pode ser associada à sua capacidade de formar esporos, estruturas resistentes à ação de desinfetantes como Cl, APA, O₃ e PS, devido à presença de múltiplas camadas protetoras, menor teor de água e metabolismo reduzido (Balachandran *et al.*, 2021; Talukdar *et al.*, 2017). Já *P. aeruginosa* possui elevada versatilidade metabólica, capacidade de formação de biofilmes e presença de sistemas de efluxo, que dificultam a penetração e a ação dos desinfetantes, justificando sua menor suscetibilidade aos tratamentos avaliados (Graça *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2023). As bactérias heterotróficas constituem uma comunidade diversificada, composta por cepas com distintos mecanismos de resistência e adaptação, o que favorece a persistência de populações residuais mesmo após a aplicação de tratamentos oxidativos (Costa *et al.*, 2021a).

Esses resultados reforçam a necessidade de avaliar indicadores microbiológicos adicionais a *E. coli* e coliformes totais, diante da possível persistência de microrganismos como enterococos, *C. perfringens*, *P. aeruginosa* e bactérias heterotróficas (Ding *et al.*, 2023b; Ersan; Dickenson, 2022; Hassaballah *et al.*, 2020). Essa abordagem torna-se especialmente relevante em sistemas que não apresentem a mesma eficiência de pré-remoção microbiológica observada no sistema TF, mas que sejam destinados à produção de efluentes voltados ao reúso.

5.5 AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE SPDs APÓS DESINFECÇÃO DO EFLUENTE PROVENIENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-TRATAMENTO POR TF

Para a avaliação da formação de SPDs nos tratamentos aplicados, foram construídas curvas de calibração na faixa de 0,5 a 5,0 ng/mL, permitindo a quantificação dos THMs clorofórmio (TCM), diclorobromometano (DCBM), dibromoclorometano (DBCM) e bromofórmio (TBM). Todas as curvas apresentaram coeficientes de correlação (R^2) superiores a 0,99, indicando boa linearidade na faixa de concentração avaliada (APÊNDICE A).

A formação de SPDs foi avaliada após a desinfecção do efluente proveniente da TF, utilizando todos os desinfetantes investigados (TF/Cl, TF/APA, TF/O₃, TF/PS, TF/UV/Cl, TF/UV/APA, TF/UV/O₃ e TF/UV/PS), nas concentrações de 0,5 a 4,0 mg L⁻¹. Nos tratamentos que incluíram UV, foi adotado tempo de exposição de 10 minutos. A avaliação teve como objetivo investigar o comportamento do efluente desinfetado quanto à possível formação de SPDs (THM) BDCM, TBM, TCM e DBCM.

Conforme apresentado na Figura A2 do APÊNDICE A, na avaliação da formação de THMs após os diferentes desinfetantes, o TCM foi o único THM detectado, enquanto os demais compostos, BDCM, DBCM e TBM, não foram formados ($<LD$). A ausência desses compostos pode estar associada às características físico-químicas do efluente, uma vez que estudos indicam que sua formação é favorecida pela presença de brometo (Ragazzo *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2023). Adicionalmente, (Hua *et al.*, 2021) relataram que a presença de amônia e brometo intensifica a formação desses SPDs.

No presente estudo, a concentração de nitrogênio amoniacal após a TF foi de apenas $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, reforçando a menor propensão à formação desses compostos. Embora a remoção de brometo não tenha sido avaliada, estudos evidenciam de que o carvão ativado granular utilizado na TF pode promover reduções de até 90% das espécies de bromo por sistemas de filtração (Zhang *et al.*, 2015).

A variável TCM apresentou distribuição normal (Shapiro–Wilk, $p > 0,05$), porém heterogeneidade de variâncias entre os tratamentos (Levene, $p < 0,05$), indicando distribuição normal dentro de cada grupo, mas com variâncias entre os desinfetantes (APÊNDICE E).

Diante desse resultado, aplicou-se o teste de Kruskal–Wallis, que evidenciou diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos ($p = 0,2580$), confirmando a influência dos desinfetantes na formação de TCM. As principais diferenças ocorreram na comparação entre as desinfecções com e sem aplicação de UV. Dentro de cada grupo, os maiores contrastes ocorreram em TF/Cl e TF/UV/Cl.

A figura 23 apresenta os resultados de formação de TCM após desinfecção utilizando diferentes desinfetantes em diferentes concentrações.

Figura 23 - Formação de SPDs para os diferentes desinfetantes.

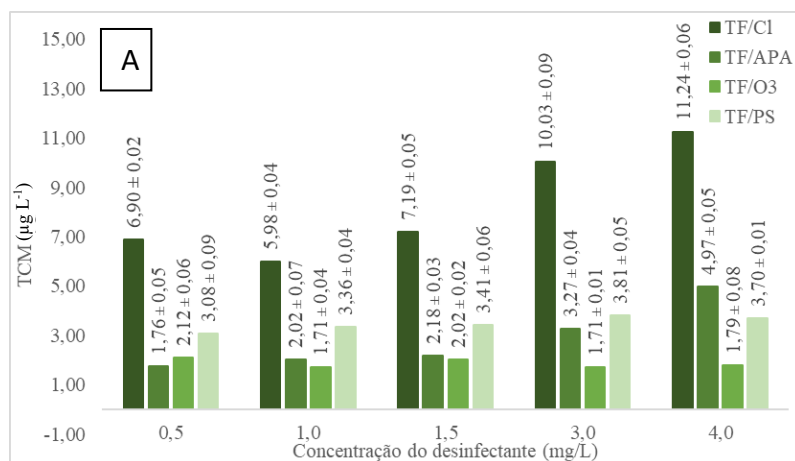
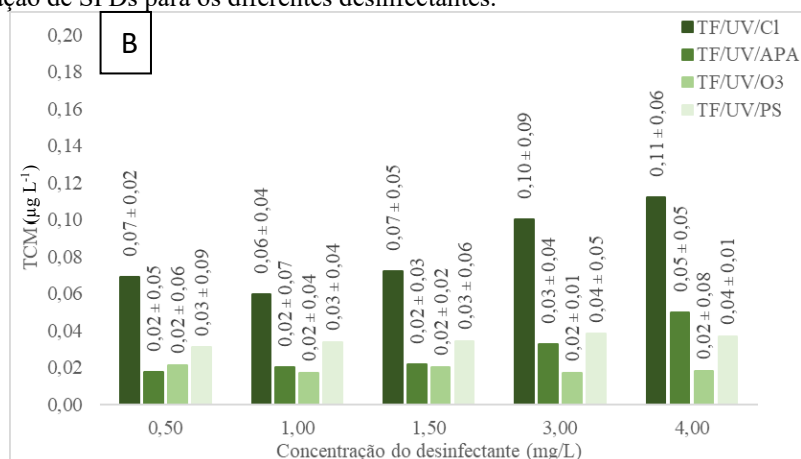


Figura 23 - Formação de SPDs para os diferentes desinfetantes.

Fonte: O autor.

Nota: TCM: Triclorometano; A: TF/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio; TF/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético; TF/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio; TF/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio; B: TF/UV/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio e exposição à radiação UV; TF/UV/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético e exposição à radiação UV; TF/UV/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio e exposição à radiação UV; TF/UV/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio e exposição à radiação UV. Tempo de exposição ao UV (10 minutos). Médias ± S.

O tratamento TF/Cl apresentou as maiores concentrações de TCM entre todos os métodos avaliados, mantendo valores relativamente estáveis nas menores concentrações e exibindo aumento progressivo com a elevação da concentração de Cl. Na faixa de 0,5 a 1,5 mg L⁻¹, próxima à considerada ideal para a desinfecção por TF/Cl, a formação de TCM variou entre 6,90 e 7,19 µg L⁻¹. Para essa mesma faixa, a desinfecção por TF/UV/Cl apresentou valores reduzidos e estáveis de TCM, em torno de 0,07 µg L⁻¹, correspondendo a uma redução média de aproximadamente 99% em relação ao TF/Cl. Essa redução foi mantida mesmo em concentrações mais elevadas, como 4,0 mg L⁻¹, nas quais o TF/Cl atingiu 11,24 µg L⁻¹, enquanto o TF/UV/Cl apresentou apenas 0,11 µg L⁻¹.

Esse comportamento pode ser atribuído à elevada reatividade do Cl com a matéria orgânica residual, favorecendo a formação de compostos organoclorados como TCM. Sendo assim, a formação observada após o tratamento TF/Cl está associada à presença de matéria orgânica dissolvida não removida por TF, bem como a precursores como ácidos húmicos, compostos fenólicos e aminoácidos (Wang *et al.*, 2022).

Mesmo na presença de UV, a formação de TCM persiste, pois, embora o UV ative o Cl e gere radicais mais reativos, também produz intermediários oxidados que permanecem suscetíveis à halogenação. Além disso, o pH entre 7,0 e 7,6 favorece o equilíbrio entre o ácido hipocloroso/íon hipoclorito (HOCl/OCl⁻), permitindo que reações de cloração seletiva ocorram

mesmo em concentrações menores e se intensifiquem em concentrações mais elevadas (Bernstein *et al.*, 2021; Hassaballah *et al.*, 2020; Ragazzo *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2023).

Os resultados obtidos são consistentes com a literatura, que indica que a aplicação de concentrações de cloro entre 1 e 5 mg L⁻¹ em efluentes urbanos pode gerar até 11 µg L⁻¹ de TCM, ainda dentro dos limites regulatórios estabelecidos por diferentes diretrizes de reúso (Liao *et al.*, 2024). Cerreta *et al.*, (2020), observaram que a combinação UV/Cl em efluente urbano reduziu a formação de TCM para valores inferiores a 1 µg L⁻¹ após 30 minutos de tratamento, em comparação com 2,3 µg L⁻¹ obtidos com cloração isolada.

O tratamento TF/APA apresentou um pico de formação de TCM na concentração de 4,0 mg L⁻¹, atingindo 4,97 µg L⁻¹, valor aproximadamente 55% inferior ao observado para o tratamento TF/Cl. Em concentrações mais reduzidas, a formação de TCM manteve-se entre 1 e 3 µg L⁻¹, com tendência de aumento proporcional à concentração aplicada. No tratamento TF/UV/APA, observou-se redução média de aproximadamente 99% na formação de TCM, comportamento semelhante ao verificado para os tratamentos TF/UV/Cl. Nessa condição, os valores de TCM permaneceram entre 0,02 e 0,05 µg L⁻¹, com máximo de 0,05 µg L⁻¹ na concentração de 4,0 mg L⁻¹ de APA e mínimo de 0,02 µg L⁻¹ na faixa de 0,5 a 1,5 mg L⁻¹, próxima à considerada ideal para a desinfecção (~1,5 mg L⁻¹).

A formação de SPDs no tratamento TF/APA pode estar associada a mecanismos indiretos de oxidação e às características do meio reacional. Durante a desinfecção, o APA promove a degradação parcial da matéria orgânica do efluente; entretanto, essa oxidação incompleta pode resultar na formação de intermediários orgânicos oxidados, com maior reatividade e potencial como precursores de SPDs. Em pH < 7,0, essa oxidação parcial da matéria orgânica é favorecida, o que pode intensificar a ocorrência de reações secundárias e contribuir para a formação de SPDs, como o TCM (Ding *et al.*, 2023b; Farinelli *et al.*, 2022).

Em um estudo envolvendo 15 estações de tratamento de esgoto, Albolafio *et al.*, (2022), avaliaram a formação de SPDs após diferentes desinfectantes (Cl, UV/Cl, APA e UV/APA). Os autores observaram que as desinfecções que utilizaram Cl ou UV/Cl apresentaram correlação positiva significativa na formação de TCM. Em contraste, nas mesmas ETEs, a aplicação de APA ou UV/APA resultou em valores <LD de TCM nos efluentes tratados, indicando menor propensão à formação desse SPDs. De forma complementar, Mondal; Mackey; Hofmann, (2024), em ensaios laboratoriais com concentrações de 1 a 5 mg L⁻¹ de APA, observaram que a aplicação de 5 mg L⁻¹ promoveu redução de até 40% no potencial de formação de SPDs halogenados como o TCM, com efeito pronunciado em pH entre 7,8 e 8,2. Esses resultados sugerem que a aplicação de APA em condições de pH semelhantes às do

sistema TF pode contribuir para a redução da formação de TCM.

O tratamento TF/O₃ apresentou a menor formação de TCM entre todos os desinfetantes avaliados, com valores médios 72% menores que TF/Cl, 46% menores que TF/APA e 34% menores que TF/PS. Na concentração de 3,0 mg L⁻¹, na qual se alcança a remoção completa de *E. coli* e coliformes totais, a formação de TCM foi inferior à observada em todos os demais tratamentos (1,17 µg L⁻¹). O tratamento TF/UV/O₃, reduziu a formação de TCM em 98% em comparação com TF/O₃, destacando-se pela consistência e estabilidade, mantendo valores em torno de 0,02 µg L⁻¹ em toda a faixa de concentrações avaliadas (0,5–4,0 mg L⁻¹).

A menor formação de TCM no TF/O₃ está associada à oxidação de compostos aromáticos, que gera intermediários competindo com radicais hidroxila, favorecendo a degradação do TCM e reduzindo suas concentrações (Graça *et al.*, 2020; Hogard *et al.*, 2024). Em TF/UV/O₃, a ativação do O₃ por UV aumenta a reatividade e a mineralização da matéria orgânica, diminuindo a formação de intermediários estáveis e, consequentemente, do TCM.

Na literatura, a formação de TCM de aproximadamente 3,2 µg L⁻¹ foi relatada em efluentes domésticos desinfetados com 3,0 mg L⁻¹ de O₃ (Verdugo *et al.*, 2020), enquanto valores entre 5 e 10 µg L⁻¹ de TCM têm sido observados para concentrações de O₃ variando de 1 a 9 mg L⁻¹ em efluentes urbanos (Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021).

O sistema TF/PS apresentou formação intermediária de TCM, com valores médios aproximadamente 48% inferiores aos observados em TF/Cl, porém 85% e 22% superiores aos verificados nos tratamentos TF/O₃ e TF/APA, respectivamente, na faixa de concentrações de 0,5 a 4,0 mg L⁻¹. Na condição considerada ideal de desinfecção (4,0 mg L⁻¹), a formação de TCM no tratamento TF/PS foi de 3,70 µg L⁻¹. Em contraste, no tratamento TF/UV/PS, na mesma concentração, a formação de TCM foi de apenas 0,04 µg L⁻¹, representando uma redução de aproximadamente 98% em relação ao TF/PS. Na faixa de 0,5 a 1,5 mg L⁻¹, considerada ideal para desinfecção, o tratamento TF/UV/PS manteve a formação de TCM em torno de 0,03 µg L⁻¹.

A menor formação de TCM no tratamento TF/UV/PS, em comparação com TF/PS, deve-se à ativação do PS pelo UV, gerando radicais sulfato (SO₄^{•-}) e hidroxila (HO[•]). Esses radicais reagem rapidamente com a matéria orgânica, degradando precursores halogenáveis antes que se transformem em SPDs como TCM (Fang; Sakai, 2022). Em contraste, no sistema com PS não ativado, não há a geração destes radicais permite que precursores reativos, como ácidos húmicos, aminoácidos e fenóis, permaneçam no meio, aumentando a formação de TCM conforme a concentração de PS aumenta (Chu *et al.*, 2016).

Chu *et al.*, (2016) demonstraram que a ação do UV em UV/PS reduziu a formação de

TCM em até 60% e outros SPDs em 40–70% em relação ao PS não ativado. Estudos adicionais indicam que o UV/PS mantém concentrações de TCM menores que $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ para concentrações de 0,5 a 4 mg L^{-1} , evidenciando sua eficácia na limitação de SPDs (Ji *et al.*, 2020).

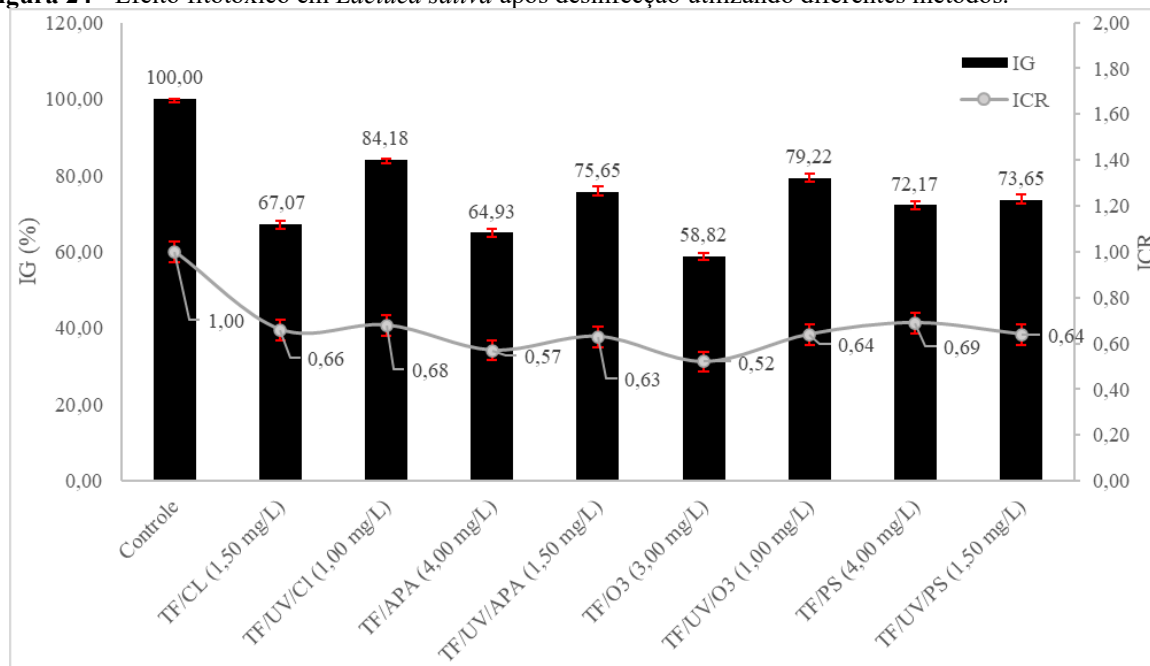
De modo geral, os resultados indicam reduções $\geq 98\%$ na formação de TCM em todos os tratamentos de desinfecção que utilizaram UV, atribuídas à intensificação da degradação dos precursores orgânicos. Além disso, a ausência dos demais SPDs avaliados sugere reduzida disponibilidade de outros precursores, como compostos bromados, no efluente (Ersan; Dickenson, 2022; Hogard *et al.*, 2023; Sgroi; Snyder; Roccaro, 2021).

Nesse contexto, a aplicação da desinfecção resultou na seguinte tendência de formação de TCM para os tratamentos $\text{TF/Cl} > \text{TF/PS} > \text{TF/APA} > \text{TF/O}_3$, sendo o TF/O_3 responsável pelas menores formações de TCM. Para os tratamentos com UV, a tendência observada foi $\text{TF/UV/Cl} > \text{TF/UV/PS} > \text{TF/UV/APA} \approx \text{TF/UV/O}_3$, destacando-se as desinfecções por TF/UV/APA e TF/UV/O_3 com as menores formações de TCM, mesmo em concentrações mais elevadas de desinfetante.

Nas condições consideradas ótimas para a remoção de *E. coli* e coliformes totais, cada desinfetante apresentou distintas concentrações de formação de TCM. Entre os tratamentos sem aplicação de UV, observaram-se concentrações de $7,19 \mu\text{g L}^{-1}$ em TF/Cl ($1,5 \text{ mg L}^{-1}$), $3,70 \mu\text{g L}^{-1}$ em TF/PS ($4,0 \text{ mg L}^{-1}$), $4,97 \mu\text{g L}^{-1}$ em TF/APA ($4,0 \text{ mg L}^{-1}$) e $1,71 \mu\text{g L}^{-1}$ em TF/O_3 ($3,0 \text{ mg L}^{-1}$). Por sua vez, os tratamentos com UV apresentaram formações significativamente menores de TCM, com valores de $0,06 \mu\text{g L}^{-1}$ em TF/UV/Cl ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$), $0,03 \mu\text{g L}^{-1}$ em TF/UV/PS ($1,5 \text{ mg L}^{-1}$) e $0,02 \mu\text{g L}^{-1}$ em TF/UV/APA e TF/UV/O_3 , ambos na concentração de $1,0\text{--}1,5 \text{ mg L}^{-1}$.

5.6 AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE DO EFLUENTE APÓS DESINFECÇÃO

Os estudos de toxicidade foram realizados utilizando as condições ótimas de cada tratamento para a remoção de microrganismos TF/Cl ($1,50 \text{ mg L}^{-1}$), TF/O_3 ($3,00 \text{ mg L}^{-1}$), TF/APA ($4,00 \text{ mg L}^{-1}$), TF/PS ($4,00 \text{ mg L}^{-1}$) TF/UV/Cl ($1,00 \text{ mg L}^{-1}$), TF/UV/O_3 ($1,00 \text{ mg L}^{-1}$), TF/UV/APA ($1,50 \text{ mg L}^{-1}$) e TF/UV/PS ($1,50 \text{ mg L}^{-1}$). A avaliação foi conduzida por meio de estudos de fitotoxicidade através da avaliação dos índices de germinação (IG) e crescimento radicular (ICR) de *Lactuca sativa*, permitindo analisar os efeitos potencialmente tóxicos residuais dos tratamentos e contribuindo para a avaliação da segurança do efluente para reúso. Os resultados obtidos são mostrados na Figura 24.

Figura 24 - Efeito fitotóxico em *Lactuca sativa* após desinfecção utilizando diferentes métodos.

Fonte: O autor.

Nota: IG: Índice de germinação; ICR: Índice de crescimento de raiz; Controle: água destilada; TF/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio; TF/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético; TF/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio; TF/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio; TF/UV/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio e exposição à radiação UV; TF/UV/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético e exposição à radiação UV; TF/UV/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio e exposição à radiação UV; TF/UV/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio e exposição à radiação UV. Tempo de exposição ao UV (10 minutos). (Médias ± S barras em vermelho).

A análise estatística pelo teste de Kruskal–Wallis indicou diferenças significativas entre os tratamentos para o IG ($p < 0,05$) (APÊNDICE F), sendo que os tratamentos que incluíram UV apresentaram maiores contrastes em relação aos tratamentos sem UV. De modo geral, a aplicação de UV resultou em aumento do IG final. Os tratamentos com Cl apresentaram os maiores valores de IG tanto em TF/Cl quanto em TF/UV/Cl. A adição de UV em TF/UV/Cl promoveu um aumento de 17% no IG em relação ao TF/Cl, ao mesmo tempo em que resultou em uma redução de 16% quando comparado ao controle.

Para o tratamento TF/UV/APA, observou-se um aumento de aproximadamente 10% no IG com a adição de UV, acompanhado de uma redução de 24% em relação ao controle. No caso do O₃, a comparação entre TF/O₃ e TF/UV/O₃ indicou um aumento de 20% no IG para o tratamento com UV, permanecendo, cerca de 20% inferior ao controle. Já nos tratamentos TF/PS e TF/UV/PS, a adição de UV resultou em um aumento de aproximadamente 2% no IG, mantendo valores cerca de 26% inferiores aos do controle.

Para o ICR, a ANOVA não indicou diferenças significativas entre os tratamentos ($p > 0,05$), com valores próximos a 0,6 independente da adição ou não de UV. Esse padrão sugere que a variação entre os tratamentos ocorreu principalmente na quantidade de sementes germinadas, enquanto o crescimento radicular das sementes que germinaram permaneceu uniforme, indicando efeito tóxico parcial do efluente.

Os resultados indicam que a o tratamento do efluente por TF seguida da desinfecção com ou sem UV, resultaram em valores de IG $> 58\%$ e ICR $> 0,52$. Valores de IG maiores que 80% indicam ausência de efeitos fitotóxicos significativos, enquanto valores entre 50% e 80% refletem reduzida toxicidade e potencial para reúso seguro, considerando outros parâmetros microbiológicos e físico-químicos (Bazai; Achakzai, 2006).

Embora o aumento da concentração do desinfetante possa intensificar a toxicidade final do efluente, tempos de contato mais longos, quando associados a concentrações controladas, tendem a diminuir esses efeitos. Nesse contexto, o uso de Cl ($\approx 4 \text{ mg L}^{-1}$) e de APA ($1\text{--}4 \text{ mg L}^{-1}$) tem sido associado à redução da toxicidade de efluentes destinados ao reúso na irrigação de culturas agrícolas (Dias *et al.*, 2023). De forma semelhante, embora o O_3 possa gerar resíduos oxidativos, sua aplicação em concentrações controladas ($\leq 4 \text{ mg L}^{-1}$) não compromete o crescimento de plantas agrícolas (Banach *et al.*, 2020; Nikaido *et al.*, 2010; Zheng; Liu; Song, 2020).

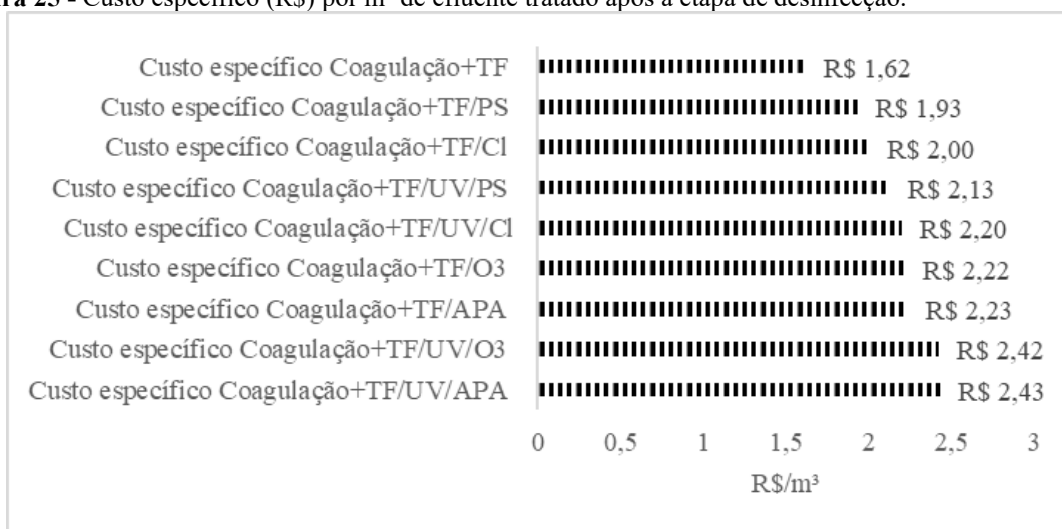
Outros estudos ainda sugerem que o aumento na toxicidade do efluente após a desinfecção, pode estar relacionada a formação de SPDs como TCM (Chen *et al.*, 2025; Luo *et al.*, 2020; Ranjan; Mandal; Mandal, 2019). No entanto, os resultados deste estudo indicam que a menor concentração de TCM ($>12 \mu\text{g L}^{-1}$ em todos os casos), garantiu que os efeitos fitotóxicos sobre *Lactuca sativa* permanecessem mínimos. Além disso, a associação UV/desinfetante mostrou-se eficaz em conciliar eficiência microbiológica com redução da formação de SPDs e da toxicidade residual, aspectos fundamentais para a produção de efluentes seguros e adequados ao reúso agrícola.

5.7 AVALIAÇÃO DO CUSTO FINAL DO EFLEUNTE APÓS OTIMIZAÇÃO DA ETAPA DE DESINFECÇÃO

Após a desinfecção utilizando as condições ótimas de cada tratamento, TF/Cl ($1,50 \text{ mg L}^{-1}$), TF/ O_3 ($3,00 \text{ mg L}^{-1}$), TF/APA ($4,00 \text{ mg L}^{-1}$), TF/PS ($4,00 \text{ mg L}^{-1}$) e seus respectivos processos fotoquímicos TF/UV/Cl ($1,00 \text{ mg L}^{-1}$), TF/UV/ O_3 ($1,00 \text{ mg L}^{-1}$), TF/UV/APA ($1,50 \text{ mg L}^{-1}$) e TF/UV/PS ($1,50 \text{ mg L}^{-1}$), foi calculado o custo específico, considerando tanto os

gastos com reagentes químicos quanto o consumo energético nos processos envolvendo ozônio e UV. Os cálculos foram realizados considerando o preço do tratamento (R\$/m³) com 100mg L⁻¹ de FeCl₃, somando os custos dos reagentes e da energia elétrica para as diferentes desinfecções. A Figura 25 apresenta os custos estimados para cada tratamento avaliado.

Figura 25 - Custo específico (R\$) por m³ de efluente tratado após a etapa de desinfecção.



Fonte: O autor.

Nota: Dosagem de FeCl₃: 100 mg L⁻¹; TF/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio; TF/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético; TF/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio; TF/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio; TF/UV/Cl: Tripla Filtração seguida de desinfecção por hipoclorito de sódio e exposição à radiação UV; TF/UV/APA: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ácido peracético e exposição à radiação UV; TF/UV/O₃: Tripla Filtração seguida de desinfecção por ozônio e exposição à radiação UV; TF/UV/PS: Tripla Filtração seguida de desinfecção por persulfato de sódio e exposição à radiação UV. Tempo de exposição ao UV (10 minutos).

Em média, a adição da etapa de desinfecção aumentou o custo específico em aproximadamente 0,50 R\$/m³ de efluente tratado, o que representa cerca de 33% do valor do efluente tratado apenas por coagulação e TF. Entre todos os tratamentos avaliados, o PS apresentou o menor custo, tanto em processos convencionais quanto com ativação UV, com valores próximos a 0,4 R\$/m³ inferiores aos demais tratamentos. A adição de UV em qualquer tratamento aumentou aproximadamente 0,20 R\$/m³, indicando que, embora promova benefícios importantes como redução da formação de SPDs e menor toxicidade residual, a implementação desses processos exige um pequeno acréscimo econômico que deve ser ponderado em análises de custo-benefício.

É importante destacar que a escolha de um método de tratamento para obtenção de águas de reúso deve buscar um equilíbrio entre custo e qualidade do efluente. Os valores obtidos neste estudo para a etapa de desinfecção, variando entre ~0,31 e 0,81 R\$/m³, mostram-se competitivos frente a relatos da literatura. Por exemplo, em um estudo de reúso na indústria

Tabela 17 - Classificação de reúso dos efluentes obtidos com diferentes desinfetantes.

(conclusão)

Urbano; Reservatórios / armazenamento [pH (6–9), DBO (≤ 10 mg L ⁻¹), Turbidez (≤ 2 UNT), coliformes totais ($\leq 2,3$ log) e <i>Escherichia coli</i> (ND)]	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
Agrícola [pH (6–9), DBO (≤ 10 mg L ⁻¹), turbidez (< 2 UNT), SST (≤ 30 mg L ⁻¹) e <i>Escherichia coli</i> (ND)]	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
Industrial [pH (6–9), DBO ≤ 30 mg L ⁻¹ , SST ≤ 30 mg L ⁻¹ e coliformes totais ($\leq 2,3$ log)]	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
Potável indireto [Turbidez (≤ 2 UNT), coliformes totais (ND) e TCM (≤ 80 µg L ⁻¹)]	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
Ásia - GB/T18920-2002 e GB/T 19923-2005								
Descarga de vasos sanitários; Lavagem de veículos [pH (6,0-9,0), Turbidez (≤ 5 UNT) e coliformes totais (≤ 3 log)]	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Varição L⁻¹avagem de ruas, combate a incêndio; Jardinagem municipal [pH (6,0-9,0), Turbidez (≤ 10 UNT) e coliformes totais (≤ 3 log)]	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Construção civil [pH (6,0-9,0), Turbidez (≤ 20 UNT) e coliformes totais (≤ 3 log)]	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Água de resfriamento de passagem única; Água de lavagem [pH (6,5-9,0) e coliformes totais (≤ 3 log)]	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Água suplementar em sistema aberto de resfriamento em circulação; Água de alimentação de caldeira; Água para processos e produtos [pH (6,5-8,5), Turbidez (≤ 5 UNT), DQO (≤ 60 mg L ⁻¹) e coliformes totais (≤ 3 log)]	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Oceania - NWQMS 2006, 2009								
Águas pluviais [Turbidez (≤ 25 UNT) e <i>Escherichia coli</i> (≤ 1 log)]	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
África - SANS 241: 2015								
Potável [Turbidez (≤ 1 UNT), <i>Escherichia coli</i> (ND), coliformes totais (ND), <i>Clostridium perfringens</i> (ND) e TCM (≤ 200 µg L ⁻¹)]	X	X	X	X	X	X	✓	X
América do Sul - NBR 16.783/2019, CONAMA 503/2021, CER/PR N°122								
NBR 16.783/2019- Alimentos consumidos crus e cuja parte comestível tenha contato com o solo [<i>Escherichia coli</i> (≤ 3 log)]	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
NBR 16.783/2019 - Outras culturas e pastagens [<i>Escherichia coli</i> (≤ 4 log)]	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
NBR 16.783/2019 - Usos em Edificações [pH (6,0-9,0), Turbidez (≤ 5 UNT), DQO (≤ 30 mg L ⁻¹) e <i>Escherichia coli</i> (ND)]	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
CER/PR N°122 - Classe A - Reúso Irrestrito Não Potável [pH (6,0 – 9,0), coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (2,3log); Ovos viáveis de helmintos (< 1 ovos L ⁻¹)]	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
CER/PR N°122 - Classe B - Reúso Restrito Não Potável [pH (6,0 – 9,0), coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (3,0log); Ovos viáveis de helmintos (< 1 ovos L ⁻¹)]	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓

Fonte: O Autor

Nota: NWQMS.: National Water Quality Management Strategy (Australia, 2006, 2009); EU: Europe Union (EU, 2022); USEPA: United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2017); GB/T 18920-2002: Reuse of Urban Recycling Water – Water Quality Standard for Urban Miscellaneous Water Consumption (CHINA, 2014); GB/T 19923-2005: Water Reuse – Reclaimed Water Quality for Industrial Use (CHINA, 2014); CONAMA 503/2021: Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente que estabelece diretrizes e padrões de qualidade para reúso direto não potável (BRASIL, 2021); NBR 16.783/2019: Norma Brasileira ABNT NBR 16783:2019 – Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações (Brasil, 2019); CERH N°122: CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CERH/PR: RESOLUÇÃO CERH N°122, DE 19 DE JUNHO DE 2023, que estabelece diretrizes e critérios gerais para reúso de água no Estado do Paraná (CERH, 2013); SANS 241:2015: South African National Standard 241:2015 – Drinking Water Specification (Swartz *et al.*, 2022). ✓:indica que o tratamento se enquadra na respectiva classe de reúso, por atender a todos os parâmetros de classificação; X: indica que o tratamento não se enquadra na classe de reúso, por não atender a um ou mais parâmetros; As classes de reúso que apresentam valores idênticos para os parâmetros de classificação foram agrupadas e separadas por ponto e vírgula (;).

Para o reúso urbano, as desinfecções baseadas em TF/Cl, TF/APA e TF/PS destacam-se pela menor complexidade operacional, menor consumo energético e maior acessibilidade de

insumos, sendo adequados para aplicações como descarga de vasos sanitários, lavagem de ruas, combate a incêndio e jardinagem municipal. Em situações que reúso que apresentem um contato maior com o ser humano, como lavagem de veículos e construção civil, edificações e manejo de águas pluviais, recomendam-se os tratamentos TF/O₃, TF/UV/Cl, TF/UV/APA, TF/UV/PS e TF/UV/O₃, especialmente pelo maior controle na formação de SPDs e controle microbiológico.

No reúso agrícola, os tratamentos TF/Cl, TF/APA e TF/PS apresentam relação custo-benefício favorável para irrigação, especialmente em reúsos menos restritivos, como culturas de menor risco, culturas destinadas a fins industriais, energéticos ou à produção de sementes. Essas desinfecções destacam-se ainda pela simplicidade operacional, menor demanda tecnológica e facilidade de implementação em áreas rurais ou regiões com infraestrutura e recursos limitados. Para cultivos mais sensíveis, incluindo culturas consumidas cruas com ou sem contato direto com o solo, os tratamentos UV/Desinfetante UV (TF/UV/Cl, TF/UV/APA, TF/UV/PS e TF/UV/O₃) mostram-se mais adequados, por reduzirem significativamente os riscos microbiológicos e a toxicidade residual do efluente.

Em relação ao reúso industrial, as desinfecções por TF/Cl, TF/APA e TF/PS configuram alternativas tecnicamente viáveis e economicamente atrativas para aplicações menos exigentes, como água de resfriamento, lavagem e determinados processos industriais. Em contrapartida, a desinfecção por TF/UV/O₃ é mais indicado para usos industriais de maior sensibilidade, como água de alimentação de caldeiras e água para processos e produtos, nos quais a qualidade do efluente é prioritária, mesmo com maior demanda energética.

Para o reúso ambiental, voltado a reservatórios, armazenamento e manejo de águas pluviais, os tratamentos TF/Cl, TF/APA e TF/O₃ apresentaram desempenho satisfatório aliado à menor complexidade operacional. A adição de UV é recomendada quando se busca maior controle microbiológico e redução de riscos ecotoxicológicos, especialmente em cenários com maior restrição ambiental, como áreas de proteção de mananciais, corpos hídricos com reduzida capacidade de autodepuração, reservatórios destinados a usos múltiplos, regiões ambientalmente sensíveis ou sujeitas a enquadramentos mais rigorosos de qualidade da água, bem como em áreas próximas a zonas urbanas ou de recreação.

Por fim, no reúso potável indireto, os tratamentos que combinam elevada eficiência microbiológica e maior controle da formação de SPDs, como TF/Cl, TF/APA, TF/O₃, TF/UV/Cl, TF/UV/APA, TF/UV/O₃ e TF/UV/PS, mostram-se mais adequados, desde que integrados ao de monitoramento contínuo e múltiplas barreiras de tratamento, garantindo maior segurança sanitária e confiabilidade do efluente tratado.

Do ponto de vista da avaliação por continente, os efluentes provenientes das desinfecções por TF/Cl, TF/APA, TF/O₃, TF/UV/Cl, TF/UV/APA e TF/UV/O₃ se enquadram nas classificações de reúso da Europa, América do Norte, Ásia, Oceania e América do Sul. Em contraste, o efluente de TF/PS não foi classificado nessas regiões, devido ao maior residual microbiológico observado após o tratamento. Na África, TF/UV/O₃ atendeu aos critérios de reúso, em função da eliminação completa de *C. perfringens* após a etapa de desinfecção.

No Brasil, todos os efluentes analisados podem ser classificados para reúso agrícola conforme a Resolução CONAMA nº 503/2021. Para usos em edificações, segundo a ABNT NBR 16.783/2019, apenas o sistema TF/PS não atendeu a todas as especificações exigidas. Em nível estadual, o Paraná adota a CER/PR nº 122, que estabelece as classes A e B de reúso agrícola. Nesse contexto estadual, somente o efluente de TF/PS não atende a todos os parâmetros para essas duas categorias, devido ao seu residual de *E. coli*.

De forma geral, os tratamentos avaliados apresentaram potencial distinto de aplicação conforme o tipo de reúso, variando principalmente em função da complexidade operacional, do consumo energético, do custo associado e da disponibilidade dos insumos químicos e tecnológicos.

O reúso de efluentes tratados constitui uma estratégia técnica e ambientalmente viável para enfrentar os desafios impostos pela escassez hídrica, pela expansão urbana e pelas mudanças climáticas. A adoção de sistemas de tratamento compatíveis com diferentes critérios de conformidade e realidades operacionais permite ampliar a disponibilidade hídrica, reduzir a pressão sobre mananciais e diminuir impactos ambientais, sem comprometer a segurança sanitária. Assim, o reúso planejado e regulamentado de efluentes insere-se como elemento central nas políticas de gestão integrada dos recursos hídricos, contribuindo para a sustentabilidade dos sistemas urbanos, agrícolas e ambientais e para a resiliência hídrica em longo prazo.

6 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo demonstram que, apesar da elevada variabilidade do efluente bruto, o reator UASB promoveu estabilização consistente das características físico-químicas do efluente tratado, mantendo o pH próximo à neutralidade ($7,2 \pm 0,1$), reduzindo a turbidez em cerca de 83% (de 242 ± 57 UNT para 41 ± 5 UNT) e apresentando variabilidade reduzida de condutividade elétrica (≈ 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e temperatura (≈ 26 °C). Essas condições asseguram um efluente estável e reprodutível, adequado para a aplicação e comparação das etapas subsequentes de coagulação, filtração e desinfecção.

Os ensaios de *Jar test* evidenciaram relação direta entre a concentração do coagulante, o pH do efluente e a remoção de turbidez, com faixa ótima de 60 a 140 mg L⁻¹ de FeCl₃ em pH 6,5–7,5, resultando em turbidez residual média de 25 UNT. As carreiras de filtração mostraram que a dosagem de 60 mg L⁻¹ apresentou menor eficiência, com remoções limitadas de cor verdadeira ($\sim 51\%$), DBO (44,6%), LAS (45%) e nitrogênio total (30%), além de menor duração da carreira. A dosagem de 100 mg L⁻¹ apresentou o melhor desempenho, com altas remoções de cor aparente ($>95\%$), DQO (até 99%), DBO (87,4%), LAS (90%) e nitrogênio amoniacal (até 90%), além de maior estabilidade operacional. Já 140 mg L⁻¹ também apresentou elevadas remoções de DQO ($\geq 95\%$) e fósforo ($>95\%$), porém com redução na eficiência ao longo da carreira e desempenho inferior ao de 100 mg L⁻¹ para alguns parâmetros. Assim, 100 mg L⁻¹ proporcionou o melhor equilíbrio entre eficiência e estabilidade.

O aumento da dosagem de coagulante elevou o tempo de operação e a produção de água tratada, porém alterou o custo específico: 60 mg L⁻¹ apresentou menor custo específico (1,02 R\$/m³) com produção efetiva de 0,675 m³, enquanto 140 mg L⁻¹ apresentou maior custo específico (2,62 R\$/m³) com produção de 1,350 m³. A dosagem de 100 mg L⁻¹ apresentou o melhor equilíbrio entre eficiência, produção efetiva (1,170 m³) e custo (1,62 R\$/m³), consolidando-se como a opção ideal para os ensaios de desinfecção subsequentes.

O sistema UASB, coagulação e TF promoveram remoções microbiológicas variando de 1,4 a 2,72 log para *E. coli*, 0,68 a 2,59 log para coliformes totais, 0,53 a 1,66 log para enterococos, 0,07 a 1,3 log para *C. perfringens*, 0,66 a 2,95 log para *P. aeruginosa* e 0,18 a 2,20 log para bactérias heterotróficas, com as maiores reduções associadas à etapa de TF. A eliminação completa de ovos de helmintos ($< \text{LD}$) foi alcançada já na coagulação.

As etapas de desinfecção proporcionaram remoções completas de *E. coli* e coliformes totais ($< \text{LD}$) com concentrações ótimas de 1,5 mg L⁻¹ (TF/Cl), 3,0 mg L⁻¹ (TF/O₃) e 4,0 mg L⁻¹

¹ (TF/APA). O TF/PS não atingiu remoção completa, com máximos de 1,15 log (*E. coli*) e 0,74 log (coliformes totais). A adição de UV permitiu eliminação completa com concentrações reduzidas (1,0 para TF/UV/Cl, TF/UV/O₃, e 1,5 mg L⁻¹ TF/UV/APA e TF/UV/PS), representando redução de 50–70% na quantidade de desinfetante necessária.

A aplicação das concentrações ótimas para *E. coli* e coliformes totais na remoção de outros microrganismos de interesse sanitário como *C. perfringens*, enterococos, *P. aeruginosa*, bactérias heterotróficas, apresentou log residual de 0,15 a 3,57 para TF/Cl, TF/O₃ e TF/APA, TF/PS com desempenho inferior para TF/PS. As desinfecções com adição de UV (TF/UV/Cl, TF/UV/O₃, TF/UV/APA e TF/UV/PS) alcançaram remoções completas (<LD) de *C. perfringens* (TF/UV/O₃) e enterococos (TF/UV/Cl, TF/UV/APA e TF/UV/PS), enquanto os demais microrganismos apresentaram log residual médio de 0,84, correspondendo a <50% de remoção em comparação com as desinfecções sem UV.

Na avaliação da formação de subprodutos de desinfecção (SPDs), apenas o TCM foi detectado, variando com o tipo de desinfetante, sendo TF/Cl (6,90–11,24 µg L⁻¹), TF/APA (1,76–4,97 µg L⁻¹), TF/PS (3,08–3,70 µg L⁻¹) e O₃ (1,79–2,12 µg L⁻¹). A adição de UV aumentou a formação de TCM em até 98%, com valores <0,06 µg L⁻¹. O efeito tóxico dos efluentes tratados em condições de desinfecção otimizada foi reduzido, com índices de germinação (<55%) e crescimento de raízes (<50%) de *Lactuca sativa* potencializando o reúso dos efluentes em diferentes classes de reúso agrícola.

Por fim, os efluentes provenientes de tratamentos com desinfetantes TF/Cl, TF/APA, TF/O₃, TF/UV/Cl, TF/UV/APA, TF/UV/O₃ e TF/UV/PS atendem consistentemente às principais normas de reúso nos continentes norte-americano, europeu, asiático, africano, oceânico e sul-americano, garantindo remoções de *E. coli* e coliformes totais dentro dos limites regulamentares. Em contraste, tratamentos apenas com TF/PS mantiveram *E. coli* detectável e coliformes totais maiores que 2,3 log, inviabilizando seu uso para fins urbanos, agrícolas, industriais ou potabilidade indireta na maioria das regiões.

7. PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS

Como perspectivas para trabalhos futuros, recomenda-se a avaliação de outros coagulantes, incluindo alternativas naturais, aplicados às carreiras de filtração, visando a comparação de desempenho com o FeCl_3 . Também é fundamental a realização de mais carreiras de filtração ao longo de um ano, a fim de investigar os impactos do tempo de operação sobre o desgaste e a eficiência dos meios filtrantes utilizados em DF e TF.

Sugere-se ainda a otimização das dosagens de todos os desinfetantes empregados, considerando os microrganismos de interesse sanitário já estudados (*Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa*, bactérias heterotróficas e enterococos), bem como a inclusão de outros patógenos relevantes, como *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., *Salmonella* spp., vírus entéricos e *Campylobacter* spp., ampliando a avaliação do potencial do sistema para produção de águas de reúso seguras.

Adicionalmente, recomenda-se a otimização da dosagem do sistema TF/PS visando à eliminação completa de *E. coli* e coliformes totais, seguida da avaliação de seus impactos na remoção de outros microrganismos, formação de SPDs e na toxicidade do efluente tratado. Nesse contexto, torna-se relevante investigar a formação de outros SPDs além dos já avaliados, como nitrosaminas e ácidos haloacéticos, após os diferentes processos de desinfecção.

A realização de ensaios ecotoxicológicos utilizando organismos aquáticos, como peixes, também é recomendada, com o objetivo de avaliar a toxicidade residual do efluente tratado e desinfetado.

Outra perspectiva importante consiste na investigação da remoção de contaminantes emergentes, incluindo fármacos, microplásticos, produtos de higiene pessoal, hormônios, pesticidas e compostos perfluorados (PFAS), entre outros, considerados prioritários para a obtenção de águas de reúso de maior qualidade.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, M. J.; MOHAMED, R.; AL-SAHARI, M.; AL-GHEETHI, A.; DAUD, A. M. M. Optimizing fecl₃ in coagulation-flocculation treatment of dye wastes. **Songklanakarin Journal of Science and Technology**, v. 43, n. 4, p. 1094–1102, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.14456/sjst-psu.2021.144>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- ABBASZADEGAN, M.; ALUM, A.; KITAJIMA, M.; FUJIOKA, T.; MATSUI, Y.; SANO, D.; KATAYAMA, H. Water Reuse—Retrospective Study on Sustainable Future Prospects. **Water**, v. 17, n. 6, p. 789, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w17060789>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- ABDIYEV, K.; AZAT, S.; KULDEYEV, E.; YBYRAIYMKUL, D.; KABDRAKHMANOVA, S.; BERNDTSSON, R.; KHALKHABAI, B.; KABDRAKHMANOVA, A.; SULTAKHAN, S. Review of Slow Sand Filtration for Raw Water Treatment with Potential Application in Less-Developed Countries. **Water**, v. 15, n. 11, p. 2007, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w15112007>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- AFFEK, K.; MUSZYŃSKI, A.; DOSKOCZ, N.; ZAŁĘSKA-RADZIWIŁŁ, M. Ecotoxicological effects of disinfection of treated wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 233, p. 190–198, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27549>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- ALBOLAFIO, S.; MARÍN, A.; ALLENDE, A.; GARCÍA, F.; SIMÓN-ANDREU, P. J.; SOLER, M. A.; GIL, M. I. Strategies for mitigating chlorinated disinfection byproducts in wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 288, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132583>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- ALI, S. K.; ABDOL, M. M.; EMARA, M. M.; FARAG, R. S.; MUBARAK, M. F. Eco-friendly solutions: a comprehensive review of natural coagulants for sustainable water treatment. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 47, n. 12, p. 535, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10653-025-02803-3>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- ALNAHHAL, S. Y.; ELFARI, A. A.; AFIFI, S. A.; ALJUBB, A. E. R. Using slow sand filter for organic matter and suspended solids removal as post-treatment unit for wastewater effluent. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 10, n. 2, p. 490–497, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/d3ew00467h>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- AL-SAEDI, R.; HAMMOOD, Z. A.; CHYAD, T. F. Ammonium Adsorption Onto a Contaminated Soil-Water Environment Amended with Organic Matter. **Journal of Ecological Engineering**, v. 22, n. 1, p. 188–194, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.12911/22998993/128856>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- AL-SAYED, A.; HASSAN, G. K.; AL-SHEMY, M. T.; EL-GOHARY, F. A. Effect of organic loading rates on the performance of membrane bioreactor for wastewater treatment behaviours, fouling, and economic cost. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-42876-7>. Acesso em: 11 Maio 2026.
- AUSTRALIA. NATIONAL WATER QUALITY MANAGEMENT STRATEGY (NWQMS). **Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 1)**. Canberra: Natural Resource Management Ministerial Council, Environment

Protection and Heritage Council, Australian Health Ministers' Conference, 2006. Disponível em: <https://www.waterquality.gov.au>. Acesso em: 11 Maio 2026.

AUSTRALIA. NATIONAL WATER QUALITY MANAGEMENT STRATEGY (NWQMS). **Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) – Stormwater Harvesting and Reuse**. Canberra: Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, Australian Health Ministers' Conference, 2009. Disponível em: <https://www.waterquality.gov.au/>. Acesso em: 11 Maio 2026.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. VOLATILE ORGANIC COMPOUNDS BY GAS CHROMATOGRAPHY/MASS SPECTROMETRY (GC/MS) – METHOD 8260C. **Washington, DC, 2006**. 92 p. Disponível em: <https://www.epa.gov>. Acesso em: 11 maio 2026.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (USEPA). 23. ed. **Washington, DC: American Public Health Association, 2017**. Disponível em: : <https://www.epa.gov>. Acesso em: 11 maio 2026.

AQUINO, S. F. de; MANFRED, E.; BRANDT, F.; AUGUSTO, C.; CHERNICHARO, L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. **Eng Sanit Ambien**, v. 18, n. 3, p. 187–204, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300002>. Acesso em: 11 Maio 2026.

ARAGAW, T. A.; BOGALE, F. M. Role of coagulation/flocculation as a pretreatment option to reduce colloidal/bio-colloidal fouling in tertiary filtration of textile wastewater: A review and future outlooks. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1142227>. Acesso em: 11 Maio 2026.

ASTM. **Test Method for Determination of Iodine Number of Activated Carbon**. West Conshohocken, PA: ASTM International, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1520/D4607-14R21>. Acesso em: 11 Maio 2026.

AUGSBURGER, N.; RACHMADI, A. T.; ZAOURI, N.; LEE, Y.; HONG, P.-Y. Recent Update on UV Disinfection to Fulfill the Disinfection Credit Value for Enteric Viruses in Water. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 24, p. 16283–16298, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03092>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BAGHAL ASGHARI, F.; DEHGHANI, M. H.; DEHGHANZADEH, R.; FARAJZADEH, D.; SHANEHBANDI, D.; MAHVI, A. H.; YAGHMAEIAN, K.; RAJABI, A. Performance evaluation of ozonation for removal of antibiotic-resistant *Escherichia coli* and *Pseudomonas aeruginosa* and genes from hospital wastewater. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04254-z>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BALACHANDRAN, S.; CHARAMBA, L. V. C.; MANOLI, K.; KARAOLIA, P.; CAUCCI, S.; FATTA-KASSINOS, D. Simultaneous inactivation of multidrug-resistant *Escherichia coli* and enterococci by peracetic acid in urban wastewater: Exposure-based kinetics and comparison with chlorine. **Water Research**, v. 202, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117403>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BANACH, J. L.; VEEN, H. B. V.; OVERBEEK, L. S. V.; ZOUWEN, P. S. V.; ZWIETERING, M. H.; FELS-KLERX, H. J. V. Effectiveness of a peracetic acid solution on *Escherichia coli*

reduction during fresh-cut lettuce processing at the laboratory and industrial scales. **International Journal of Food Microbiology**, v. 321, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2020.108537>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BARSAN, N.; ZAHARIA, A.; CHITIMUS, D.; MOSNEGUTU, E.; FLORIN, N.; RUSU, D.; UNTILA, C.; CAPSA, D. Filtration theory and techniques: a short review on the filtration process. In: 2020 7TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENERGY EFFICIENCY AND AGRICULTURAL ENGINEERING, 7., 2020. Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc., 2020. Disponível em 10.1109/EEAE49144.2020.9278975. Acesso em: 11 maio 2026.

BAR-ZEEV, E.; BELKIN, N.; LIBERMAN, B.; BERMAN, T.; BERMAN-FRANK, I. Rapid sand filtration pretreatment for SWRO: Microbial maturation dynamics and filtration efficiency of organic matter. **Desalination**, v. 286, p. 120–130, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.010>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BAZAI, Z. A.; ACHAKZAI, A. K. K. Effect of wastewater from Quetta City on the germination and seedling growth of lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Journal of Applied Sciences**, v. 6, n. 2, p. 380–382, 2006. Acesso em: 11 Maio 2026.

BELHAJ, D.; JERBI, B.; MEDHIOUB, M.; ZHOU, J.; KALLEL, M.; AYADI, H. Impact of treated urban wastewater for reuse in agriculture on crop response and soil ecotoxicity. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 16, p. 15877–15887, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5672-3>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BELLI, T. J.; DALBOSCO, V.; BASSIN, J. P.; LUNELLI, K.; COSTA, R. E. da; LAPOLLI, F. R. Treatment of azo dye-containing wastewater in a combined UASB-EMBR system: Performance evaluation and membrane fouling study. **Journal of Environmental Management**, v. 365, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121701>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BERNAT-QUESADA, F.; ÁLVARO, M.; GARCÍA, H.; NAVALÓN, S. Impact of chlorination and pre-ozonation on disinfection by-products formation from aqueous suspensions of cyanobacteria: *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena aequalis* and *Oscillatoria tenuis*. **Water Research**, v. 183, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116070>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BERNSTEIN, A.; SIEBNER, H.; KAUFMAN, A. G.; GROSS, A. Onsite chlorination of greywater in a vertical flow constructed wetland—significance of trihalomethane formation. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 7, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13070903>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BERRUTI, I.; NAHIM-GRANADOS, S.; ABELEDO-LAMEIRO, M. J.; OLLER, I.; POLO-LÓPEZ, M. I. Uv-c peroxymonosulfate activation for wastewater regeneration: Simultaneous inactivation of pathogens and degradation of contaminants of emerging concern. **Molecules**, v. 26, n. 16, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/molecules26164890>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BHATT, P.; MATHUR, N.; SINGH, A.; PAREEK, H.; BHATNAGAR, P. Evaluation of Factors Influencing the Environmental Spread of Pathogens by Wastewater Treatment Plants. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 8, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04807-4>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BONETTA, S.; PIGNATA, C.; BONETTA, S.; AMAGLIANI, G.; BRANDI, G.; GILLI, G.; CARRARO, E. Comparison of UV, peracetic acid and sodium hypochlorite treatment in the disinfection of urban wastewater. **Pathogens**, v. 10, n. 2, p. 1–11, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/pathogens10020182>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BONETTA, S.; PIGNATA, C.; LORENZI, E.; DE CEGLIA, M.; MEUCCI, L.; BONETTA, S.; GILLI, G.; CARRARO, E. Peracetic Acid (PAA) disinfection: Inactivation of microbial indicators and pathogenic bacteria in a municipal wastewater plant. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 6, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9060427>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BOONNORAT, J.; TREESUBSUNTORN, C.; PHATTARAPATTAMAWONG, S.; CHERDCHOOSILAPA, N.; SEEMUANG-ON, S.; SOMJIT, M.; HUADPROM, C.; ROJVIROON, T.; JUTAKANOKE, R.; PRACHANURAK, P. Effect of leachate effluent water reuse on the phytotoxicity and micropollutants accumulation in agricultural crops. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 6, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106639>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 452, de 02 de julho de 2012. Dispõe sobre os procedimentos de controle da importação de resíduos, conforme as normas adotadas pela Convenção da Basileia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito.** Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), 2012. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br>. Acesso em: 11 maio 2026.

BRASIL. **ABNT NBR: Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações.** Brasília: Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), 2019. Disponível em: <https://abnt.org.br>. Acesso em: 11 maio 2026.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 503, de 18 de novembro de 2021. Estabelece diretrizes e padrões de qualidade para o reúso direto não potável de água.** Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), 2021. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br>. Acesso em: 11 maio 2026.

BRASIL. **Plano Nacional de Segurança Hídrica.** Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>. Acesso em: 11 maio 2026.

BRATBY, John. **Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment.** 3. ed. London: IWA Publishing, 2016.

BRITO, N.; SILVA, V. B. M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 1, n. 3, p. 36–47, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/reec.v3i1.17000>. Acesso em: 11 Maio 2026.

BURCEA, S. G. Wastewater Treatment and Reuse for Sustainable Water Resources Management: A Systematic Literature Review. **AI-Waterscape**, v. 1, n. 1, p. 62–75, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su151410940>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CAI, Q.; LI, H.; YANG, P. Evaluation of four different coagulants used for chemical dephosphorization of membrane bioreactor effluent. **E3S Web of Conferences**, v. 167, p. 01009, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202016701009>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CALAIXO, M. R. C.; RIBEIRINHO-SOARES, S.; MADEIRA, L. M.; NUNES, O. C.; RODRIGUES, C. S. D. Catalyst-free persulfate activation by UV/visible radiation for secondary urban wastewater disinfection. **Journal of Environmental Management**, v. 348,

2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119486>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CASTRO, C. J.; SHYU, H. Y.; XABA, L.; BAIR, R.; YEH, D. H. Performance and onsite regeneration of natural zeolite for ammonium removal in a field-scale non-sewered sanitation system. **Science of the Total Environment**, v. 776, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145938>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CAVALCANTE, R. P.; MALVESTITI, J. A.; DIOGO JÚNIOR, J. P.; DANTAS, R. F. Modeling carbonate/bicarbonate and nitrate disturbance during secondary effluent disinfection by UV/H₂O₂ and UV/ozone. **Water Science and Technology**, v. 86, n. 11, p. 2943–2962, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2022.376>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CAVALLINI, G. S.; CAMPOS, S. X.; SOUZA, J. B.; VIDAL, C. M. S. Influência das características físico-químicas do esgoto sanitário na desinfecção com ácido peracético. **Eclética Química**, v. 37, p. 38–44, 2012. Disponível em: DOI:10.26850/1678-4618eqj.v37.1.2012.p38-44. Acesso em: 11 Maio 2026.

CAVALLINI, G. S.; DE CAMPOS, S. X.; DE SOUZA, J. B.; DE SOUSA VIDAL, C. M. Evaluation of the physical-chemical characteristics of wastewater after disinfection with peracetic acid. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 224, n. 10, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1752-5>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CAVALLINI, G. S.; DE SOUSA VIDAL, C. M.; DE SOUZA, J. B.; DE CAMPOS, S. X. Post-treatment of anaerobic reactor effluent using coagulation/oxidation followed by double filtration. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 7, p. 6244–6252, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5836-1>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CERRETA, G.; ROCCAMANTE, M. A.; PLAZA-BOLAÑOS, P.; OLLER, I.; AGUERA, A.; MALATO, S.; RIZZO, L. Advanced treatment of urban wastewater by UV-C/free chlorine process: Micro-pollutants removal and effect of UV-C radiation on trihalomethanes formation. **Water Research**, v. 169, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115220>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CHEN, C.; ZHAO, X.; CHEN, H.; LI, Z.; MA, B.; WANG, Y.; XIAN, Q. Generation of DBPs from dissolved organic matter by solar photolysis of chlorine: Associated changes of cytotoxicity and reactive species. **Water Research**, v. 274, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.123074>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CHEN, J.; SONG, T.; LONG, S.; ZHU, K. J.; PAVLOSTATHIS, S. G. Effect of peracetic acid solution on a nitrifying culture: Kinetics, inhibition, cellular and transcriptional responses. **Water Research**, v. 219, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118543>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CHERN, E. C.; BRENNER, K.; WYMER, L.; HAUGLAND, R. A. Influence of wastewater disinfection on densities of culturable fecal indicator bacteria and genetic markers. **Journal of Water and Health**, v. 12, n. 3, p. 410–417, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wh.2013.179>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CHERNICHARO, C. A. de L.; RIBEIRO, T. B.; GARCIA, G. B.; LERMONTOV, A.; PLATZER, C. J.; POSSETTI, G. R. C.; ROSSETO, M. A. L. L. R. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, v. 66, n. 213, p. 5–19, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/dae.2018.028>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CHINA. **People's Republic of China: Dynagreen Waste-to-Energy Project**. Anshun: Guizhou Academy of Environmental Science and Dynagreen Environmental Protection Group Co., Ltd., 2014. Disponível em: https://ewdata.rightsindevelopment.org/files/documents/14/ADB-46930-014.pdf?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: 11 Maio 2026.

CHU, W.; CHU, T.; BOND, T.; DU, E.; GUO, Y.; GAO, N. Impact of persulfate and ultraviolet light activated persulfate pre-oxidation on the formation of trihalomethanes, haloacetonitriles and halonitromethanes from the chlor(am)ination of three antibiotic chloramphenicols. **Water Research**, v. 93, p. 48–55, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.013>. Acesso em: 11 Maio 2026.

COCHRAN, K. H. *et al.* Chlorination of Emerging Contaminants for Application in Potable Wastewater Reuse: Disinfection Byproduct Formation, Estrogen Activity, and Cytotoxicity. **Environmental Science and Technology**, v. 58, n. 1, p. 704–716, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c05978>. Acesso em: 11 Maio 2026.

COSTA, Â. de G. L.; SILVA, C. P.; MATOS, D. G. S.; PEDROSO, C. R.; VIDAL, C. M. S.; SOUZA, J. B.; CAMPOS, S. X. Post-treatment of anaerobic reactor effluent by double filtration with gravel and clinoptilolite and ozone disinfection. **Orbital**, v. 13, n. 4, p. 328–334, 2021 a. Disponível em: <https://doi.org/10.17807/ORBITAL.V13I4.1617>. Acesso em: 11 Maio 2026.

COSTA, A. G. L.; SILVA, C. P.; MATOS, D. G. S.; PEDROSO, C. R.; VIDAL, C. M. S.; SOUZA, J. B.; CAMPOS, S. X. Post-treatment of anaerobic reactor effluent by double filtration with gravel and clinoptilolite and ozone disinfection. **Orbital**, v. 13, n. 4, p. 328–334, 2021 b. Disponível em: <https://doi.org/10.17807/ORBITAL.V13I4.1617>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CRUZ, D. B.; ARANTES, E. J.; CARVALHO, K. Q. de; PASSIG, F. H.; KREUTZ, C.; GONÇALVES, M. S. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente com diferentes configurações do sistema de distribuição do afluente utilizando fluidodinâmica computacional. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 721–730, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016127299>. Acesso em: 11 Maio 2026.

CUREAU, R. J.; GHISI, E. Reduction of potable water consumption and sewage generation on a city scale: A case study in Brazil. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11112351>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DA SILVA, F. J. A.; LIMA, M. G. S.; MENDONÇA, L. A. R.; GOMES, M. J. T. L. Septic tank combined with anaerobic filter and conventional UASB - results from full scale plants. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 30, n. 01, p. 133–140, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0104-66322013000100015>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DANTAS, R. F.; CRISTALE, J.; GÓMEZ-CANELA, C.; RODRÍGUEZ, N.; SEABRA, I.; MALVESTITI, J.; LACORTE, S. Total Coliforms and Escherichia coli Inactivation as Surrogates of Ozone Pharmaceutical Removal in Secondary Effluents: The Microlog Concept. **ACS ES and T Water**, v. 4, n. 1, p. 314–324, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00724>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DAVIS, K. F.; RULLI, M. C.; SEVESO, A.; D'ODORICO, P. Increased food production and reduced water use through optimized crop distribution. **Nature Geoscience**, v. 10, n. 12, p. 919–924, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0004-5>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DE CAMPOS, S. X.; SOTO, M. The Use of Constructed Wetlands to Treat Effluents for Water Reuse. **Environments**, v. 11, n. 2, p. 35, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/environments11020035>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DHRUBO, A. A. K.; JANNAT, M.; HOSSAIN, M. S. Enhancing the performance of coagulants for wastewater treatment by varying and optimizing the experimental parameters. **Journal of Water Process Engineering**, v. 55, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104144>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, Â. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 107–107, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000200001>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DIAS, J.; DA COSTA BATISTA, F. R.; DE CARVALHO, A. A.; DO NASCIMENTO, M. das G. R.; ALBUQUERQUE, M. V. da C. Wastewater treatment in semi-arid industries: A focus on technologies and potential for reuse. **Desalination and Water Treatment**, v. 318, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100373>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DIAS, R.; SOUSA, D.; LOURINHO, R.; MAURÍCIO, R. Peracetic acid as a disinfectant for wastewater reuse — Regulation (EU) 2020/741 application on a pilot-scale. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 6, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11313-7>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DÍAZ-CABRIALES, A. **La Educación en México en la Nueva Normalidad**. 1. ed. Durango: Asociación Normalista de Docentes Investigadores, 2022. v. 1. *E-book*. Disponível em: <https://elements.envato.com/university-education-during-covid-19-quarantine-ar-6CUP9S6>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DING, C.; ZHU, Q.; YANG, B.; PETROPOULOS, E.; XUE, L.; FENG, Y.; HE, S.; YANG, L. Efficient photocatalysis of tetracycline hydrochloride (TC-HCl) from pharmaceutical wastewater using AgCl/ZnO/g-C₃N₄ composite under visible light: Process and mechanisms. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 126, p. 249–262, 2023 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.02.032>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DING, N.; LI, Z.; JIANG, L.; LIU, H.; ZHANG, Y.; SUN, Y. Kinetics and mechanisms of bacteria disinfection by performic acid in wastewater: In comparison with peracetic acid and sodium hypochlorite. **Science of the Total Environment**, v. 878, 2023 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162606>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DONG, G.; CHEN, B.; LIU, B.; CAO, Y.; DE JOURDAN, B.; STOYANOV, S. R.; LING, J.; YE, X.; LEE, K.; ZHANG, B. Comparison of O₃, UV/O₃, and UV/O₃/PS processes for marine oily wastewater treatment: Degradation performance, toxicity evaluation, and flocs analysis. **Water Research**, v. 226, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119234>. Acesso em: 11 Maio 2026.

DOREVITCH, S.; ANDERSON, K.; SHRESTHA, A.; WRIGHT, D.; ODHIAMBO, A.; OREMO, J.; HEIMLER, I. Solar powered microplasma-generated ozone: Assessment of a novel point-of-use drinking water treatment method. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 6, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph17061858>. Acesso em: 11 Maio 2026.

EL SHAHAWY, A.; MOHAMED, A.; EL SHAFIE, M.; EL-SHATOORY, S.; EL-RAHEM, K. A. A.; WAGDY, R. Eco-friendly sustainable biofilters media for UASB effluent post-treatment in agrofood industry wastewater using design of experiments and LCA.

International Journal of Environmental Science and Technology, v. 22, n. 15, p. 15479–15508, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-025-06582-3>. Acesso em: 11 Maio 2026.

EL-MONEM, H. A.; MAHANNA, H.; EL-HALWANY, M.; SAMY, M. Photo-thermal activation of persulfate for the efficient degradation of synthetic and real industrial wastewaters: System optimization and cost estimation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 16, p. 24153–24162, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32728-w>. Acesso em: 11 Maio 2026.

ERSAN, M. S.; DICKENSON, E. R. V. Pretreatment strategies for ion exchange to control brominated disinfection byproducts in potable reuse. **Chemosphere**, v. 296, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134068>. Acesso em: 11 Maio 2026.

EU. Guidelines to support the application of Regulation (EU) 2020/741 on minimum requirements for water reuse (2022/C 298/01). **Official Journal of the European Union**, 2022. Disponível em: <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/3644e20b->. Acesso em: 11 Maio 2026.

FALLAH, N.; BELL, K.; MAO, T.; HOFMANN, R.; BOSSONI, G. E. B.; SANTORO, D.; MELE, G. Chemical disinfection of secondary municipal wastewater effluents: Optimizing CT dose and tailing effects through high-intensity mixing. **Water Environment Research**, v. 97, n. 4, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/wer.70066>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FANG, Y.; SAKAI, H. Use of an ultraviolet light-activated persulfate process to degrade humic substances: effects of wavelength and persulfate dose. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 7, p. 9923–9931, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15392-2>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FARINELLI, G.; COHA, M.; VIONE, D.; MINELLA, M.; TIRAFERRI, A. Formation of Halogenated Byproducts upon Water Treatment with Peracetic Acid. **Environmental Science and Technology**, v. 56, n. 8, p. 5123–5131, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06118>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FERREIRA, L. C.; CASTRO-ALFÉREZ, M.; NAHIM-GRANADOS, S.; POLO-LÓPEZ, M. I.; LUCAS, M. S.; LI PUMA, G.; FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P. Inactivation of water pathogens with solar photo-activated persulfate oxidation. **Chemical Engineering Journal**, v. 381, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122275>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FIorentino, A.; LOFRANO, G.; CUCCINIELLO, R.; CAROTENUTO, M.; MOTTA, O.; PROTO, A.; RIZZO, L. Disinfection of roof harvested rainwater inoculated with *E. coli* and *Enterococcus* and post-treatment bacterial regrowth: Conventional vs solar driven advanced oxidation processes. **Science of the Total Environment**, v. 801, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149763>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FIOREZE, M.; SANTOS, E. P. dos; SCHMACHTENBERG, N. Processos Oxidativos Avançados: Fundamentos e Aplicação Ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 79–91, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2236117010662>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FLORIDES, F.; GIANNAKOUDI, M.; IOANNOU, G.; LAZARIDOU, D.; LAMPRINIDOU, E.; LOUKOUTOS, N.; SPYRIDOU, M.; TOSOUNIDIS, E.; XANTHOPOULOU, M.; KATSOYIANNIS, I. A. Water Reuse: A Comprehensive Review. *Environments*, v. 11, n. 4,

p. 81, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/environments11040081>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FOSCHI, J.; BIANCHI, G. F.; TUROLLA, A.; ANTONELLI, M. Disinfection efficiency prediction under dynamic conditions: Application to peracetic acid disinfection of wastewater. **Water Research**, v. 222, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118879>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FOUAD, M.; EL-FAKHARANY, E. M.; MOSSAD, M.; SAMY, M.; GAR ALALM, M. Persulphate activation by ferrous sulphate for tertiary treatment of real domestic wastewater to meet the standards of irrigating food crops. **Journal of Water Process Engineering**, v. 75, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107961>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FREITAS, B. de O.; LEITE, L. de S.; DANIEL, L. A. Chlorine and peracetic acid in decentralized wastewater treatment: Disinfection, oxidation and odor control. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 146, p. 620–628, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.11.047>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FUJIOKA, T.; KODAMATANI, H.; YOSHIKAWA, T.; INOUE, D.; IKEHATA, K. Assessment of 265-nm UV-LED for direct photolysis and advanced oxidation of N-nitrosamines and 1,4-dioxane. **Environmental Technology and Innovation**, v. 20, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101147>. Acesso em: 11 Maio 2026.

FURST, K. E.; COYTE, R. M.; WOOD, M.; VENGOSH, A.; MITCH, W. A. Disinfection Byproducts in Rajasthan, India: Are Trihalomethanes a Sufficient Indicator of Disinfection Byproduct Exposure in Low-Income Countries? **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 20, p. 12007–12017, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03484>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GALDEANO, M. C.; WILHELM, A. E.; GOULART, I.; TONON, R. V.; FREITAS-SILVA, O.; GERMANI, R.; CHAVEZ, D. H.; GUEDES, A. M. M. **Efeito da temperatura e do pH da água na concentração e no tempo de saturação do ozônio**. Gramado, RS, 2017. Trabalho apresentado no 57º Congresso Brasileiro de Química, 2017, Gramado, RS. Disponível em: <https://www.abq.org.br/>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GAN, K.; MOU, X.; XU, Y.; WANG, H. Application of ozonated piggery wastewater for cultivation of oil-rich *Chlorella pyrenoidosa*. **Bioresource Technology**, v. 171, n. 1, p. 285–290, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.105>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GANJOO, R.; SHARMA, S.; KUMAR, A.; DAOUDA, M. M. A. Activated Carbon: Fundamentals, Classification, and Properties. In: **Activated Carbon**. 1. ed. ebook: The Royal Society of Chemistry, 2023. p. 1–24. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/BK9781839169861-00001>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GAO, T.; XIAO, K.; ZHANG, J.; XUE, W.; WEI, C.; ZHANG, X.; LIANG, S.; WANG, X.; HUANG, X. Techno-economic characteristics of wastewater treatment plants retrofitted from the conventional activated sludge process to the membrane bioreactor process. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 16, n. 4, p. 49, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1483-6>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GASSIE, L. W.; ENGLEHARDT, J. D.; BRINKMAN, N. E.; GARLAND, J.; PERERA, M. K. Ozone-UV net-zero water wash station for remote emergency response healthcare units: Design, operation, and results. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v.

5, n. 11, p. 1971–1984, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c9ew00126c>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GHOLIKANDI, G. B.; AMIRI, M.; MASIHI, H. Investigating Peroxymonosulfate-UV Advanced Oxidation Process Efficiency for Treated Municipal Wastewater Disinfection and Effluent Quality Recovery. **Journal of Environmental Studies**, v. 47, n. 4, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.22059/JES.2021.328245.1008212>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GLOVER, C. M.; VERDUGO, E. M.; TRENHOLM, R. A.; DICKENSON, E. R. V. N-nitrosomorpholine in potable reuse. **Water Research**, v. 148, p. 306–313, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.010>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GOMES, J.; MATOS, A.; GMUREK, M.; QUINTA-FERREIRA, R. M.; MARTINS, R. C. **Ozone and photocatalytic processes for pathogens removal from water: A review.** [S. l.]: MDPI, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/catal9010046>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GRAÇA, C. A. L.; RIBEIRINHO-SOARES, S.; ABREU-SILVA, J.; RAMOS, I. I.; RIBEIRO, A. R.; CASTRO-SILVA, S. M.; SEGUNDO, M. A.; MANAIA, C. M.; NUNES, O. C.; SILVA, A. M. T. A pilot study combining ultrafiltration with ozonation for the treatment of secondary urban wastewater: Organic micropollutants, microbial load and biological effects. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 12, p. 1–16, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12123458>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GRIFASI, N.; ZIANTONI, B.; FINO, D.; PIUMETTI, M. Fundamental properties and sustainable applications of the natural zeolite clinoptilolite. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 32, n. 48, p. 27805–27840, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33656-5>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GUADAGNINI, R. A.; DOS SANTOS, L. U.; FRANCO, R. M. B.; GUIMARÃES, J. R. Inactivation of bacteria and helminth in wastewater treatment plant effluent using oxidation processes. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 8, p. 1825–1829, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.431>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GUL, A.; MA'AMOR, A.; KHALIGH, N. G.; MUHD JULKAPLI, N. Recent advancements in the applications of activated carbon for the heavy metals and dyes removal. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 186, p. 276–299, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2022.07.051>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GÜNAL, A.; ERDOĞAN, B. Ammonia removal by natural and modified clinoptilolite. **Journal of the Serbian Chemical Society**, v. 87, n. 12, p. 1395–1407, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.2298/JSC211110051G>. Acesso em: 11 Maio 2026.

GUTIÉRREZ-ARZALUZ, M.; ROJAS-ZAMORA, U.; SALAZAR-PELÁEZ, M. L. Ammonium and organic matter removal in a hybrid UASB reactor packed with natural and sodium-modified zeolites. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 22, n. 16, p. 16705–16716, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-025-06742-5>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HALICKI, W.; HALICKI, M. From Domestic Sewage to Potable Water Quality: New Approach in Organic Matter Removal Using Natural Treatment Systems for Wastewater. **Water (Switzerland)**, v. 14, n. 12, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14121909>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HASHEM, M. S.; QI, X. Bin. Treated wastewater irrigation-a review. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 11, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13111527>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HASSABALLAH, A. H.; BHATT, T.; NYITRAI, J.; DAI, N.; SASSOUBRE, L. Inactivation of: *E. coli*, *Enterococcus* spp., somatic coliphage, and *Cryptosporidium parvum* in wastewater by peracetic acid (PAA), sodium hypochlorite, and combined PAA-ultraviolet disinfection. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 6, n. 1, p. 197–209, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c9ew00837c>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HE, J.; ZHANG, Z.; CUI, F.; TAN, X.; ZHENG, X.; CHENG, R. Global techno-economic analysis of MBR for hospital wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 956, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177172>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HOGARD, S.; PEARCE, R.; GONZALEZ, R.; YETKA, K.; BOTT, C. Optimizing Ozone Disinfection in Water Reuse: Controlling Bromate Formation and Enhancing Trace Organic Contaminant Oxidation. **Environmental Science and Technology**, v. 57, n. 47, p. 18499–18508, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00802>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HOGARD, S.; PEARCE, R.; YETKA, K.; GONZALEZ, R.; BOTT, C. Virus inactivation in low ozone exposure water reuse applications. **Water Research**, v. 256, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121536>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HOKAJÄRVI, A.-M.; PITKÄNEN, T.; MERILÄINEN, P.; KAUPPINEN, A.; MATIKKA, V.; KOVANEN, S.; VEPSÄLÄINEN, A.; MIETTINEN, I. T. Determination of Removal Efficiencies for *Escherichia coli*, Clostridial Spores, and F-Specific Coliphages in Unit Processes of Surface Waterworks for QMRA Applications. **Water**, v. 10, n. 11, p. 1525, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w10111525>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HUA, Z.; LI, D.; WU, Z.; WANG, D.; CUI, Y.; HUANG, X.; FANG, J.; AN, T. DBP formation and toxicity alteration during UV/chlorine treatment of wastewater and the effects of ammonia and bromide. **Water Research**, v. 188, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116549>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HUANG, C. H.; ZHANG, T.; LUO, Y.; ZHOU, B.; TENG, Z. Sequential Application of Peracetic Acid and UV Irradiation (PAA- UV/PAA) for Improved Bacterial Inactivation in Fresh-Cut Produce Wash Water. **ACS ES and T Water**, v. 2, n. 7, p. 1247–1253, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00087>. Acesso em: 11 Maio 2026.

HUSSAIN, A.; RAY, M. K. DEAD box RNA helicases protect Antarctic *Pseudomonas syringae* Lz4W against oxidative stress. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 106, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2022.105382>. Acesso em: 11 Maio 2026.

IAKOVIDES, I. C.; MANOLI, K.; KARAOLIA, P.; MICHAEL-KORDATOU, I.; MANAIA, C. M.; FATTA-KASSINOS, D. Reduction of antibiotic resistance determinants in urban wastewater by ozone: Emphasis on the impact of wastewater matrix towards the inactivation kinetics, toxicity and bacterial regrowth. **Journal of Hazardous Materials**, v. 420, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126527>. Acesso em: 11 Maio 2026.

IAKOVIDES, I. C.; MICHAEL-KORDATOU, I.; MOREIRA, N. F. F.; RIBEIRO, A. R.; FERNANDES, T.; PEREIRA, M. F. R.; NUNES, O. C.; MANAIA, C. M.; SILVA, A. M. T.; FATTA-KASSINOS, D. Continuous ozonation of urban wastewater: Removal of antibiotics,

antibiotic-resistant *Escherichia coli* and antibiotic resistance genes and phytotoxicity. **Water Research**, v. 159, p. 333–347, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.025>. Acesso em: 11 Maio 2026.

IBÁÑEZ-CERVANTES, G.; CRUZ-BAUTISTA, J. D.; VARGAS-DE-LEÓN, C.; ROJAS-BERNABÉ, A.; RAMÍREZ-CORTINA, C. R.; NOGUEDA-TORRES, B. Ozone and peroxone disinfection of *Toxocara canis* eggs in water. **Tropical Biomedicine**, v. 41, n. 1, p. 45–51, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.47665/tb.41.1.006>. Acesso em: 11 Maio 2026.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **ODS 6: água potável e saneamento**. Brasília: Ipea, 2026. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/>. Acesso em: 11 maio 2026.

ISAEVA, V. I.; VEDENYAPINA, M. D.; KURMYSHEVA, A. Yu.; WEICHHGREBE, D.; NAIR, R. R.; NGUYEN, N. P. T.; KUSTOV, L. M. Modern Carbon-Based Materials for Adsorptive Removal of Organic and Inorganic Pollutants from Water and Wastewater. **Molecules**, v. 26, n. 21, p. 6628, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/molecules26216628>. Acesso em: 11 Maio 2026.

ISMAIL, U. M.; KHAN, M. F.; ELNAKAR, H. High-Rate Anaerobic Bioreactors for Antibiotic-Contaminated Wastewater: An In-Depth Review of Reactor Performance, Efficiency, and Future Prospects. **ACS ES&T Water**, v. 5, n. 5, p. 2009–2027, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.5c00003>. Acesso em: 11 Maio 2026.

JÄGER, T.; HEMBACH, N.; ELPERS, C.; WIELAND, A.; ALEXANDER, J.; HILLER, C.; KRAUTER, G.; SCHWARTZ, T. Reduction of Antibiotic Resistant Bacteria During Conventional and Advanced Wastewater Treatment, and the Disseminated Loads Released to the Environment. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02599>. Acesso em: 11 Maio 2026.

JAMALINEZHAD, M.; HASSANI, A. H.; BORGHEI, M.; AMIN, M. M. Performance evaluation of ultraviolet radiation and ozone disinfection for municipal secondary effluent reuse (Case study in isfahan north wastewater treatment plant). **Desalination and Water Treatment**, v. 223, p. 105–113, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27061>. Acesso em: 11 Maio 2026.

JL, G.; SUN, S.; JIA, R.; LIU, J.; YAO, Z.; WANG, M.; ZHAO, Q.; HOU, L. Study on the removal of humic acid by ultraviolet/persulfate advanced oxidation technology. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 21, p. 26079–26090, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08894-y>. Acesso em: 11 Maio 2026.

JIMÉNEZ-CISNEROS, B.; MAYA-RENDÓN, C.; SALGADO-VELÁZQUEZ, G. The elimination of helminth ova, faecal coliforms, *Salmonella* and protozoan cysts by various physicochemical processes in wastewater and sludge. **Water Science and Technology V**, v. 43, n. 12, p. 179–182, 2001. Disponível em: <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/43/12/179/429089/179.pdf>. Acesso em: 11 Maio 2026.

JONES, E. R.; VAN VLIET, M. T. H.; QADIR, M.; BIERKENS, M. F. P. Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. **Earth System Science Data**, v. 13, n. 2, p. 237–254, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>. Acesso em: 11 Maio 2026.

JUNIOR, A. O.; PAWLOWSKY, U. Avaliação de tecnologias avançadas para o reúso de água em indústria metal-mecânica. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 305–316,

2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000300010>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KAKIKI, A.; NISHIMURA, O.; YAMAZAKI, H. Inhibitory Effects of UV-LED Irradiation and Period in Darkness on Photoreactivation of Coliforms in Johkasou Treated Water. **Journal of Water and Environment Technology**, v. 20, n. 5, p. 145–153, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.2965/jwet.22-045>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KALAVATHY, S.; GIRIDHAR, M. V. S. S.; VISWANADH, G. K. **A Jar Test Study on the Use of Alum and Ferric Chloride for Turbidity Removal**. In: 4TH NATIONAL CONFERENCE ON WATER, ENVIRONMENT & SOCIETY (NCWES-2017), 4., 2017. BS Publications, 2017. p. 339. ISBN: 978-93-5230-182-9. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/317091840_A_Jar_Test_Study_on_the_use_of_Alum_and_Ferric_Chloride_for_Turbidity_Removal. Acesso em: 11 Maio 2026.

KARASUTA, C.; WANG, X.; ZHENG, X.; CHEN, Y.; CHEN, Z. Effect of hydraulic retention time on effluent pH in anammox bioreactors: Characteristics of effluent pH and pH as an indicator of reactor performance. **Journal of Environmental Management**, v. 280, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111716>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KESAR, S.; BHATTI, M. S. Chlorination of secondary treated wastewater with sodium hypochlorite (NaOCl): An effective single alternate to other disinfectants. **Heliyon**, v. 8, n. 11, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11162>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KESARI, K. K.; SONI, R.; JAMAL, Q. M. S.; TRIPATHI, P.; LAL, J. A.; JHA, N. K.; SIDDIQUI, M. H.; KUMAR, P.; TRIPATHI, V.; RUOKOLAINEN, J. Wastewater Treatment and Reuse: a Review of its Applications and Health Implications. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 5, p. 208, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05154-8>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KIM, D. W.; YU, S. II; IM, K.; SHIN, J.; SHIN, S. G. Responses of Coagulant Type, Dosage and Process Conditions to Phosphate Removal Efficiency from Anaerobic Sludge. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 3, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph19031693>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KIM, J.; ZHANG, T.; LIU, W.; DU, P.; DOBSON, J. T.; HUANG, C. H. Advanced Oxidation Process with Peracetic Acid and Fe(II) for Contaminant Degradation. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 22, p. 13312–13322, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02991>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KONG, Z.; HAO, T.; CHEN, H.; XUE, Y.; LI, D.; PAN, Y.; LI, Y.; LI, Y. Y.; HUANG, Y. Anaerobic membrane bioreactor for carbon-neutral treatment of industrial wastewater containing N, N-dimethylformamide: Evaluation of electricity, bio-energy production and carbon emission. **Environmental Research**, v. 216, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114615>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KRISHNAN, A.; KOGAN, C.; PETERS, R. T.; THOMAS, E. L.; CRITZER, F. Microbial and physicochemical assessment of irrigation water treatment methods. **Journal of Applied Microbiology**, v. 131, n. 3, p. 1555–1562, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jam.15043>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KRÓL, M.; BARCZYK, K.; MOZGAWA, W. FT-IR studies of zeolites from different structural groups. **Chemik**, v. 65, n. 7, 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/281213262>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KRUPIŃSKA, I. The impact of the oxidising agent type and coagulant type on the effectiveness of coagulation in the removal of pollutants from underground water with an increased content of organic substances. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 24, n. 1, p. 70–78, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3846/16486897.2015.1113179>. Acesso em: 11 Maio 2026.

KUMARI, S.; CHOWDHRY, J.; KUMAR, M.; CHANDRA GARG, M. Zeolites in wastewater treatment: A comprehensive review on scientometric analysis, adsorption mechanisms, and future prospects. **Environmental Research**, v. 260, p. 119782, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119782>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LAMBA, M.; AHAMMAD, S. Z. Performance comparison of secondary and tertiary treatment systems for treating antibiotic resistance. **Water Research**, v. 127, p. 172–182, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.025>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PIKAAR, I.; GUEST, J.; GANIGUÉ, R.; JENSEN, P.; RABAEY, K.; SEVIOUR, T.; TRIMMER, J.; VAN DER KOLK, O.; VANECKHAUTE, C.; VERSTRAETE, W. **Resource Recovery from Water: Principles and Application**. London: IWA Publishing, 2022. 445 p. Disponível em: <https://iwaponline.com/ebooks/book/842/Resource-Recovery-from-WaterPrinciples-and>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LEAL-GUTIÉRREZ, M. J.; CUÉLLAR-BRISEÑO, R.; CASTILLO-GARDUÑO, A. M.; BERNAL-GONZÁLEZ, M.; CHÁVEZ-CASTELLANOS, Á. E.; SOLÍS-FUENTES, J. A.; DURÁN-DOMÍNGUEZ-DE-BAZÚA, M. del C.; BAZÚA-RUEDA, E. R. Precipitation of Heavy Metal Ions (Cu, Fe, Zn, and Pb) from Mining Flotation Effluents Using a Laboratory-Scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 232, n. 5, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05042-1>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LEE, J.; VON GUNTEN, U.; KIM, J.-H. Persulfate-Based Advanced Oxidation: Critical Assessment of Opportunities and Roadblocks. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 6, p. 3064–3081, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07082>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LEE, M.-Y.; WANG, W.-L.; DU, Y.; JEON, T.-W.; SHIN, S.-K.; WU, Q.-Y.; DAO, G.-H.; HU, H.-Y. Applications of UV/H₂O₂, UV/persulfate, and UV/persulfate/Cu²⁺ for the elimination of reverse osmosis concentrate generated from municipal wastewater reclamation treatment plant: Toxicity, transformation products, and disinfection byproducts. **Science of The Total Environment**, v. 762, p. 144161, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144161>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LI, S.; JIANG, F.; LEI, T.; REN, Z.; WANG, S.; YANG, X. Phosphorus removal by in situ sprayed ferric chloride in Dianchi Lake: Efficiency, stability, and mechanism. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 131, p. 320–328, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.09.021>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LIANG, J.; XIE, T.; LIU, Y.; WU, Q.; BAI, Y.; LIU, B. Granular activated carbon (GAC) fixed bed adsorption combined with ultrafiltration for shale gas wastewater internal reuse. **Environmental Research**, v. 212, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113486>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LIAO, X.; LIU, X.; HE, Y.; TANG, X.; XIA, R.; HUANG, Y.; LI, W.; ZOU, J.; ZHOU, Z.; ZHUANG, M. Alternate disinfection approaches or raise disinfectant dosages for sewage treatment plants to address the COVID-19 pandemic? From disinfection efficiency, DBP formation, and toxicity perspectives. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, v. 18, n. 9, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11783-024-1875-5>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. Campinas: Átomo, 2016.

LIMA, J. P. P.; AGUIAR, A. Evaluating the Performance of Sewage Treatment Plants Containing Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket Reactors Followed or Not by Post-Treatments. **Environments**, v. 12, n. 5, p. 146, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/environments12050146>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LIU, C.; LIANG, Z.; ADELEYE, A.; CUI, F.; ZHAO, Z. Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) from tetracycline antibiotics during the disinfection of ammonium-containing water: The role of antibiotics dissociation and active chlorine species. **Science of the Total Environment**, v. 798, 2021 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149071>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LIU, H.; ZHANG, X.; JI, B.; QIANG, Z.; KARANFIL, T.; LIU, C. UV aging of microplastic polymers promotes their chemical transformation and byproduct formation upon chlorination. **Science of The Total Environment**, v. 858, p. 159842, 2023 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159842>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LIU, L.; ZHOU, X.; DUEÑAS-OSORIO, L.; STADLER, L.; LI, Q. Hybrid wastewater treatment and reuse enhances urban water system resilience to disruptive incidents Content About Publish Subscribe Sign up for alerts RSS feed. **Nature Water**, v. 1, p. 1048–1058, 2023 b. Disponível em: <https://www.eisa.gov/critical->. Acesso em: 11 Maio 2026.

LIU, X.; PARK, M.; BEITEL, S. C.; HOPPE-JONES, C.; MENG, X. Z.; SNYDER, S. A. Formation of nitrogenous disinfection byproducts in MP UV-based water treatments of natural organic matters: The role of nitrate. **Water Research**, v. 204, 2021 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117583>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LIU, Z.; ZHOU, A.; DUAN, Y.; WANG, S.; GAO, Y.; CHEN, X.; CUI, Z.; GUO, Z.; YUE, X. Unraveling the behavior of nitrite on promoting short-chain fatty acids accumulation from waste activated sludge by peracetic acid pretreatment: Extracellular polymeric substance decomposition and underlying mechanism. **Science of the Total Environment**, v. 841, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156793>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LÓPEZ ZAVALA, M. Á.; VEGA, R. C.; MIRANDA, R. A. L. Potential of rainwater harvesting and greywater reuse for water consumption reduction and wastewater minimization. **Water (Switzerland)**, v. 8, n. 6, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/W8060264>. Acesso em: 11 Maio 2026.

LUO, Y.; FENG, L.; LIU, Y.; ZHANG, L. Disinfection by-products formation and acute toxicity variation of hospital wastewater under different disinfection processes. **Separation and Purification Technology**, v. 238, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116405>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MAFFETTONE, R.; MANOLI, K.; SANTORO, D.; PASSALACQUA, K. D.; WOBUS, C. E.; SARATHY, S. Performic Acid Disinfection of Municipal Secondary Effluent Wastewater:

Inactivation of Murine Norovirus, Fecal Coliforms, and Enterococci. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 19, p. 12761–12770, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05144>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MAIER, J.; PALAZZO, J.; GEYER, R.; STEIGERWALD, D. G. How much potable water is saved by wastewater recycling? Quasi-experimental evidence from California. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 176, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105948>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MAILLER, R.; MÈCHE, P.; ROCHER, V. What removals of pathogen indicators can be expected within large-scale wastewater treatment facilities in the context of wastewater reuse in Paris conurbation? **Water Science and Technology**, v. 83, n. 4, p. 781–791, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2021.004>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MAINARDIS, M.; BUTTAZZONI, M.; GOI, D. Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances. **Bioengineering**, v. 7, n. 2, p. 43, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MANSOUR, M. S.; FARID, Y.; NOSIER, S. A.; ADLI, O.; ABDEL-AZIZ, M. H. Removal of Eosin Yellow dye from industrial wastewater using UV/H₂O₂ and photoelectro-Fenton techniques. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 436, p. 114411, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2022.114411>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MARÍN-PENÑA, O.; ALVARADO-LASSMAN, A.; VALLEJO-CANTÚ, N. A.; JUÁREZ-BAROJAS, I.; RODRÍGUEZ-JARQUÍN, J. P.; MARTÍNEZ-SIBAJA, A. Electrical conductivity for monitoring the expansion of the support material in an anaerobic biofilm reactor. **Processes**, v. 8, n. 1, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/pr8010077>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MATOS, D. G. dos S.; SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. Chemical Coagulation and Multi-Stage Rapid Filtration as a Cost-Effective Post-Treatment for Domestic Effluents from Anaerobic Reactors. **International Journal of Environmental Research**, v. 19, n. 6, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s41742-025-00958-6>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MATOS, D. G. S.; MONTEIRO, F. C.; BOCHNIE, P. E.; DE CAMPOS, S. X. Treatment of Synthetic Effluent Containing Azo Dyes by Coagulation and Rapid Filtration. **Orbital**, v. 17, n. 4, p. 346–354, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.17807/orbital.v17i4.22950>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MAZUKI, N. I. M.; TEOW, Y. H.; HO, K. C.; MOHAMMAD, A. W. Techno-economic analysis of single disinfection units and integrated disinfection systems for sewage effluent reclamation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101398>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MEDEIROS, R. C.; SILVA, K. J. S.; HOFFMANN, M. T.; FREITAS, B. L. S.; CAMARGO, M. de; FORTES, P. R.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DANIEL, L. A. Synergistic effects of chlorine and ozone on ultraviolet disinfection of different microorganisms in secondary wastewater effluent. **Photochemical and Photobiological Sciences**, v. 24, n. 9, p. 1643–1657, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s43630-025-00787-8>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MIANOWSKI, A.; OWCZAREK, M.; MARECKA, A. Surface area of activated carbon determined by the iodine adsorption number. **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization**

and Environmental Effects, v. 29, n. 9, p. 839–850, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00908310500430901>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MINH TRAN, H. D.; BOIVIN, S.; KODAMATANI, H.; IKEHATA, K.; FUJIOKA, T. Potential of UV-B and UV-C irradiation in disinfecting microorganisms and removing N-nitrosodimethylamine and 1,4-dioxane for potable water reuse: A review. **Chemosphere**, v. 286, p. 131682, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131682>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MIRAMONTES-GUTIERREZ, E. M.; OCHOA-RIVERO, J. M.; RUBIO-ARIAS, H. O.; BALLINAS-CASARRUBIAS, L.; ROCHA-GUTIÉRREZ, B. A. Impact of cations (Na⁺, K⁺, Mg²⁺) and anions (F⁻, Cl⁻, SO₄²⁻) leaching from filters packed with natural zeolite and ferric nanoparticles for wastewater treatment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 16, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph18168525>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MONDAL, S.; MACKEY, E.; HOFMANN, R. Peracetic acid to reduce disinfection by-product formation in drinking water. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 10, n. 6, p. 1499–1505, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/d3ew00581j>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MORAES, T. V.; FRANÇA, J. B. A.; FAVARETO, R.; DEUZ, T. R.; SOARES, F. A. L. A eficiência do uso do filtro de carvão ativado para a remoção de parâmetros físico-químicos. In: 7. JORNADA ACADÊMICA, 2013, Santa Helena de Goiás. **Anais [...]** Santa Helena de Goiás: Unidade Universitária de Santa Helena de Goiás, 2013. Disponível em: www.anais.ueg.br. Acesso em: 11 Maio 2026.

MOREIRA DA SILVA, M.; RESENDE, F. C.; FREITAS, B.; ANÍBAL, J.; MARTINS, A.; DUARTE, A. Urban Wastewater Reuse for Citrus Irrigation in Algarve, Portugal—Environmental Benefits and Carbon Fluxes. **Sustainability**, v. 14, n. 17, p. 10715, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su141710715>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MOREIRA, F. D.; DIAS, E. H. O. Constructed wetlands applied in rural sanitation: A review. **Environmental Research**, v. 190, p. 110016, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110016>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MORSY, E. A.; AL-HERRAWY, A. Z. Parasitological Assessment of Wastewater Reuse According to Egyptian Guidelines. **Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries**, v. 28, n. 5, p. 1347–1357, 2024. Disponível em: www.ejabf.journals.ekb.eg. Acesso em: 11 Maio 2026.

MORTEZAZADEH, F.; AHMADI NASAB, M.; JAVID, A.; CHANGANI, F.; DEGHANI, M. H. A review of UV-based advanced oxidation processes in wastewater treatment systems. **Desalination and Water Treatment**, v. 323, p. 101388, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101388>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MRAVCOVÁ, L.; JAŠEK, V.; HAMPLOVÁ, M.; NAVRKALOVÁ, J.; AMRICOVÁ, A.; ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H.; FUČÍK, J. Assessing Lettuce Exposure to a Multipharmaceutical Mixture under Hydroponic Conditions: Findings through LC-ESI-TQ Analysis and Ecotoxicological Assessments. **ACS Omega**, v. 9, n. 50, p. 49707–49718, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c08013>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MSEMWA, G. G.; NASR, M.; ABDELHALEEM, A.; FUJII, M.; IBRAHIM, M. G. Coagulation-Flocculation/Pyrolysis Integrated System for Dye-Laden Wastewater Treatment:

A Techno-Economic and Sustainable Approach. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 236, n. 1, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07659-4>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MUNAKATA, N.; KUO, J. Disinfection Processes. **Water Environment Research**, v. 87, n. 10, p. 1127–1146, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.2175/106143015X14338845155462>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MUNASINGHE-ARACHCHIGE, S. P.; SPARKS, K. M.; AHMED, A.; DELANKA-PEDIGE, H. M. K.; ABEYSIRIWARDANA-ARACHCHIGE, I. S. A.; SCHAUB, T.; TRAINOR, P. J.; NIRMALAKHANDAN, N. Algal-based wastewater treatment: Evaluation of nitrogenous byproducts in chlorinated effluent. **Algal Research**, v. 59, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102443>. Acesso em: 11 Maio 2026.

MYTTON, D. Data centre water consumption. **npj Clean Water**, v. 4, n. 1, p. 11, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00101-w>. Acesso em: 11 Maio 2026.

NIKAIDO, M.; TONANI, K. A. A.; JULIÃO, F. C.; TREVILATO, T. M. B.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; SANCHES, S. M.; DOMINGO, J. L.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Analysis of Bacteria, Parasites, and Heavy Metals in Lettuce (*Lactuca sativa*) and Rocket Salad (*Eruca sativa* L.) Irrigated with Treated Effluent from a Biological Wastewater Treatment Plant. **Biological Trace Element Research**, v. 134, n. 3, p. 342–351, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12011-009-8477-8>. Acesso em: 11 Maio 2026.

NÚÑEZ-SALAS, R. E.; RODRÍGUEZ-CHUECA, J.; HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A.; RODRÍGUEZ, E.; MAYA-TREVIÑO, M. D. L. Evaluation of B-ZnO on photocatalytic inactivation of *Escherichia coli* and *Enterococcus* sp. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104940>. Acesso em: 11 Maio 2026.

OFORI, S.; DI LETO, Y.; SMRČKOVÁ, Š.; MARIN, M. A. L.; GALLO, G.; RŮŽICKOVÁ, I.; WANNER, J. Treated wastewater reuse for crop irrigation: A comprehensive health risk assessment. **Environmental Science: Advances**, v. 4, n. 2, p. 252–269, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/d4va00274a>. Acesso em: 11 Maio 2026.

OKUT, N.; HAMZAT, A. K.; RAJAKARUNA, R. A. D. N. V.; ASMATULU, E. Agricultural wastewater treatment and reuse technologies: A comprehensive review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 69, p. 106699, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106699>. Acesso em: 11 Maio 2026.

OLUKOWI, O. M.; XIE, Y.; ZHOU, Z.; ADEBAYO, I. O.; ZHANG, Y. Performance improvement and mechanism of composite PAC/PDMDAAC coagulant via enhanced coagulation coupled with rapid sand filtration in the treatment of micro-polluted surface water. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 5, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108450>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PALÁCIO, S. M.; NOGUEIRA, D. A.; MANENTI, D. R.; MÓDENES, A. N.; QUIÑONES, F. R. E.; BORBA, F. H. Estudo da toxicidade de efluente têxtil tratado por foto-Fenton artificial utilizando as espécies *Lactuca sativa* e *Artemia salina*. **Engvista, Niterói**, v. 14, n. 2, p. 127–134, 2012. Disponível em: <https://periodicos.uff.br/>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PARANÁ. CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CERH/PR). **Resolução CERH nº 122, de 19 de junho de 2023. Estabelece diretrizes e critérios gerais para reuso de água no Estado do Paraná**. Curitiba: Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH/PR), 2023. Disponível em: <https://www.parana.pr.gov.br>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PENG, W.; DONG, Y.; FU, Y.; WANG, L.; LI, Q.; LIU, Y.; FAN, Q.; WANG, Z. Non-radical reactions in persulfate-based homogeneous degradation processes: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 421, p. 127818, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127818>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PESSOTTO, Bruno. **Concepção e avaliação do desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo dotado de agitador mecânico e decantador de alta taxa tratando esgoto sanitário**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015. Disponível em: <http://repositorio.eesc.usp.br/items/0747d299-b918-491a-85f5-be6d0033bb57/full>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PETOUSI, I.; THOMAIDI, V.; KALOGERAKIS, N.; FOUNTOULAKIS, M. S. Removal of pathogens from greywater using green roofs combined with chlorination. **Environmental Science and Pollution Research**, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23755-6>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PHALAKORNKULE, C.; TONGPADUNGROD, P.; DOMRONGPOKKAPHAN, V.; KHEMKHAO, M.; KADIER, A.; PAIZILA, A. Evaluation of ozone-adsorption system for tertiary treatment of hospital wastewater and recycling to cooling tower. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 100, n. 12, p. 2561–2574, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jctb.7913>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PICHEL, N.; VIVAR, M.; FUENTES, M. The problem of drinking water access: A review of disinfection technologies with an emphasis on solar treatment methods. **Chemosphere**, v. 218, p. 1014–1030, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.205>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PIRONTI, C.; DELL'ANNUNZIATA, F.; GIUGLIANO, R.; FOLLIERO, V.; GALDIERO, M.; RICCIARDI, M.; MOTTA, O.; PROTO, A.; FRANCI, G. Comparative analysis of peracetic acid (PAA) and permaleic acid (PMA) in disinfection processes. **Science of the Total Environment**, v. 797, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149206>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PRAKASH, K. J.; TYAGI, V. K.; KAZMI, A. A.; KUMAR, A. Post-treatment of UASB reactor effluent by coagulation and flocculation process. **Environmental Progress**, v. 26, n. 2, p. 164–168, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ep.10192>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PRYCE, D.; KAPELAN, Z.; MEMON, F. A. Economic evaluation of a small wastewater treatment plant under different design and operation scenarios by life cycle costing. **Development Engineering**, v. 7, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.deveng.2022.100103>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PUENTE TORRES, J.; CRESPO SARIOL, H.; MARIÑO PEACOK, T.; HAELDERMANS, T.; REGGERS, G.; YPERMAN, J.; ADRIAENSENS, P.; CARLEER, R.; VANDAMME, D. Innovative X-Ray Absorption Technology for Improved Monitoring of the Degradation and Oxidation of Granular Activated Carbon Filters Used in Hospital Water Treatment Systems. **C-Journal of Carbon Research**, v. 11, n. 2, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/c11020030>. Acesso em: 11 Maio 2026.

PUPIN, A. V.; SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. Post-Treatment of Microbrewery Effluent Through Coagulation and Rapid Filtration. **Orbital**, v. 17, n. 1, p. 85–93, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.17807/orbital.v17i1.22274>. Acesso em: 11 Maio 2026.

QI, W.; ZHU, S.; SHITU, A.; YE, Z.; LIU, D. Low concentration peroxymonosulfate and UVA-LED combination for *E. coli* inactivation and wastewater disinfection from recirculating aquaculture systems. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101362>. Acesso em: 11 Maio 2026.

QUON, H.; JIANG, S. Decision making for implementing non-traditional water sources: a review of challenges and potential solutions. **npj Clean Water**, v. 6, n. 1, p. 56, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41545-023-00273-7>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RADCLIFFE, J. C.; PAGE, D. Water reuse and recycling in Australia — history, current situation and future perspectives. **Water Cycle**, v. 1, p. 19–40, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.005>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RAGAZZO, P.; CHIUCCHINI, N.; PICCOLO, V.; SPADOLINI, M.; CARRER, S.; ZANON, F.; GEHR, R. Wastewater disinfection: long-term laboratory and full-scale studies on performic acid in comparison with peracetic acid and chlorine. **Water Research**, v. 184, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116169>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RANADE, V. V.; BHANDARI, V. M. Industrial Wastewater Treatment, Recycling, and Reuse—Past, Present and Future. *In: Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*. 1. ed. [S. l.]: Elsevier, 2014. v. 1, p. 521–535. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-099968-5.00014-3>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RANJAN, J.; MANDAL, T.; MANDAL, D. D. Environmental risk appraisalment of disinfection by-products (DBPs) in plant model system: *Allium cepa*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 9, p. 8609–8622, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04262-7>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RAYAROTH, M. P.; ARAVINDAKUMAR, C. T.; SHAH, N. S.; BOCZKAJ, G. Advanced oxidation processes (AOPs) based wastewater treatment - unexpected nitration side reactions - a serious environmental issue: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, p. 133002, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133002>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RIAZ, S.; PARK, S.-J. An overview of TiO₂-based photocatalytic membrane reactors for water and wastewater treatments. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 84, p. 23–41, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.12.021>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RIBEIRO, M. P.; BOTARI, A. Evaluation of effluent post-treatment by slow filtration and adsorption with activated carbon produced from spent coffee grounds in surfactant removal in sewage treatment. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 17, n. 1, p. 1–10, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2756>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RIZZO, L.; AGOVINO, T.; NAHIM-GRANADOS, S.; CASTRO-ALFÉREZ, M.; FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P.; POLO-LÓPEZ, M. I. Tertiary treatment of urban wastewater by solar and UV-C driven advanced oxidation with peracetic acid: Effect on contaminants of emerging concern and antibiotic resistance. **Water Research**, v. 149, p. 272–281, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.031>. Acesso em: 11 Maio 2026.

ROCHA, A. Y.; FANI, M.; GREER-POTTS, C.; ARVIZU, J.; GONZALEZ, V.; SANTOS PONCE, F. A.; CHAPARRO, A.; SKILES, L.; VERBYLA, M. E. Assessment of different subsampling intervals with time-based composite sampling for decentralized wastewater monitoring programs. **Environmental Advances**, v. 23, p. 100684, 2026. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2026.100684>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RODRIGUES, S. China Reclaimed Water Reuse Regulations. **IWA**, v. 1, n. 1, p. 1–11, 2014. Disponível em: https://pdf4pro.com/file/bcb2f/filemanager_uploads_WQ_Compendium_Cases_China_Reclaimed.pdf. Acesso em: 11 Maio 2026.

RODRÍGUEZ-VIDAL, F. J.; ORTEGA-AZABACHE, B.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, Á.; BELLIDO-FERNÁNDEZ, A. Comprehensive characterization of industrial wastewaters using EEM fluorescence, FT-IR and ¹H NMR techniques. **Science of the Total Environment**, v. 805, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150417>. Acesso em: 11 Maio 2026.

RUTO, D. S.; JANG, Z. S.; CORNEJO, P. K.; LEVERENZ, H. L.; ORNER, K. D. Toward Sustainable Lagoon Wastewater Treatment: A Review of Nutrient Management Technologies and Their Suitability for Small Communities. **ACS ES&T Water**, v. 5, n. 11, p. 6200–6216, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.5c00757>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SACHETTO, P. A.; MENEZES, R. O.; TONETTI, A. L.; MATTOS DE OLIVEIRA CRUZ, L. Characterization of Anaerobic Effluent: Seasonal Influence and Use of Anammox Process as Post-treatment. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 233, n. 5, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05639-0>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SAIKIA, B. J.; GOSWAMI, S. R.; BORTHAKUR, R.; ROY, I. B.; BORAH, R. R. Spectroscopic Characterization and Quantitative Estimation of Natural Weathering of Silicates in Sediments of Dikrong River, India. **Journal of Modern Physics**, v. 06, n. 11, p. 1631–1641, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/jmp.2015.611164>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SÁNCHEZ, M.; FERNÁNDEZ, M. I.; RUIZ, I.; CANLE, M.; SOTO, M. Combining Constructed Wetlands and UV Photolysis for the Advanced Removal of Organic Matter, Nitrogen, and Emerging Pollutants from Wastewater. **Environments**, v. 10, n. 3, p. 35, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/environments10030035>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SÁNCHEZ, M.; RUIZ, I.; SOTO, M. The Potential of Constructed Wetland Systems and Photodegradation Processes for the Removal of Emerging Contaminants—A Review. **Environments**, v. 9, n. 9, p. 116, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/environments9090116>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SANTOS, M. de L. F. dos. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006. *E-book*. Disponível em: <https://www.amazon.com.br/Tratamento-Utiliza>

SANTOS, S. L.; VAN HAANDEL, A. Nutrient removal in sequential batch polishing ponds. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 11, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13111584>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SAUTER, D.; STANGE, C.; SCHUMACHER, V.; TIEHM, A.; GNIRSS, R.; WINTGENS, T. Impact of ozonation and biological post-treatment of municipal wastewater on microbiological quality parameters. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 7, n. 9, p. 1643–1656, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/d1ew00312g>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SENADHEERA, U. E.; ABEYKOON, A. M. W. D. C. B.; SEWMINI, P. M. N.; WEERASEKARA, W. M. R. B.; DARSHANI, N. P.; JAYASANKA, J.; WEERASEKARA, N. A.; HEWAWASAM, C.; SANJEEWA, K. K. A.; JAYAWARDENA, T. U. Up-Flow Anaerobic Sludge Bed Reactors for Sustainable Wastewater Management: Challenges,

Innovations, and Future Directions. **Water**, v. 17, n. 4, p. 476, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w17040476>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SGROI, M.; SNYDER, S. A.; ROCCARO, P. Comparison of AOPs at pilot scale: Energy costs for micro-pollutants oxidation, disinfection by-products formation and pathogens inactivation. **Chemosphere**, v. 273, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128527>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SHARIATMADARI, S. Water Disinfection and Wastewater Treatment in Poultry Slaughterhouses Using Peracetic Acid (PAA): Its Effectiveness in Reducing Residual Microorganisms on Chicken Carcasses. **Chemical Research and Technology**, v. 2, n. 3, p. 128–139, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.22034/chemrestec.2025.537666.1056>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SHEN, L.; GRIFFITH, T. M.; NYANGARESI, P. O.; QIN, Y.; PANG, X.; CHEN, G.; LI, M.; LU, Y.; ZHANG, B. Efficacy of UVC-LED in water disinfection on *Bacillus* species with consideration of antibiotic resistance issue. **Journal of Hazardous Materials**, v. 386, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121968>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SHEN, Y.; MAO, X.; LIU, F.; YIN, W.; SHI, W.; ZHANG, B. A comparison study of heat-assisted Fe²⁺/persulfate and powdered activated carbon/persulfate wastewater pre-treatment for membrane fouling alleviation. **Journal of Cleaner Production**, v. 406, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137127>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SHI, C.; LI, C.; WANG, Y.; GUO, J.; BARRY, S.; ZHANG, Y.; MARMIER, N. Review of Advanced Oxidation Processes Based on Peracetic Acid for Organic Pollutants. **Water**, v. 14, n. 15, p. 2309, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14152309>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. Combined process of chemically enhanced sedimentation and rapid filtration for urban wastewater treatment for potable reuse. **Environmental Technology (United Kingdom)**, 2022 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2150568>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA, C. P.; PEDROSO, C. R.; ZARPELLON, D. I.; MACHADO FILHO, J. G.; SOUSA VIDAL, C. M.; ZIMMERMANN, C. M.; CAMPOS, S. X. Post-treatment of anaerobic reactor effluent for reuse using a triple filtration system. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 76–82, 2019 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.030>

SILVA, C. P.; PEDROSO, C. R.; ZARPELLON, D. I.; MACHADO FILHO, J. G.; VIDAL, C. M. S.; ZIMMERMANN, C. M.; CAMPOS, S. X. Post-treatment of anaerobic reactor effluent for reuse using a triple filtration system. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 76–82, 2019 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.030>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA, C. P.; SEREMETA, D. C. H.; PEDROSO, C. R.; FOLLE, N. M. T.; SOUZA, A. T. D. C.; BARRETO, L. S.; OLIVEIRA, E. C.; OLIVEIRA RIBEIRO, C. A.; VIDAL, C. M. S.; CAMPOS, S. X. Effects of different filtration techniques on quality and toxicology of post treatment effluent from an anaerobic reactor. **Science of The Total Environment**, v. 723, p. 138030, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138030>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA, C. P.; SILVA, N. S. R.; CAMPOS, S. X. Systematic review on the global strategies and regulatory frameworks for treated wastewater reuse. **Total Environment Engineering**, v.

4, p. 100036, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.teengi.2025.100036>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA, C. P.; SILVA, N. S. R.; MATOS, D. G. dos S.; CAMPOS, S. X. Emerging pathways for sustainable wastewater treatment: A systematic review integrating high-efficiency processes, resource recovery, and digital management. **Total Environment Engineering**, v. 5, p. 100056, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.teengi.2025.100056>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA, C. R.; CAMPOS, S. X. Combined process of chemically enhanced sedimentation and rapid filtration for urban wastewater treatment for potable reuse. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 45, n. 9, p. 1696–1707, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2150568>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA, J. A. Wastewater Treatment and Reuse for Sustainable Water Resources Management: A Systematic Literature Review. **Sustainability**, Basel, v. 15, n. 14, p. 10940, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/14/10940>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA JUNIOR, L. C. S. da; OBRACZKA, M. Feasibility of Using Reclaimed Water from the Alegria Wastewater Treatment Plant in Concrete Mixing Plants in Rio de Janeiro, Brazil. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 14, n. 12, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app14125293>. Acesso em: 11 Maio 2026.

SILVA, N. B.; LEONEL, L. P.; TONETTI, A. L. UV-LED for Safe Effluent Reuse in Agriculture. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 7, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04742-4>. Acesso em: 11 Maio 2026

SILVA, R. D. *et al.* Evaluation of the Performance of a Polishing Pond With Baffles in Domestic Wastewater Treatment: Effects of Hydraulic Retention Times. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 18, n. 11, p. e010034, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n11-233>. Acesso em: 11 Maio 2026

SIZYKH, M.; BATOEVA, A.; MATAFONOVA, G. Enhanced catalyst-free degradation and mineralization of ceftriaxone by UV/H₂O₂ and UV/S₂O₈²⁻ processes using KrCl excilamp (222 nm). **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 436, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2022.114357>. Acesso em: 11 Maio 2026

SOMMAGGIO, L. R. D.; OLIVEIRA, F. A.; MALVESTITI, J. A.; MAZZEO, D. E. C.; LEVY, C. E.; DANTAS, R. F.; MARIN-MORALES, M. A. Assessment of phytotoxic potential and pathogenic bacteria removal from secondary effluents during ozonation and UV/H₂O₂. **Journal of Environmental Management**, v. 318, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115522>. Acesso em: 11 Maio 2026

SONG, Z. M.; YANG, L. L.; LU, Y.; WANG, C.; LIANG, J. K.; DU, Y.; LI, X. Z.; HU, Q.; GUAN, Y. T.; WU, Q. Y. Characterization of the transformation of natural organic matter and disinfection byproducts after chlorination, ultraviolet irradiation and ultraviolet irradiation/chlorination treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 426, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131916>. Acesso em: 11 Maio 2026

SPERLING, M. von. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. 1. ed. Londres: IWA Publishing, 2007. v. 1. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/289928646_Wastewater_Characteristics_Treatment_and_Disposal. Acesso em: 11 Maio 2026.

SUN, P.; ZHANG, T.; MEJIA-TICKNER, B.; ZHANG, R.; CAI, M.; HUANG, C. H. Rapid Disinfection by Peracetic Acid Combined with UV Irradiation. **Environmental Science and Technology Letters**, v. 5, n. 6, p. 400–404, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00249>. Acesso em: 11 Maio 2026

SWARTZ, C. D.; MENGE, J. G.; DU PLESSIS, J.; WOLFAARDT, G. M. **A Water Reclamation and Reuse Guide for South African Municipal Engineers**. 1. ed. África do Sul: IMESA; Water Research Commission (WRC), 2022. E-book. Disponível em: <https://www.wrc.org.za/>. Acesso em: 11 maio 2026.

TACHIKAWA, M.; YAMANAKA, K. Synergistic disinfection and removal of biofilms by a sequential two-step treatment with ozone followed by hydrogen peroxide. **Water Research**, v. 64, p. 94–101, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.047>. Acesso em: 11 Maio 2026

TAK, S.; KUMAR, A. Chlorination disinfection by-products and comparative cost analysis of chlorination and UV disinfection in sewage treatment plants: Indian scenario. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 34, p. 26269–26278, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0568-z>. Acesso em: 11 maio 2026.

TAK, S.; VELLANKI, B. P. Applicability of advanced oxidation processes in removing anthropogenically influenced chlorination disinfection byproduct precursors in a developing country. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 186, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109768>. Acesso em: 11 maio 2026.

TALUKDAR, P. K.; UDOMPIJITKUL, P.; HOSSAIN, A.; SARKER, M. R. Inactivation Strategies for *Clostridium perfringens* Spores and Vegetative Cells. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 83, n. 1, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/AEM.02731-16>. Acesso em: 11 maio 2026.

TAMBURUS, I. E.; OLIVEIRA, C. J. F. de; RODRIGUES, W. F.; ANHÊ, A. C. B. M. Efficiency of both activated sludge system and its variations in removing the chemical oxygen demand from industrial waste: systematic review and meta-analysis. **Ciência e Natura**, v. 47, p. e84287, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460x84287>. Acesso em: 11 maio 2026.

TELLES, D. D.; COSTA, R. P. **Reúso da Água: conceitos, teorias e práticas**. 2. ed. [S. l.]: Bluncher, 2010. v. 2.

TESSEMA, R. S.; TAREKEGN, M. M.; WORKU, M. A.; ENGIDA, A. N.; VAN GRIENSVEN, A. Performance evaluation of integrated Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor with trickling filter used for municipal wastewater treatment and effluent reuse potential for agriculture. **Environmental Systems Research**, v. 13, n. 1, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s40068-024-00353-8>. Acesso em: 11 maio 2026.

THAKUR, I.; VERMA, A.; ÖRMECI, B. Solar photocatalytic disinfection of real municipal wastewater using highly durable TiO₂-coated composite in a pilot scale once through reactor. **Environmental Science and Pollution Research**, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25331-y>. Acesso em: 11 maio 2026.

TORRES, J.; VIVAR, M.; FUENTES, M.; PALACIOS, A. M.; RODRIGO, M. J. Performance of the SolWat system operating in static mode vs. dynamic for wastewater treatment: Power generation and obtaining reclaimed water. **Journal of Environmental Management**, v. 324,

2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116373>. Acesso em: 11 maio 2026.

TRUCHADO, P.; GIL, M. I.; SUSLOW, T.; ALLENDE, A. Impact of chlorine dioxide disinfection of irrigation water on the epiphytic bacterial community of baby spinach and underlying soil. **PLoS ONE**, v. 13, n. 7, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199291>. Acesso em: 11 maio 2026.

TSAI, M.-H.; HUA, L.-C.; HUANG, K.; HUANG, C. NOM removal and residual Al minimization by enhanced coagulation: roles of sequence dosing with PACl-FeCl₃. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, v. 69, n. 6, p. 616–628, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/aqua.2020.010>. Acesso em: 11 maio 2026.

TUFANER, F. Post-treatment of effluents from UASB reactor treating industrial wastewater sediment by constructed wetland. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 41, n. 7, p. 912–920, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1514073>. Acesso em: 11 maio 2026.

TYAGI, V. K.; KHAN, A. A.; KAZMI, A. A.; MEHROTRA, I.; CHOPRA, A. K. Slow sand filtration of UASB reactor effluent: A promising post treatment technique. **Desalination**, v. 249, n. 2, p. 571–576, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.12.049>. Acesso em: 11 maio 2026.

UNESCO. **Statistics, facts and figures on the state of the world's freshwater resources from the 2024 UN World Water Development Report: Water for Prosperity and Peace**. UNESCO, 2024. Disponível em: <https://www.unesco.org/>. Acesso em: 11 Maio 2026.

VARGAS, A. M. M.; LOPES, T. A. M. Activated carbons from flamboyant pods: New types of adsorbents and application to laundry effluents. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101277>. Acesso em: 11 Maio 2026.

VENÂNCIO, J. P. F.; RODRIGUES, C. S. D.; NUNES, O. C.; MADEIRA, L. M. Application of iron-activated persulfate for municipal wastewater disinfection. **Journal of Hazardous Materials**, v. 426, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127989>. Acesso em: 11 Maio 2026.

VERDUGO, E. M.; GIFFORD, M.; GLOVER, C.; CUTHBERTSON, A. A.; TRENHOLM, R. A.; KIMURA, S. Y.; LIBERATORE, H. K.; RICHARDSON, S. D.; STANFORD, B. D.; SUMMERS, R. S.; DICKENSON, E. R. V. Controlling disinfection byproducts from treated wastewater using adsorption with granular activated carbon: Impact of pre-ozonation and pre-chlorination. **Water Research X**, v. 9, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100068>. Acesso em: 11 Maio 2026.

VERMA, S.; DAVEREY, A.; SHARMA, A. Slow sand filtration for water and wastewater treatment – a review. **Environmental Technology Reviews**, v. 6, n. 1, p. 47–58, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1278278>. Acesso em: 11 maio 2026.

VIANA, L. O.; MARTINS, K. G.; SOUZA, K. V. de; STROPARO, E. C. Fitotoxicidade de efluente da indústria cervejeira em sementes de *Lactuca sativa* L. **Revista Internacional de Ciências**, v. 7, n. 2, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.12957/ric.2017.30072>. Acesso em: 11 maio 2026.

WANG, B.; DURAN, R.; PIGOT, T.; CRAVO-LAUREAU, C. Safe reuse of wastewater: Effect of disinfection methods on microbial community. **Journal of Cleaner Production**, v.

419, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138291>. Acesso em: 11 maio 2026.

WANG, H.; WANG, J.; LI, S.; DING, G.; WANG, K.; ZHUANG, T.; HUANG, X.; WANG, X. Synergistic effect of UV/chlorine in bacterial inactivation, resistance gene removal, and gene conjugative transfer blocking. **Water Research**, v. 185, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116290>. Acesso em: 11 maio 2026.

WANG, J.; YANG, D.; QING, Q.; ZHANG, Y.; ZHU, J.; WANG, L. A Study of the System Performance and the Microbial Community Composition of Chemical Wastewater in an AO-MBBR Treatment Process. **Sustainability (Switzerland)**, v. 16, n. 9, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su16093625>. Acesso em: 11 maio 2026.

WANG, L.; YE, C.; GUO, L.; CHEN, C.; KONG, X.; CHEN, Y.; SHU, L.; WANG, P.; YU, X.; FANG, J. Assessment of the UV/Chlorine Process in the Disinfection of *Pseudomonas aeruginosa*: Efficiency and Mechanism. **Environmental Science and Technology**, v. 55, n. 13, p. 9221–9230, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00645>. Acesso em: 11 maio 2026.

WANG, T.; DENG, L.; DAI, W.; HU, J.; SINGH, R. P.; TAN, C. Formation of brominated halonitromethanes from threonine involving bromide ion during the UV/chlorine disinfection. **Journal of Cleaner Production**, v. 373, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133897>. Acesso em: 11 maio 2026.

WEI, F. Q.; LU, Y.; SHI, Q.; CHEN, Z.; LI, K. X.; ZHANG, T.; SHI, Y. L.; XU, Q.; HU, H. Y. A dose optimization method of disinfection units and synergistic effects of combined disinfection in pilot tests. **Water Research**, v. 211, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118037>. Acesso em: 11 maio 2026.

WIBOWO, Y. G.; SAHNUR, M. T.; AL-AZIZA, P. S.; SAFITRI, H.; ANWAR, D.; JARWINDA; MARYANI, A. T.; PRIYANTO, S.; SUDIBYO; YULIANSYAH, A. T.; PETRUS, H. T. B. M. Zeolite functionalized with macroalgae as novel material for Fe and Mn removal from real acid mine drainage. **Bioresource Technology Reports**, v. 27, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2024.101951>. Acesso em: 11 maio 2026.

WIECHETECK, G. K. **Remoção de substâncias húmicas em tratamento de água por meio de pré-oxidação e dupla filtração**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005. Disponível em: <http://repositorio.eesc.usp.br/items/dcb0d61c-af46-4887-ad93-a6866bc5ee94/full>. Acesso em: 11 maio 2026.

WU, B.; TIAN, F.; NABIL, M.; BOFANA, J.; LU, Y.; ELNASHAR, A.; BEYENE, A. N.; ZHANG, M.; ZENG, H.; ZHU, W. Mapping global maximum irrigation extent at 30m resolution using the irrigation performances under drought stress. **Global Environmental Change**, v. 79, p. 102652, 2023 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102652>. Acesso em: 11 maio 2026.

WU, D. X.; WANG, W. L.; DU, Y.; HE, L.; WU, Q. Y. Changes in toxicity and adsorbable organic bromine concentrations in ozonated reclaimed water irradiated with sunlight. **Water Research**, v. 230, 2023 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119512>. Acesso em: 11 maio 2026.

WU, S.; WALLACE, S.; BRIX, H.; KUSCHK, P.; KIRUI, W. K.; MASI, F.; DONG, R. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and

overall performance. **Environmental Pollution**, v. 201, p. 107–120, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.006>. Acesso em: 11 maio 2026.

XIE, B.; QIN, J.; WANG, S.; LI, X.; SUN, H.; CHEN, W. Adsorption of Phenol on Commercial Activated Carbons: Modelling and Interpretation. **International journal of environmental research and public health**, v. 17, n. 3, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph17030789>. Acesso em: 11 maio 2026.

YALIN, D. *et al.* Mitigating risks and maximizing sustainability of treated wastewater reuse for irrigation. **Water Research X**, v. 21, p. 100203, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2023.100203>. Acesso em: 11 maio 2026.

YAN, H. *et al.* *In situ* chemical oxidation: peroxide or persulfate coupled with membrane technology for wastewater treatment. **Journal of Materials Chemistry A**, v. 9, n. 20, p. 11944–11960, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/D1TA01063H>. Acesso em: 11 maio 2026.

YÁNEZ, D.; ESPINOZA, L. C.; VARGAS, I.; ROMERO, J.; AGUIRRE, M. J.; ARCE, R.; QUIJADA-MALDONADO, E.; ABEJON, R. Treated greywater as a novel water resource: The perspective of greywater treatment for reuse from a bibliometric analysis. **Water Science and Technology**, v. 90, n. 11, p. 3076–3110, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2024.384>. Acesso em: 11 maio 2026.

YANG, S. R.; HE, C. S.; XIE, Z. H.; LI, L. L.; XIONG, Z. K.; ZHANG, H.; ZHOU, P.; JIANG, F.; MU, Y.; LAI, B. Efficient activation of PAA by FeS for fast removal of pharmaceuticals: The dual role of sulfur species in regulating the reactive oxidized species. **Water Research**, v. 217, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118402>. Acesso em: 11 maio 2026.

YANG, Y.; BANERJEE, G.; BRUDVIG, G. W.; KIM, J. H.; PIGNATELLO, J. J. Oxidation of Organic Compounds in Water by Unactivated Peroxymonosulfate. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 10, p. 5911–5919, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00735>. Acesso em: 11 maio 2026.

YAYA-BEAS, R. E.; AYALA-LIMAYLLA, C.; KUJAWA-ROELEVELD, K.; VAN LIER, J. B.; ZEEMAN, G. Helminth egg removal capacity of UASB reactors under subtropical conditions. **Water (Switzerland)**, v. 7, n. 5, p. 2402–2421, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w7052402>. Acesso em: 11 maio 2026.

YAZID, E. A.; WAFI, A.; SARASWATI, A. Techniques for Reducing Iron (Fe) Content in Groundwater: an Article Review. **Journal of Islamic Pharmacy**, v. 6, n. 1, p. 40–45, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.18860/jip.v6i1.12078>. Acesso em: 11 maio 2026.

YE, C.; CHEN, Y.; FENG, L.; WAN, K.; LI, J.; FENG, M.; YU, X. Effect of the ultraviolet/chlorine process on microbial community structure, typical pathogens, and antibiotic resistance genes in reclaimed water. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, v. 16, n. 8, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11783-022-1521-z>. Acesso em: 11 maio 2026.

YE, Y.; HAO, X.; HUANG, X.; KANG, J.; LIU, D.; REN, Y.; HUANG, S.; NGO, H. H.; GUO, W.; JIANG, W. **Functional fillers drive anaerobic treatment of high-sulfate organic wastewater in UASB reactors**. *Renewable Energy*, v. 267, 1 jul. 2026, 125732. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148126005574>. Acesso em: 11 maio 2026.

YOUNG, B. J.; RIERA, N. I.; BEILY, M. E.; BRES, P. A.; CRESPO, D. C.; RONCO, A. E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 76, n. 1, p. 182–186, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019>. Acesso em: 11 maio 2026.

YUAN, J.; PASSEPORT, E.; HOFMANN, R. Understanding adsorption and biodegradation in granular activated carbon for drinking water treatment: A critical review. **Water Research**, v. 210, p. 118026, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.118026>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZAKI, N.; HADOUDI, N.; CHARKI, A.; BENSITEL, N.; OUARGHI, H. El; AMHAMDI, H.; AHARI, M. Advancements in the chemical treatment of potable water and industrial wastewater using the coagulation–flocculation process. **Separation Science and Technology**, v. 58, n. 15–16, p. 2619–2630, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01496395.2023.2219381>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZHAI, H.; CHENG, S.; ZHANG, L.; LUO, W.; ZHOU, Y. Formation characteristics of disinfection byproducts from four different algal organic matter during chlorination and chloramination. **Chemosphere**, v. 308, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136171>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZHANG, B.; FANG, Z.; WANG, S.; SHI, X.; GUO, B.; GAO, J.; WANG, D.; ZONG, W. Effect of bromide on molecular transformation of dissolved effluent organic matter during ozonation, UV/H₂O₂, UV/persulfate, and UV/chlorine treatments. **Science of the Total Environment**, v. 811, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152328>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZHANG, T.; HU, Y.; JIANG, L.; YAO, S.; LIN, K.; ZHOU, Y.; CUI, C. Removal of antibiotic resistance genes and control of horizontal transfer risk by UV, chlorination and UV/chlorination treatments of drinking water. **Chemical Engineering Journal**, v. 358, p. 589–597, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.218>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZHANG, T.; WANG, T.; MEJIA-TICKNER, B.; KISSEL, J.; XIE, X.; HUANG, C. H. Inactivation of Bacteria by Peracetic Acid Combined with Ultraviolet Irradiation: Mechanism and Optimization. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 15, p. 9652–9661, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02424>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZHANG, Y. Q.; WU, Q. P.; ZHANG, J. M.; YANG, X. H. Removal of bromide and bromate from drinking water using granular activated carbon. **Journal of Water and Health**, v. 13, n. 1, p. 73–78, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wh.2014.084>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZHENG, L.; LIU, C.; SONG, W. Effect of Ozonated Nutrient Solution on the Growth and Root Antioxidant Capacity of Substrate and Hydroponically Cultivated Lettuce (*Lactuca Sativa*). **Ozone: Science and Engineering**, v. 42, n. 3, p. 286–292, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919512.2019.1668256>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZHU, X.; HOU, M.; WEI, J. Global Water Use and Its Changing Patterns: Insights from OECD Countries. **Water (Switzerland)**, v. 16, n. 24, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w16243592>. Acesso em: 11 maio 2026.

ZIPF, M. S.; PINHEIRO, I. G.; CONEGERO, M. G. Simplified greywater treatment systems: Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbon. **Journal of**

Environmental Management, v. 176, p. 119–127, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.035>. Acesso em: 11 maio 2026.

APÊNDICE A - AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE SPDs APÓS DESINFECÇÃO DO EFLUENTE PROVENIENTE DE REATOR ANAERÓBIO COM PÓS-TRATAMENTO POR TF

Figura A1 – Curvas analíticas obtidas para os SPDs dibromoclorometano, clorofórmio, bromoformio e diclorobromometano avaliados.

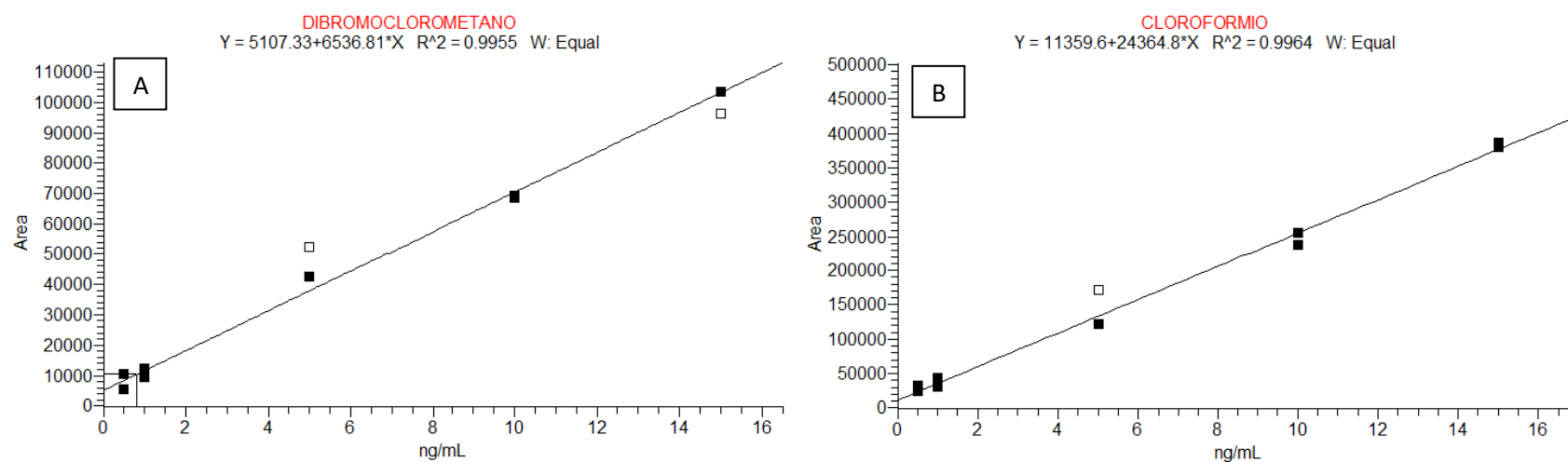
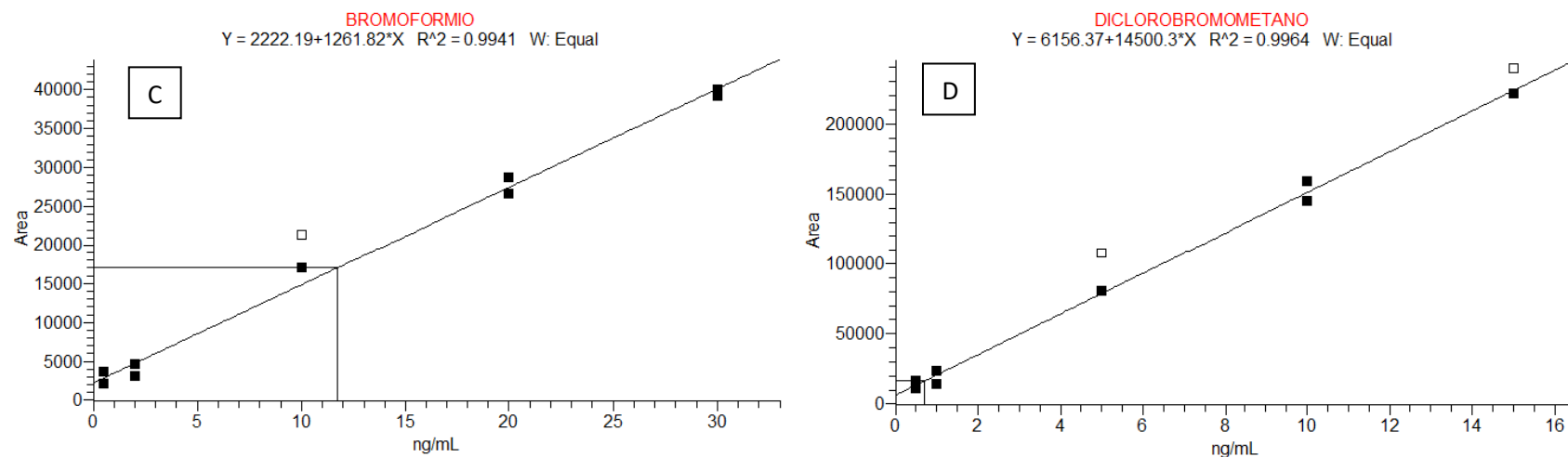


Figura A1 – Curvas analíticas obtidas para os SPDs dibromoclorometano, clorofórmio, bromoformio e diclorobromometano avaliados.



Fonte: O autor.

A análise da curva analítica mostra que a resposta do método em função da concentração do analito apresenta uma tendência linear, com $>0,99$ para todos os analitos indicando bom ajuste de correlação. Observa-se que a faixa linear estende-se por toda a faixa de concentração adotada, sendo possível quantificar com precisão dentro desses limites.

A2 – Cromatogramas obtidos para os SPDs dibromoclorometano, clorofórmio, bromoformio e diclorobromometano avaliados.

Os compostos analisados, juntamente com os íons monitorados (m/z), os tempos de retenção e os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ), estão apresentados na Tabela A2, enquanto os cromatogramas correspondentes podem ser visualizados na Figura A2.

Tabela A2 - Parâmetros Analíticos e Limites de Detecção e Quantificação dos Trihalometanos Determinados por CG-EM.

Composto	Íons m/z	Tempo de retenção (min)	LD (mg L⁻¹)	LQ (mg L⁻¹)
Clorofórmio	83,0; 85,0	10,42	0,250	0,500
Dicloro bromometano	83,0; 85,0	12,15	0,250	0,500
Dibromo clorometano	127,0; 129,0	13,89	0,250	0,500
Bromoformio	95,0; 174,0; 176,0	15,78	0,250	0,500

Fonte: o autor.

Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

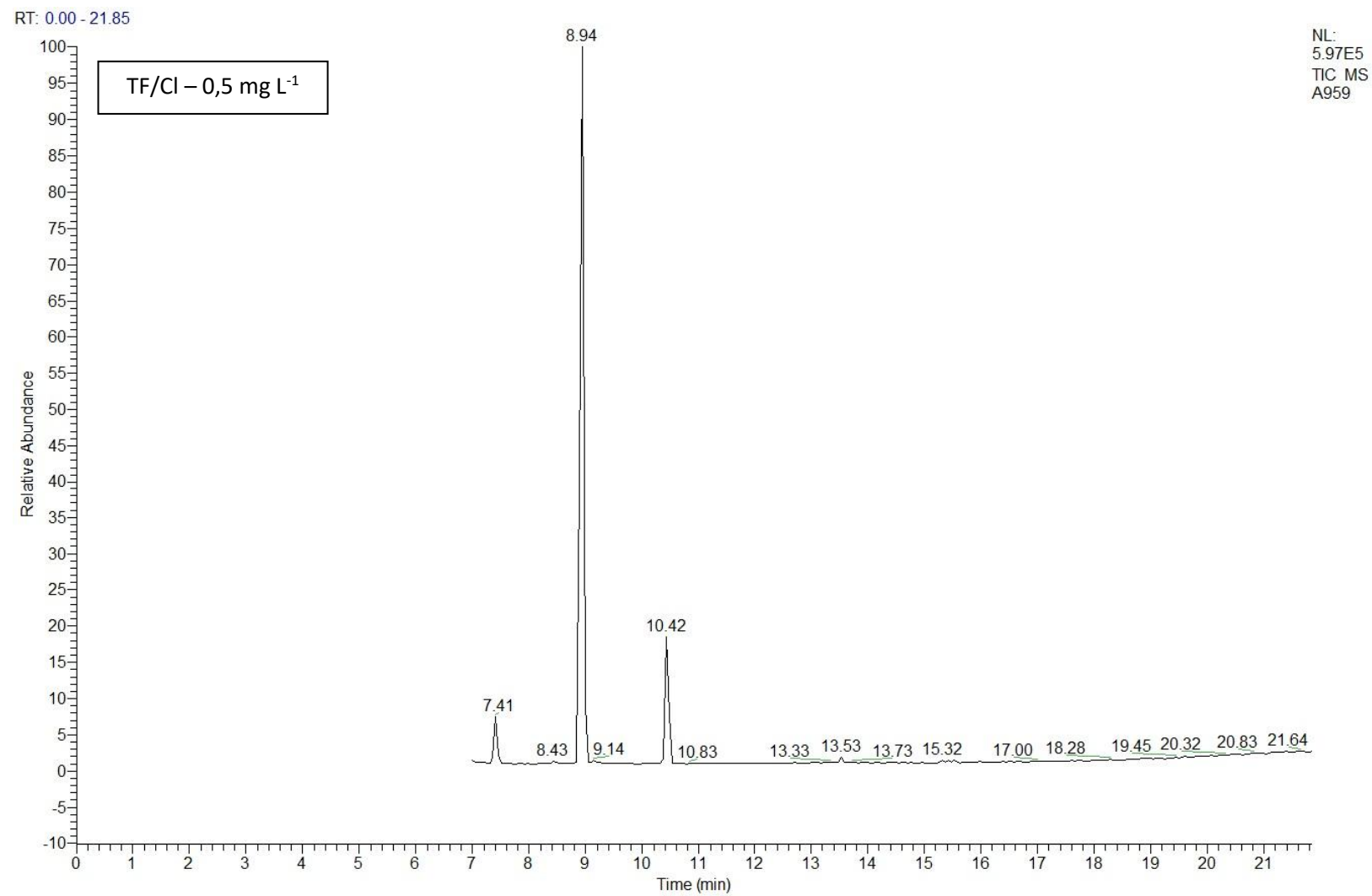


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

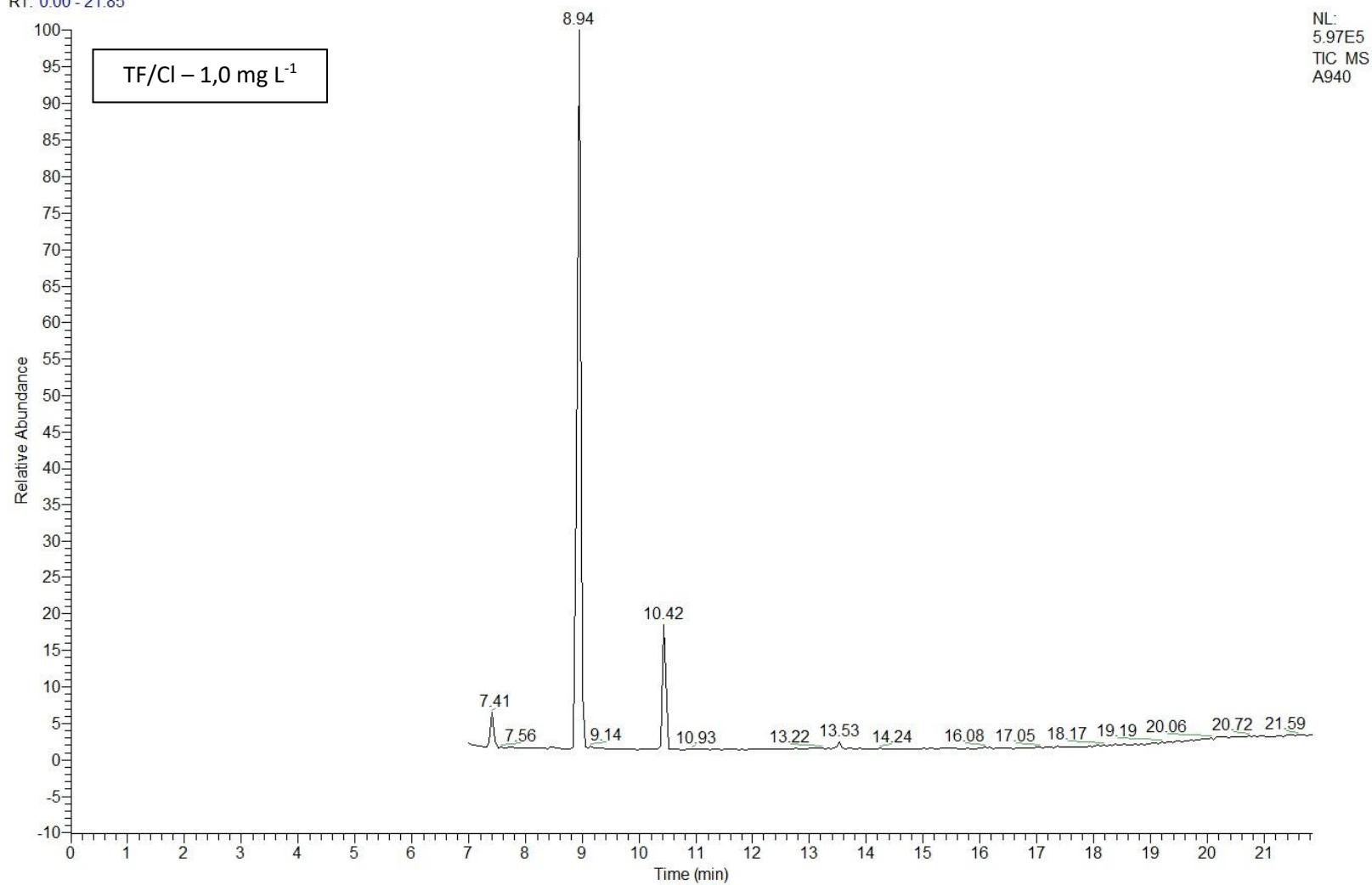


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

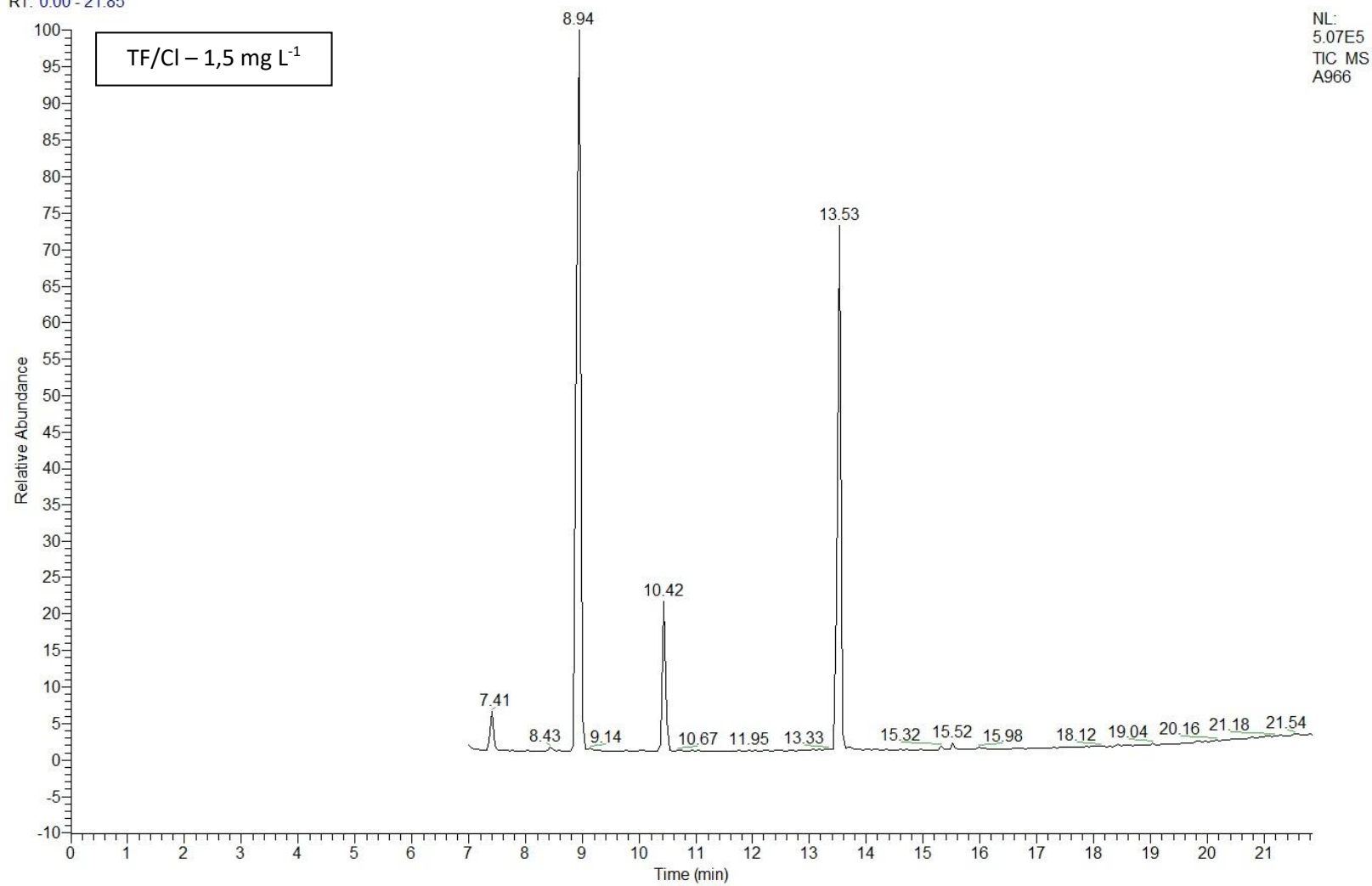


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

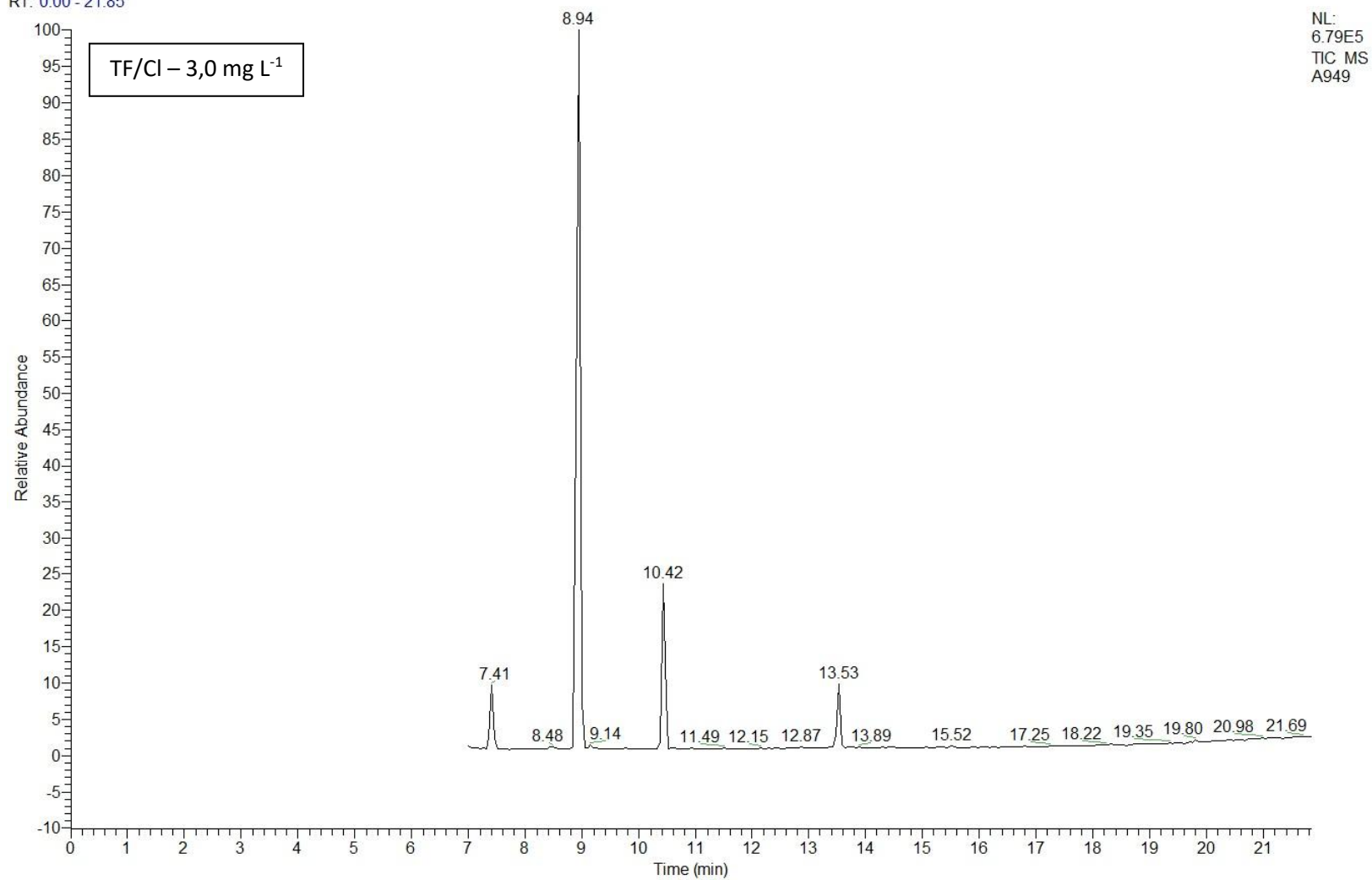


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todas as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.90

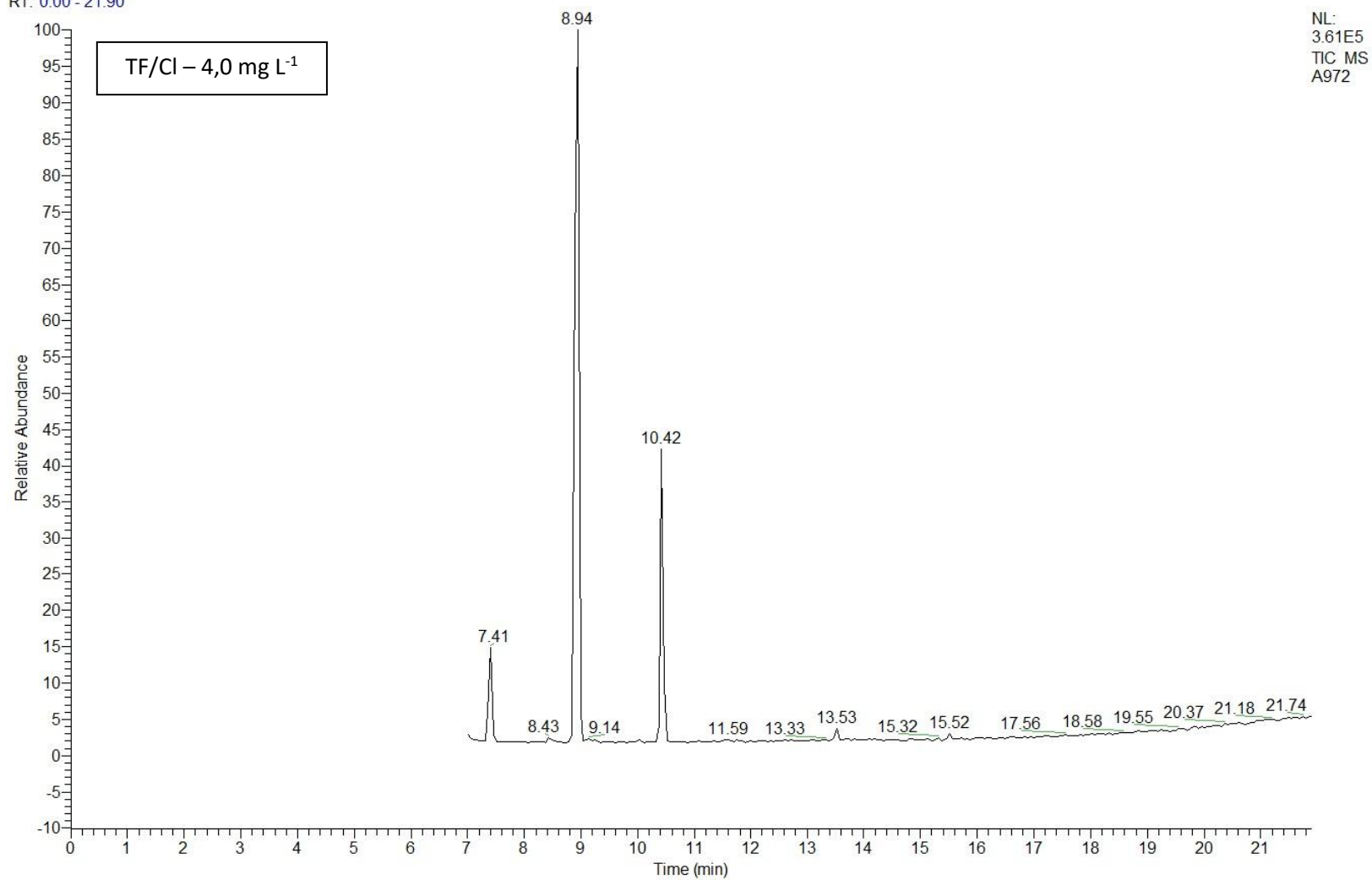


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

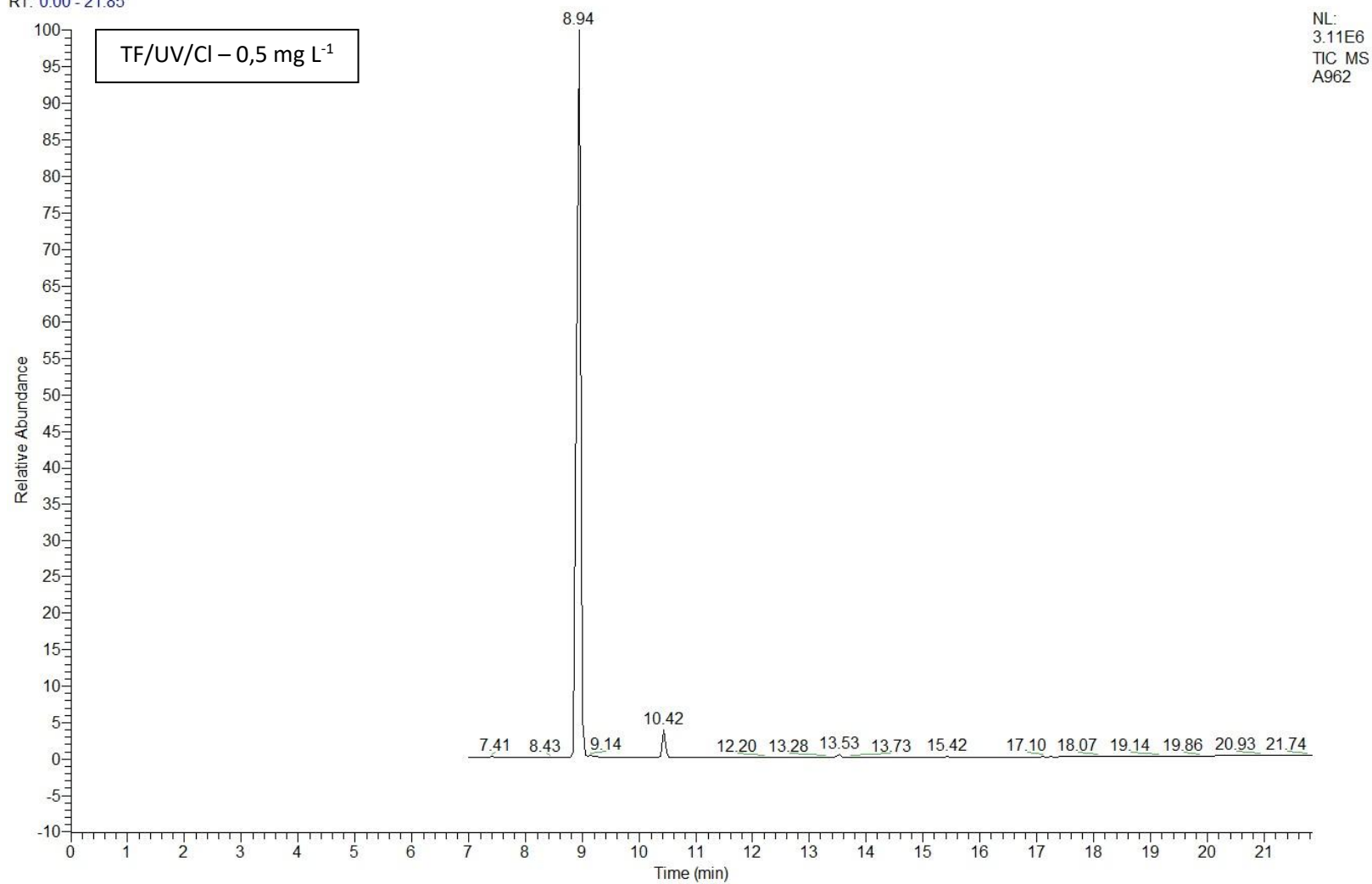


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

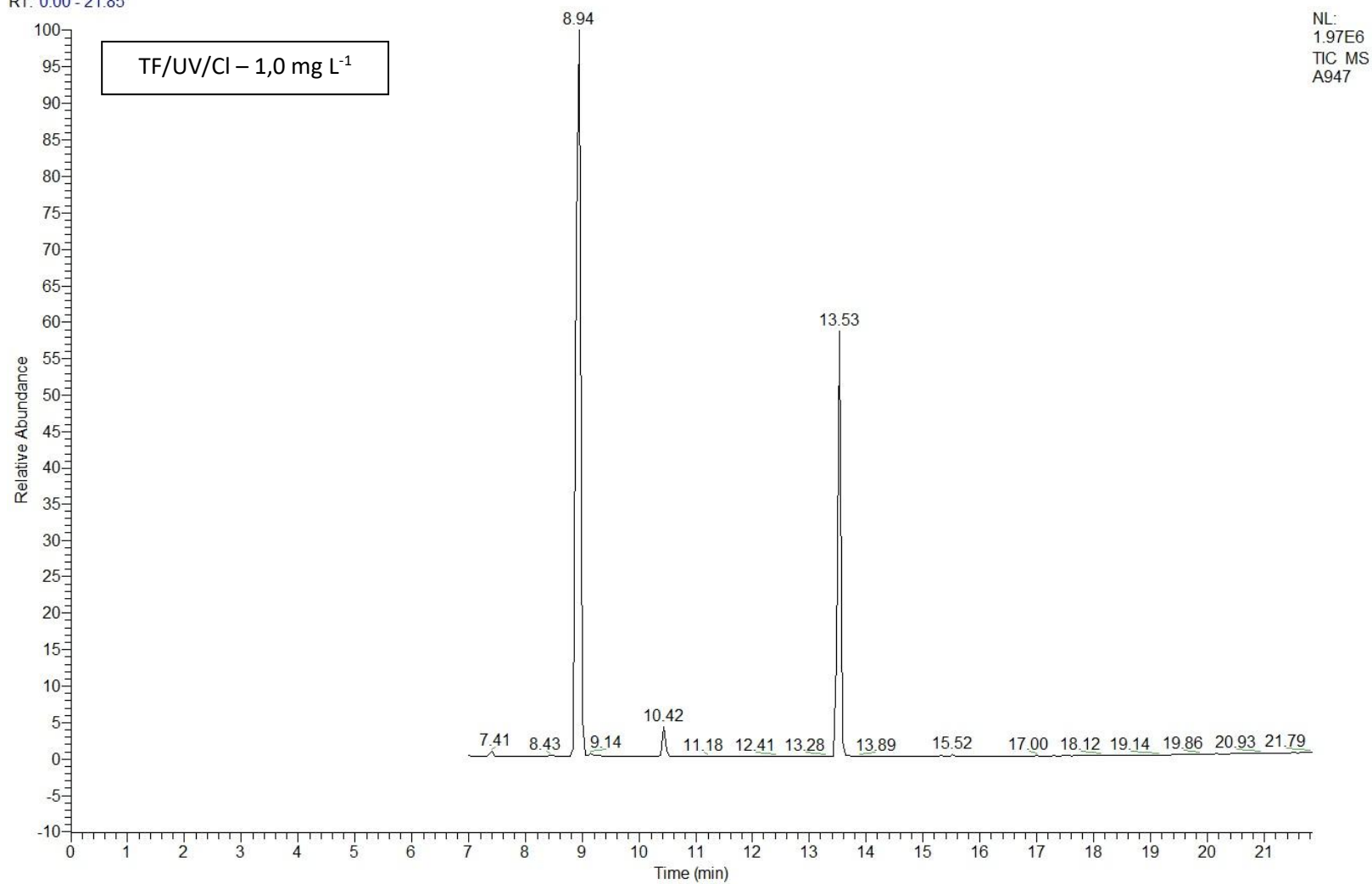


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

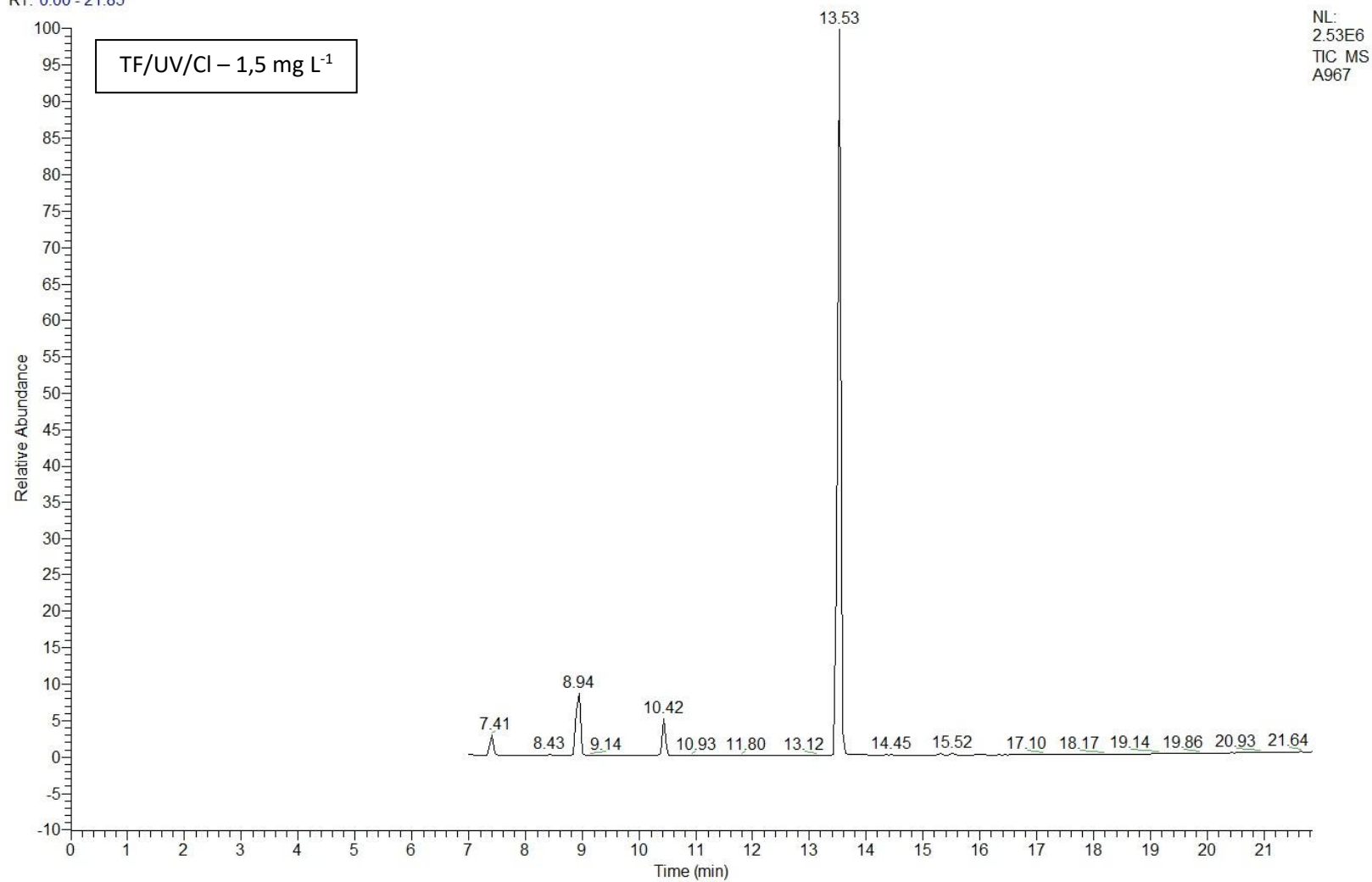


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todas as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.90

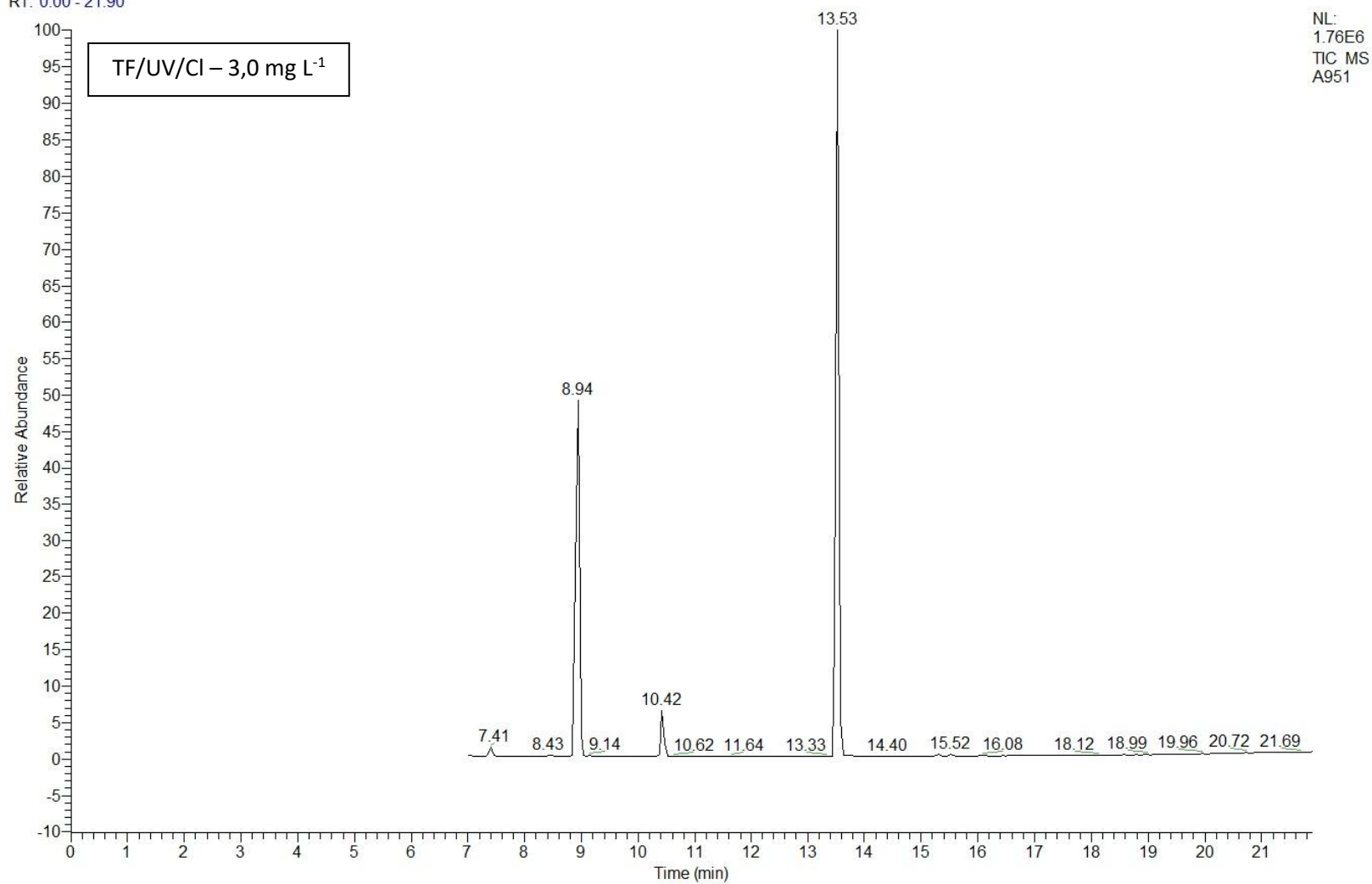


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

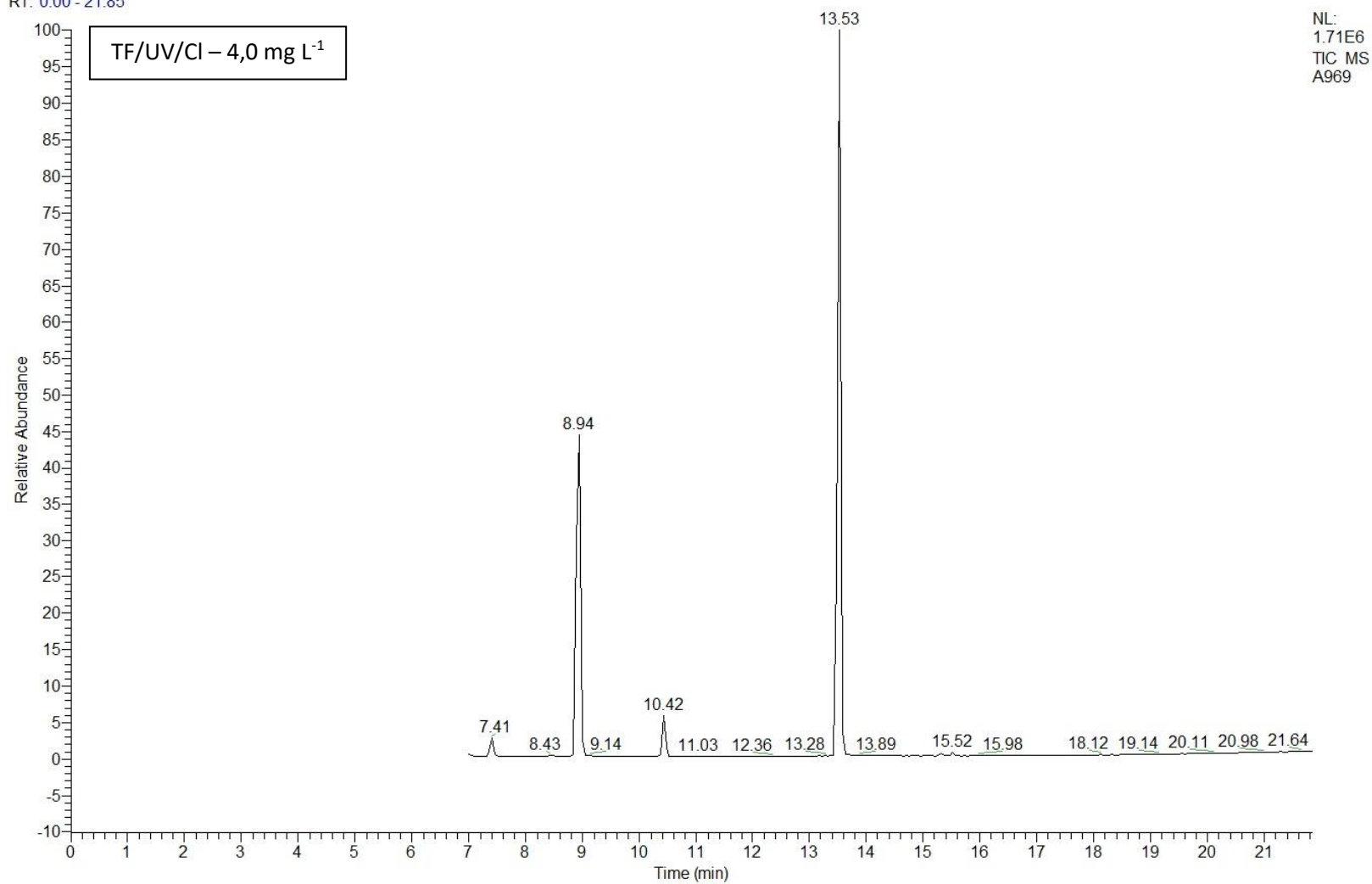


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todas as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

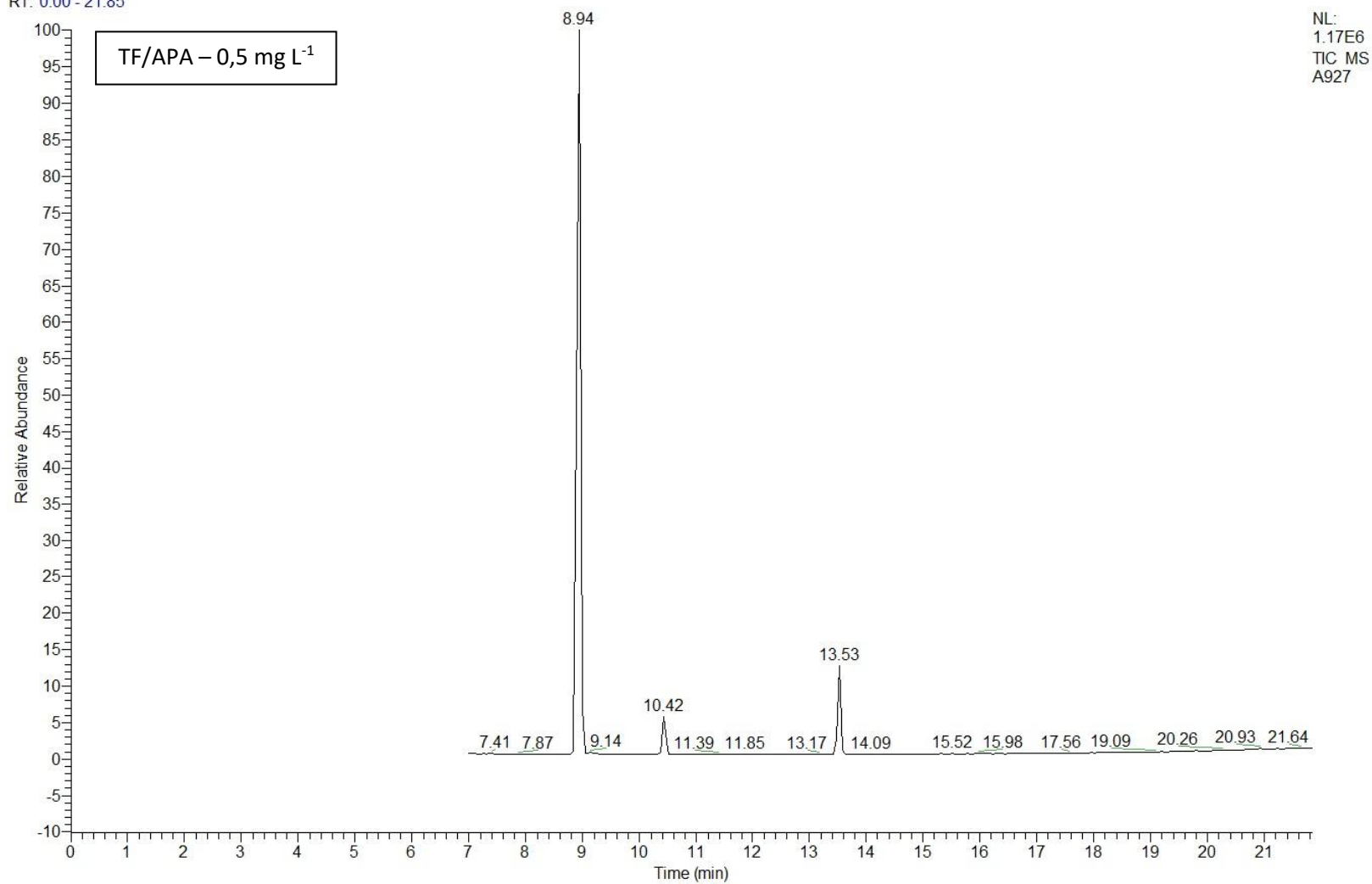


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todas as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

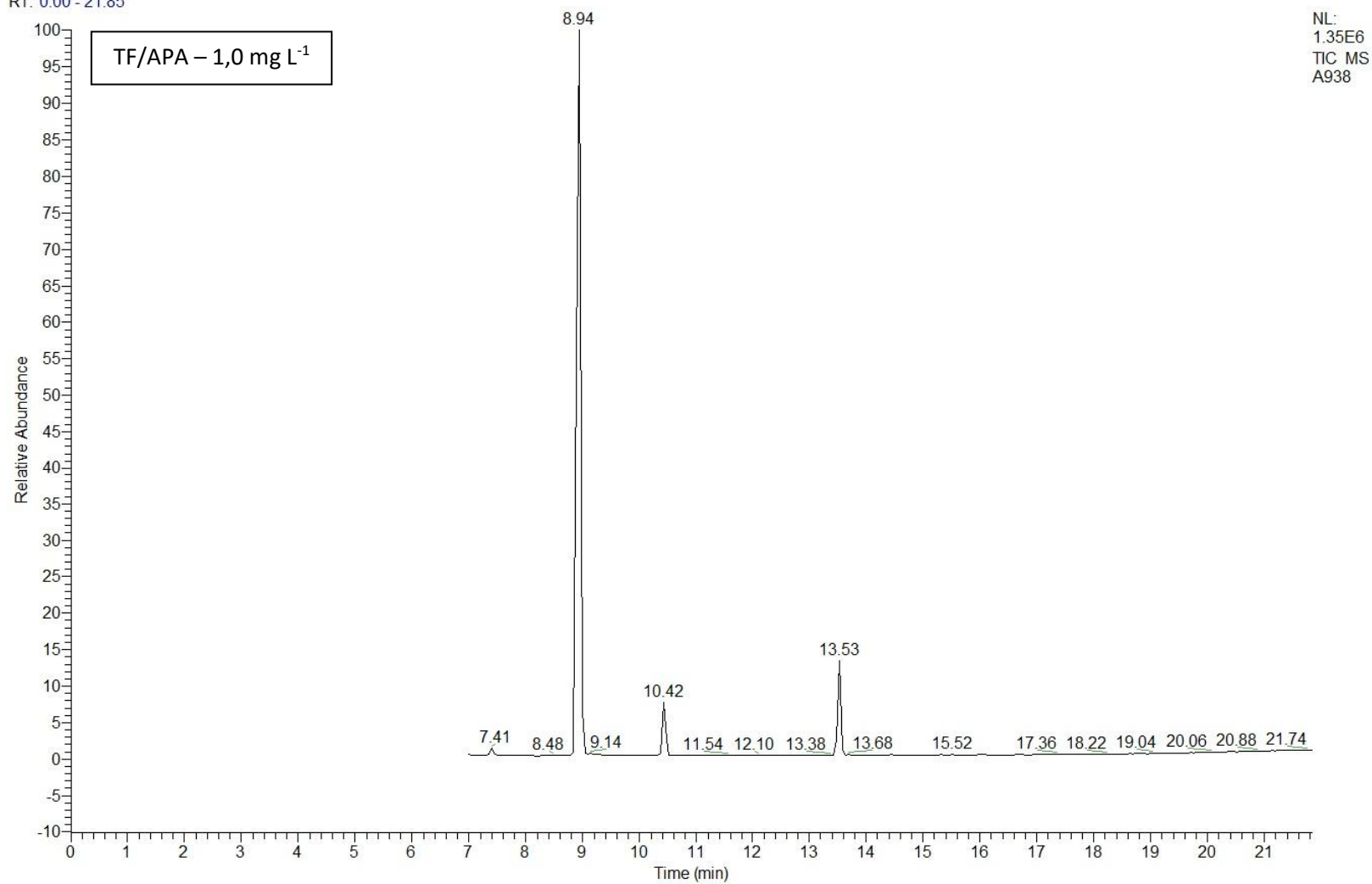


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

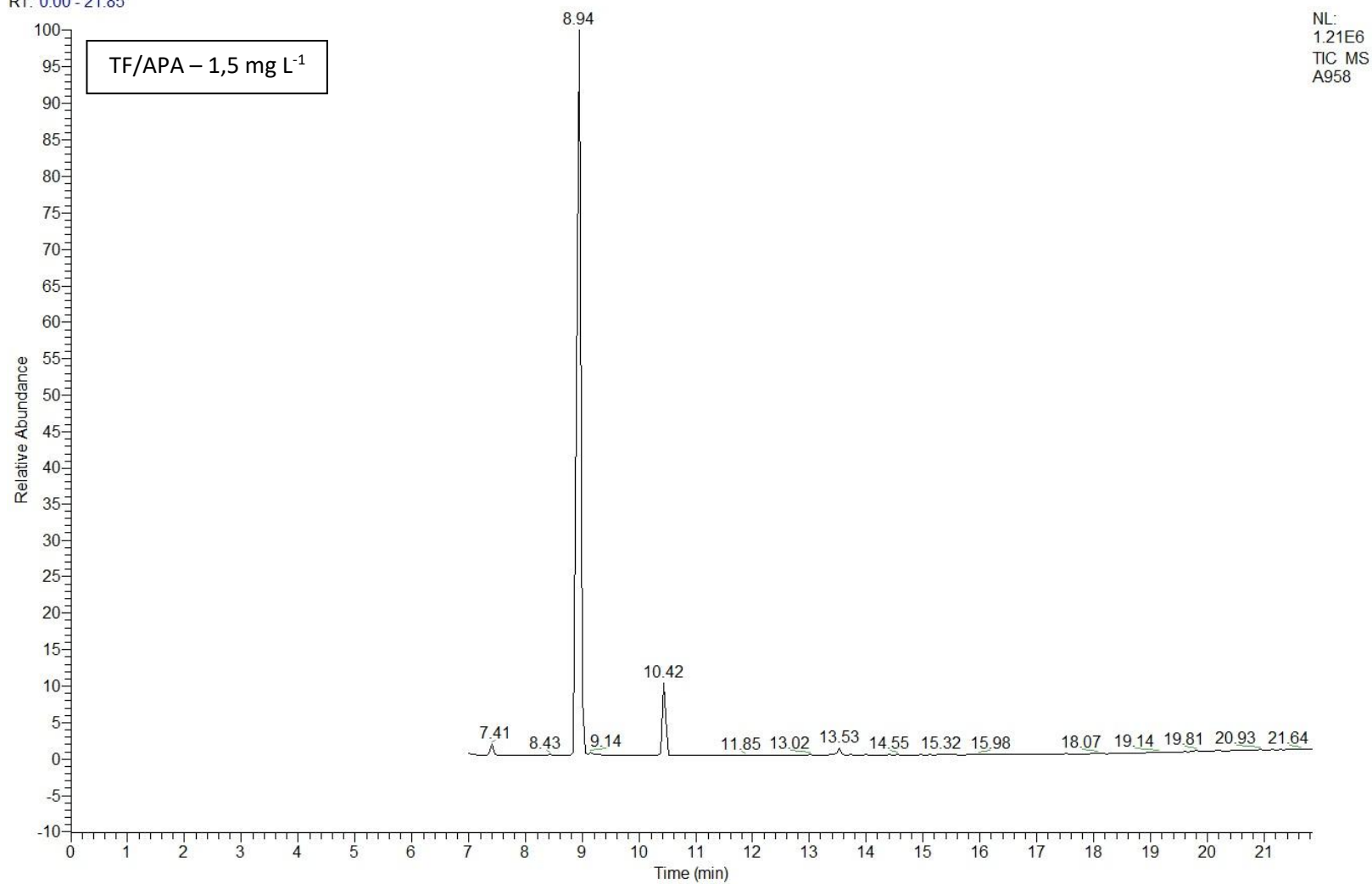


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

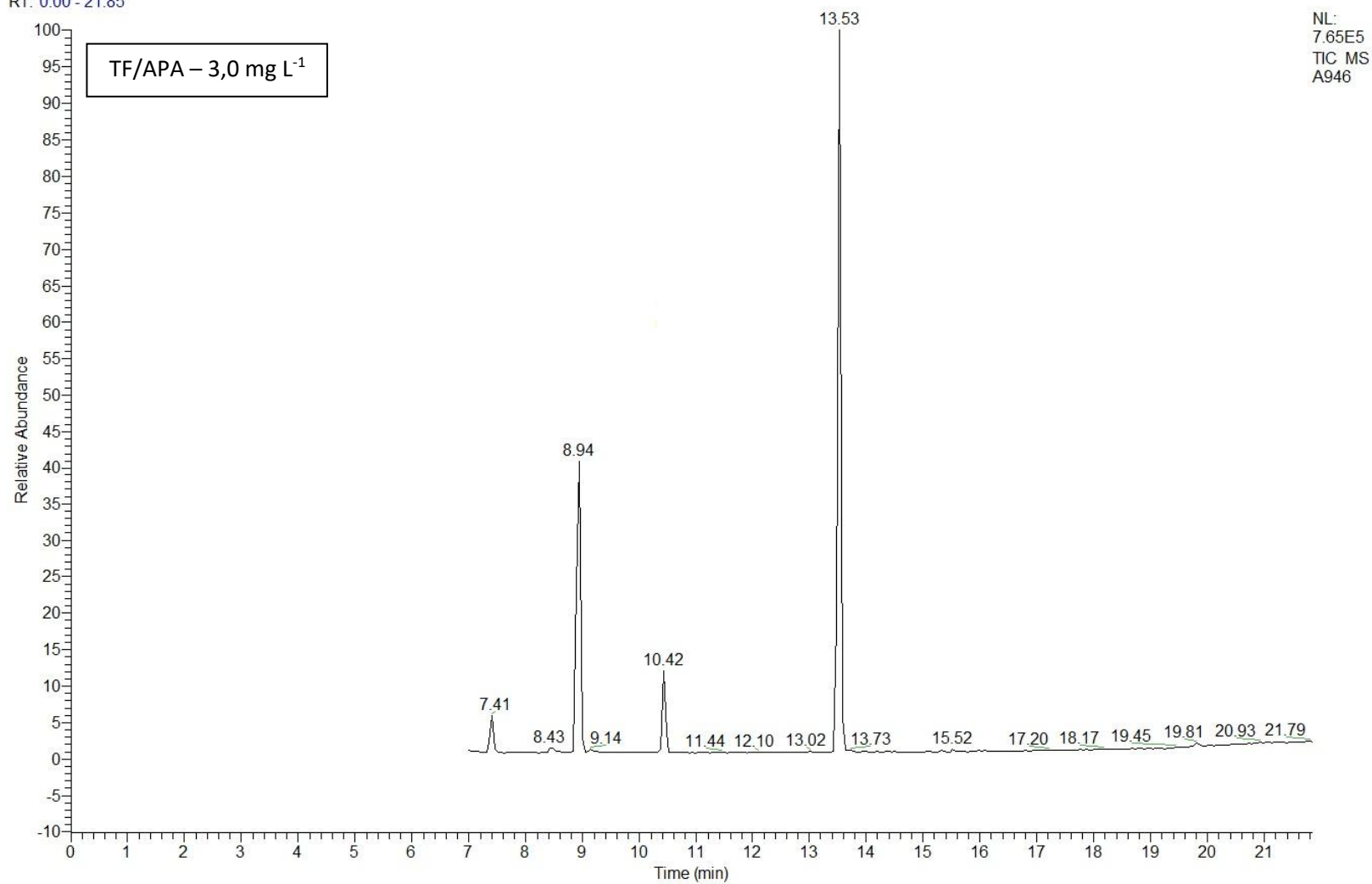


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

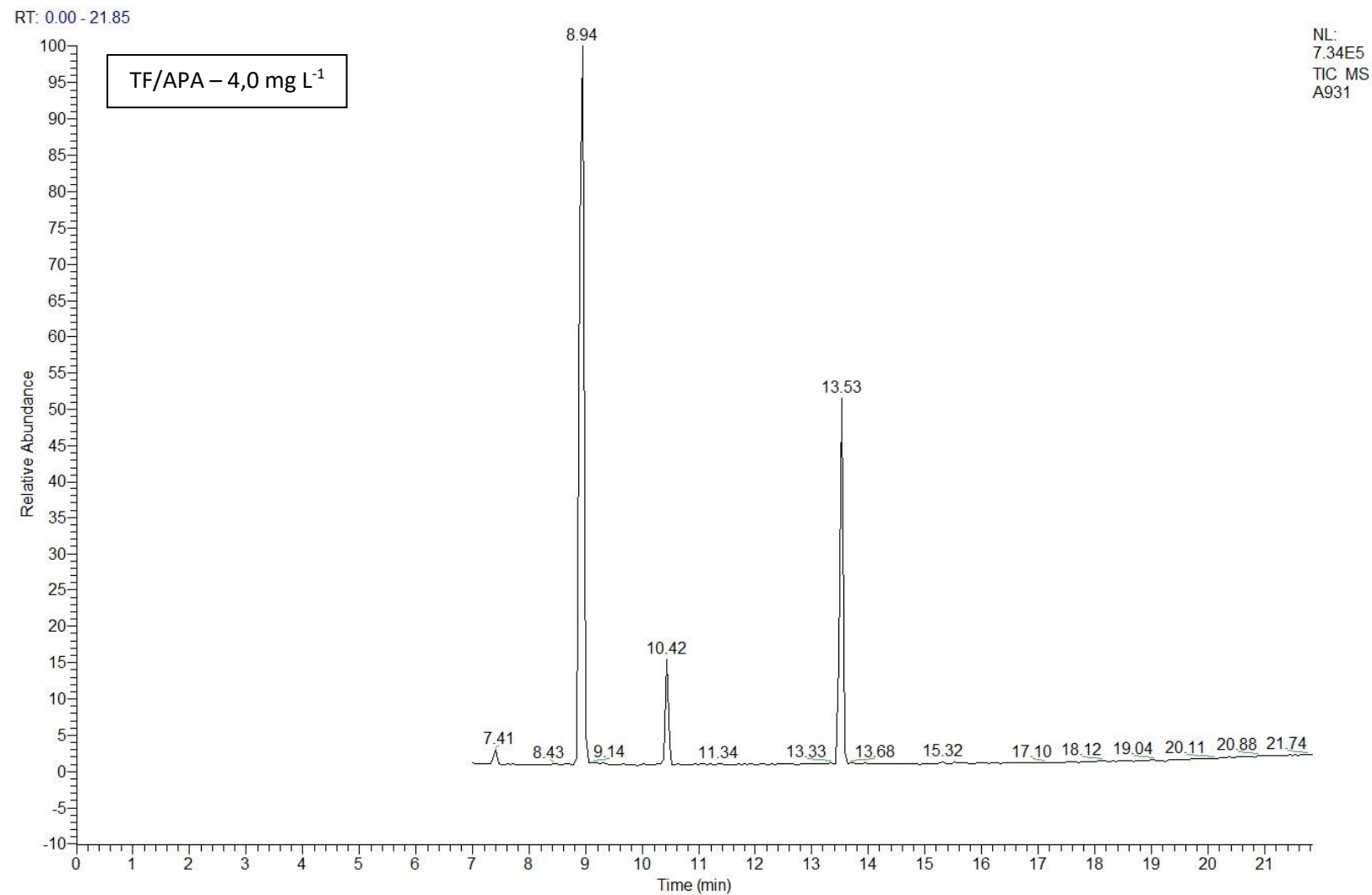


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

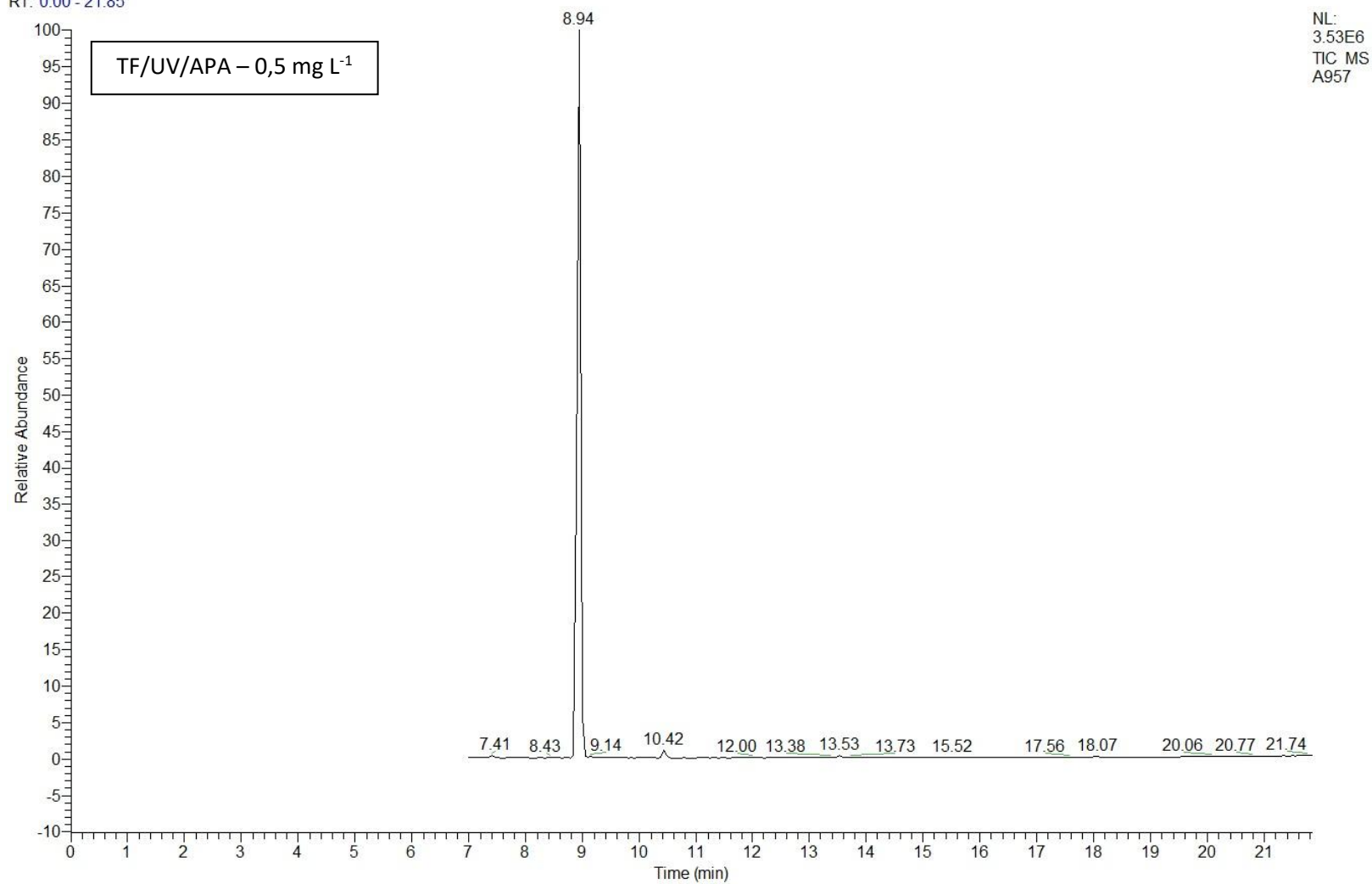


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

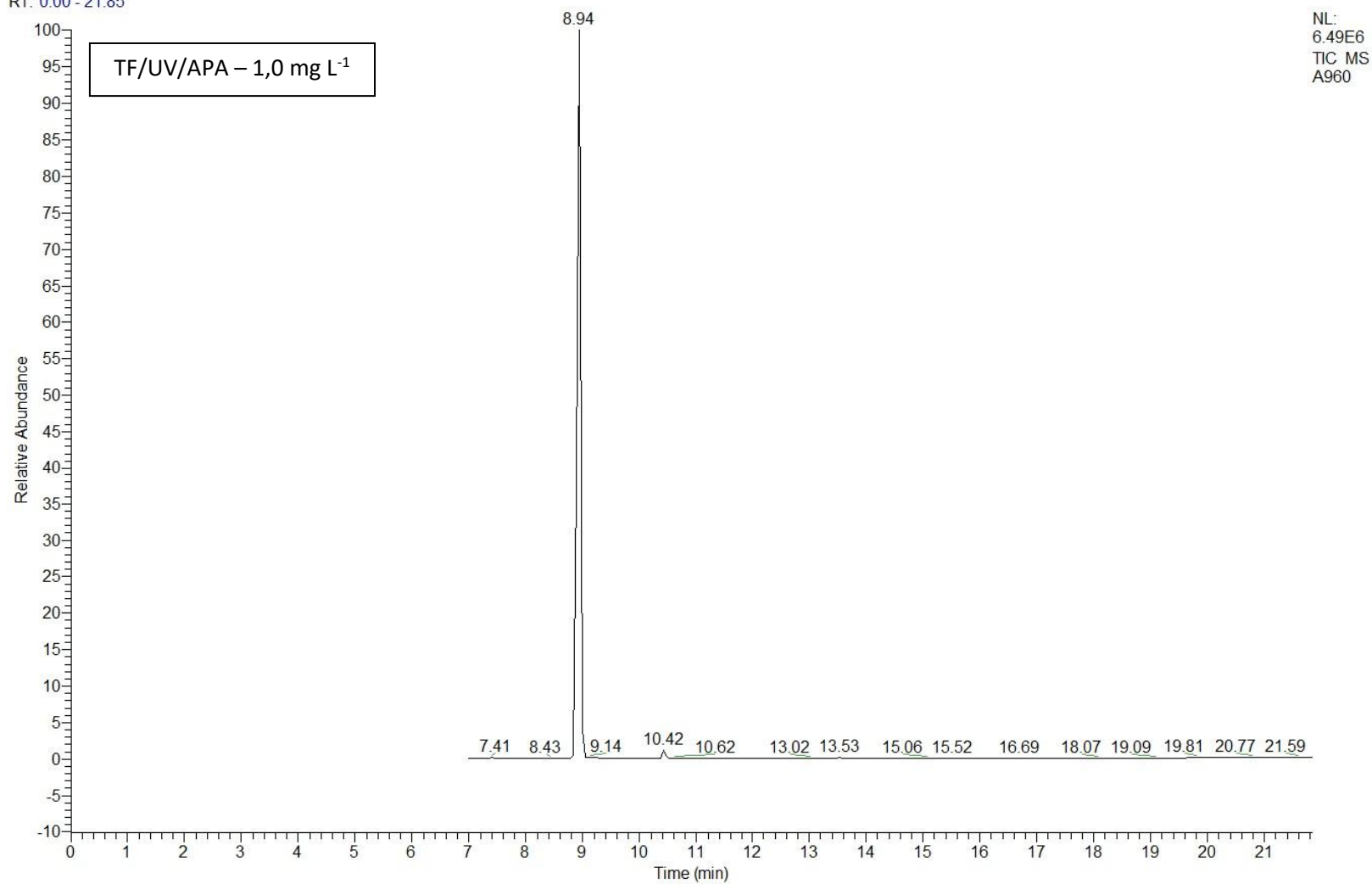


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.90

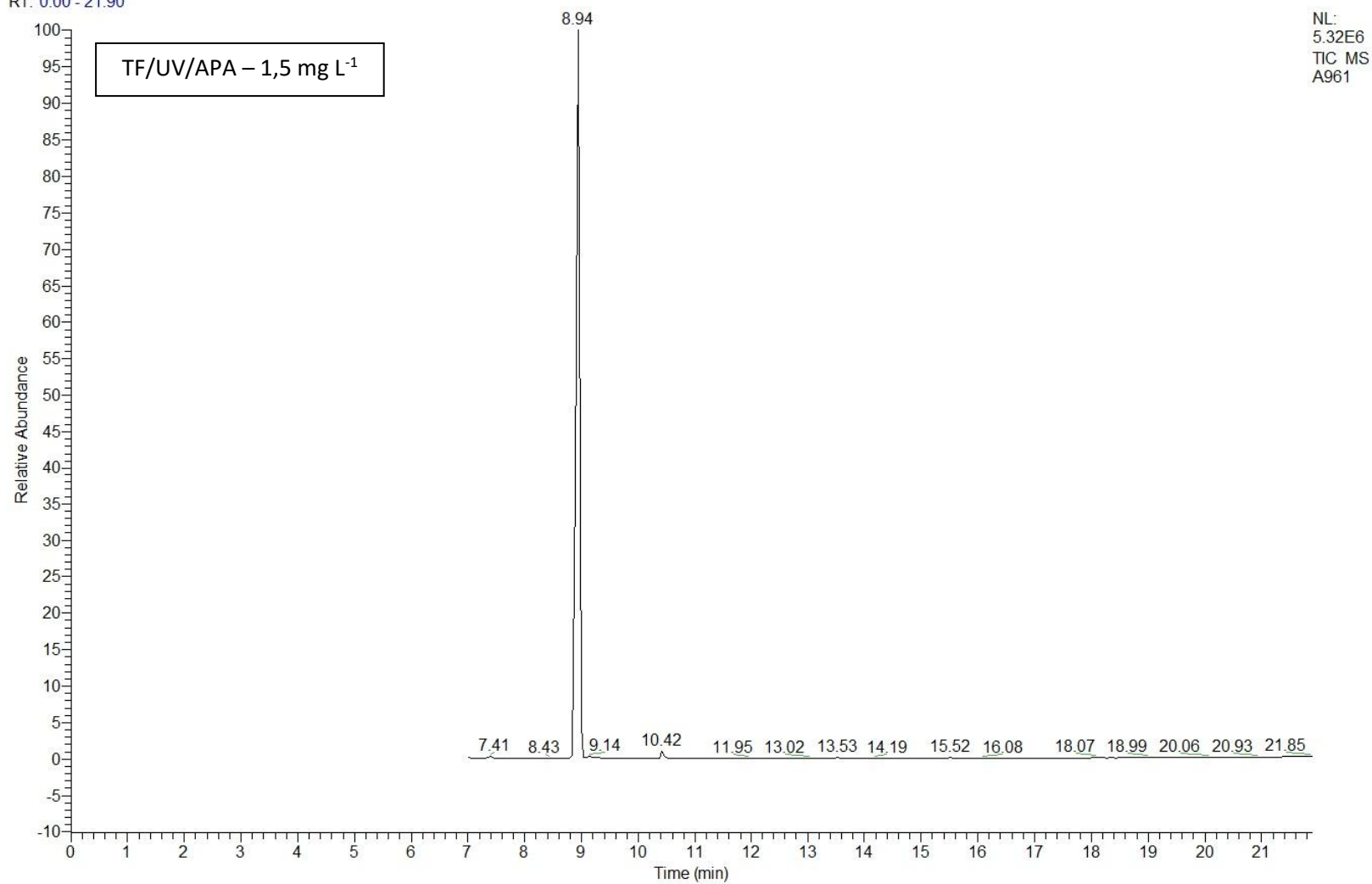


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

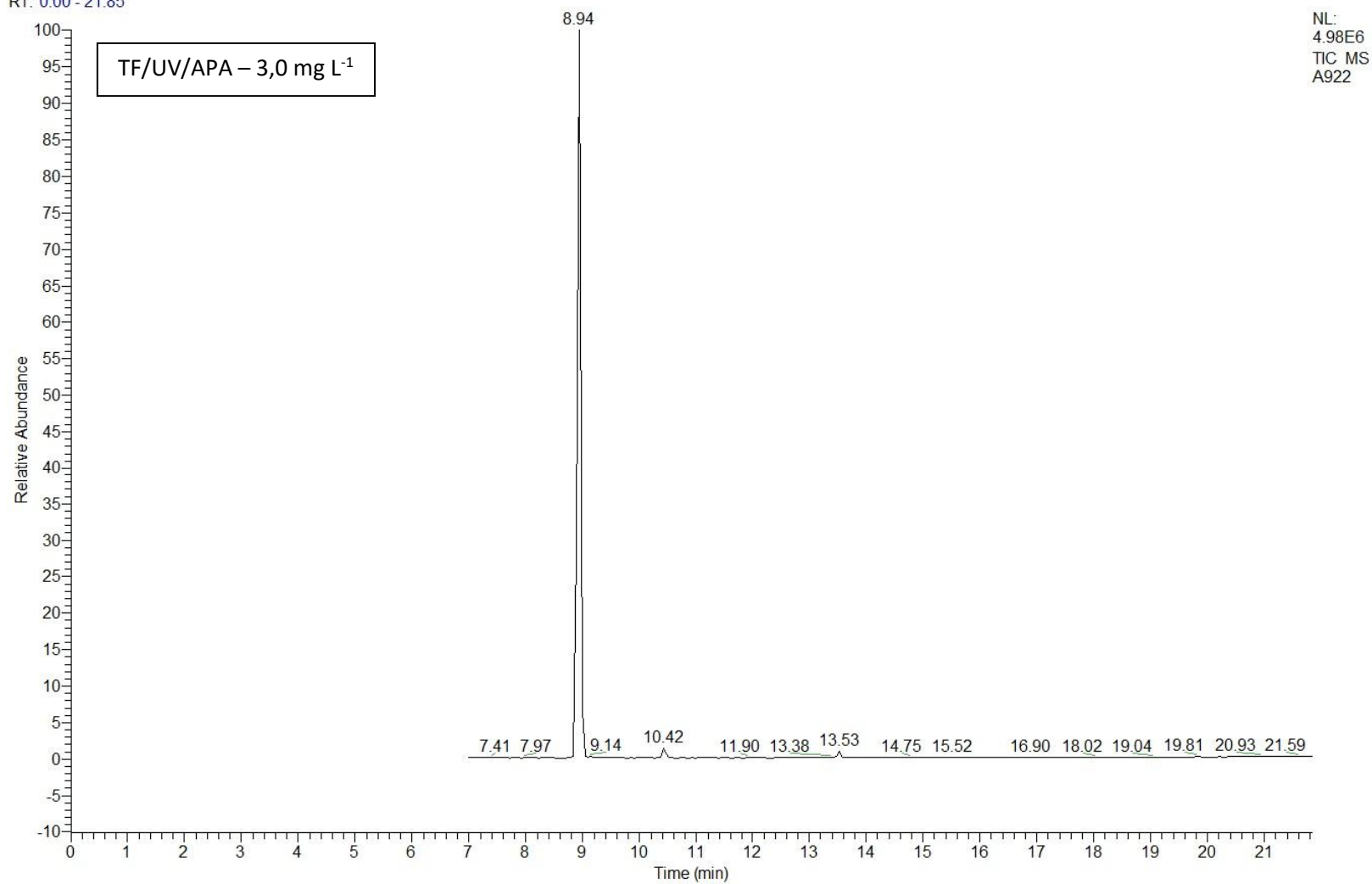


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

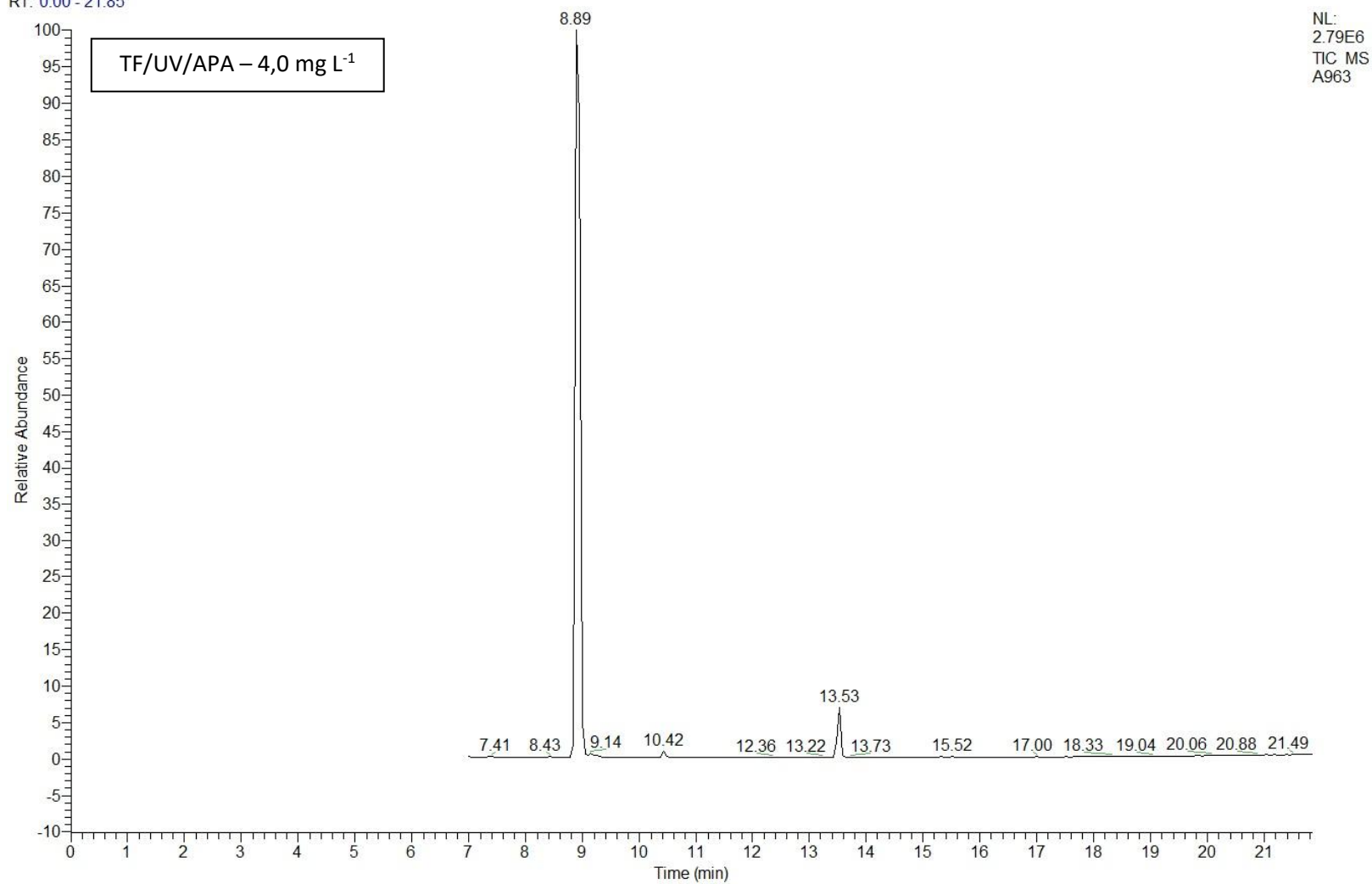


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

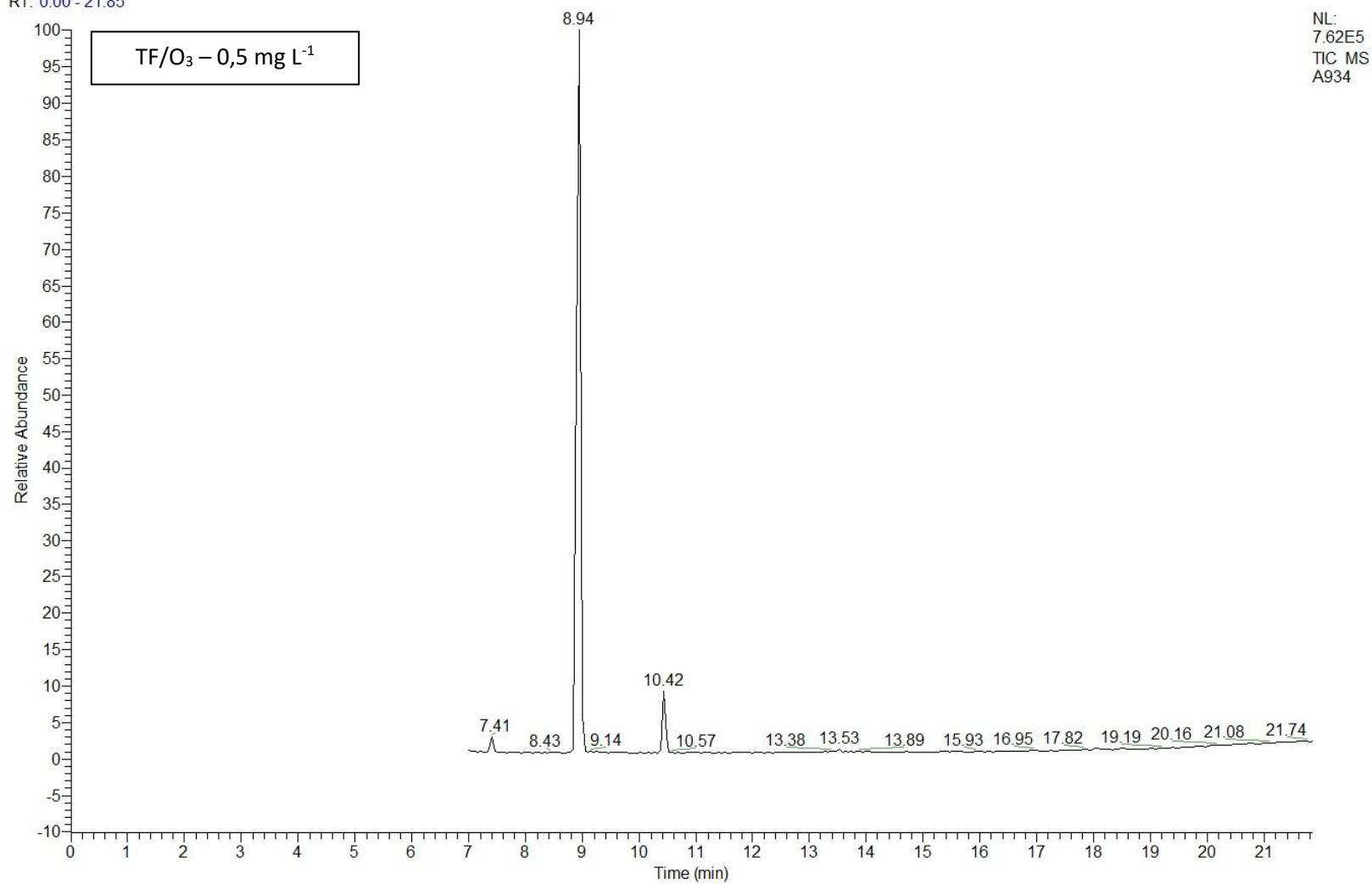


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

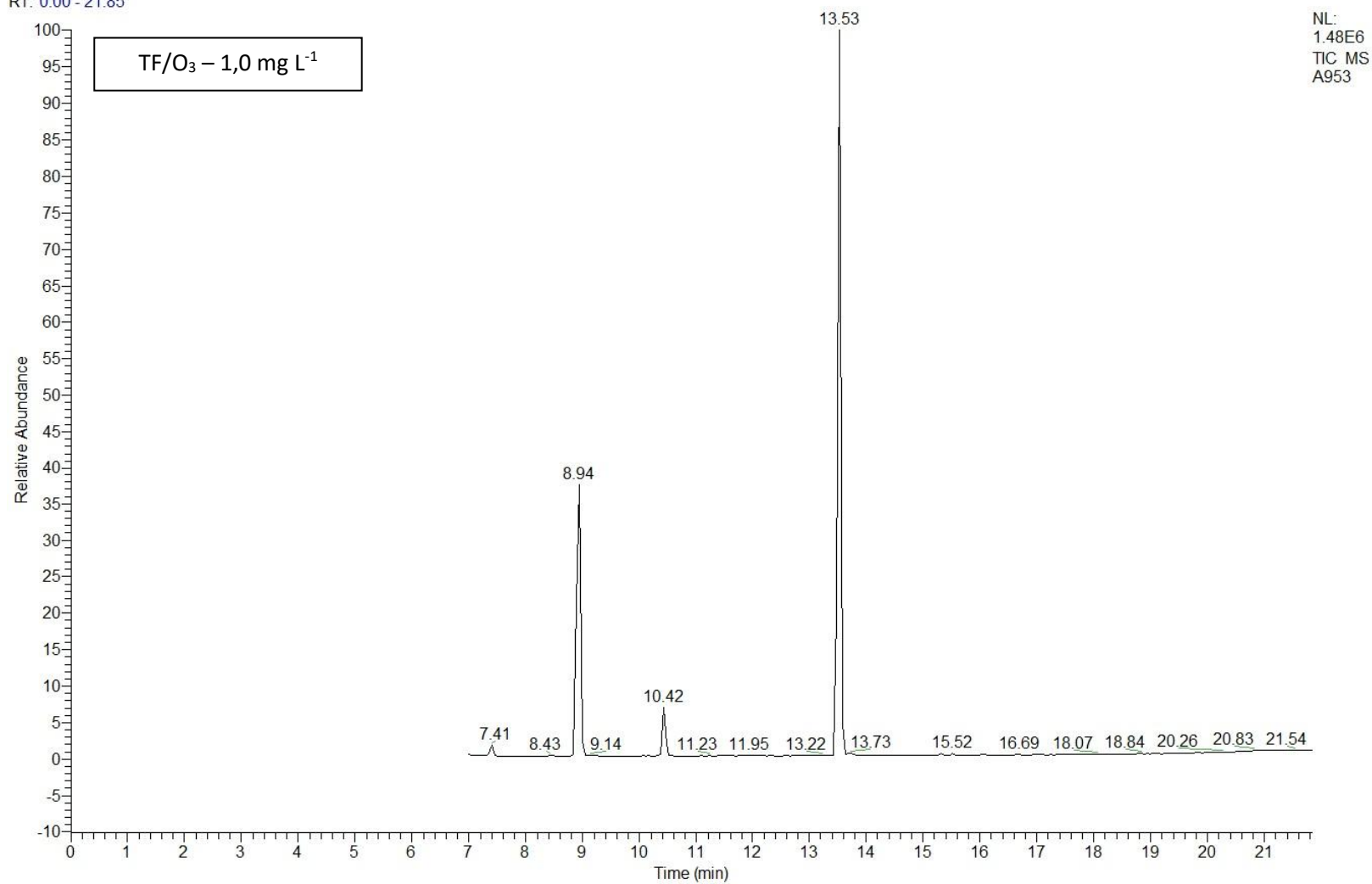


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.90

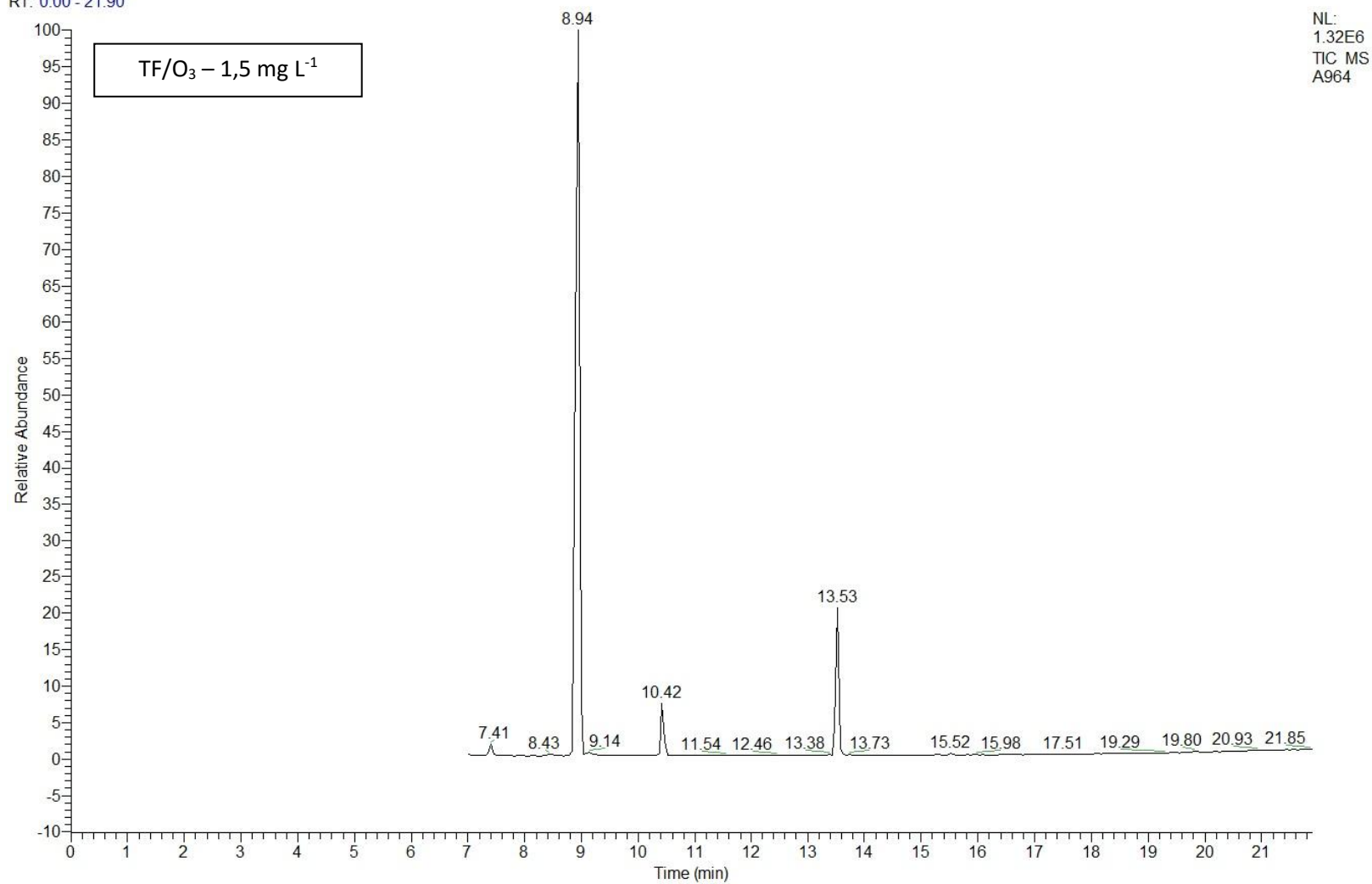


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.90

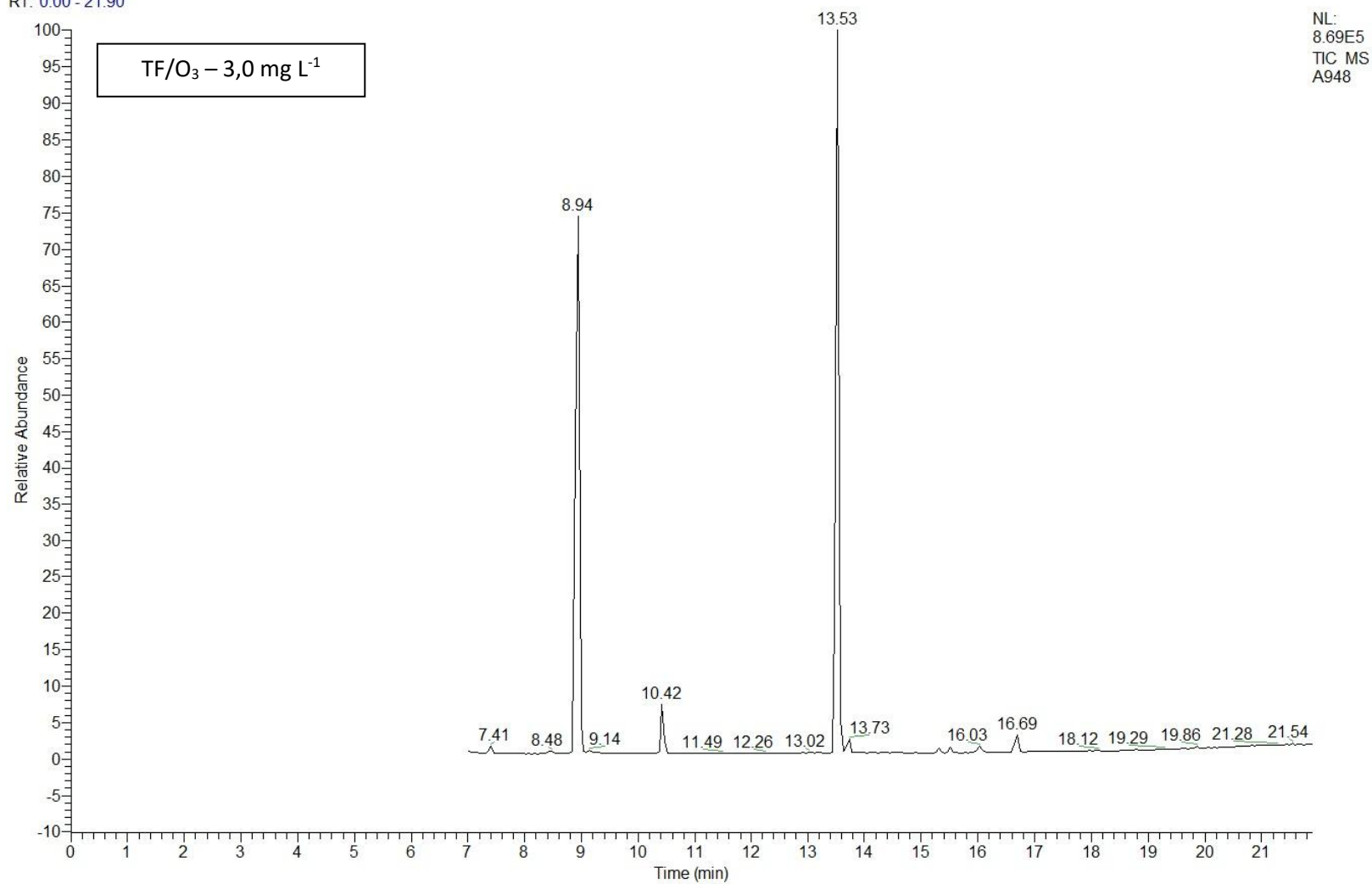


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

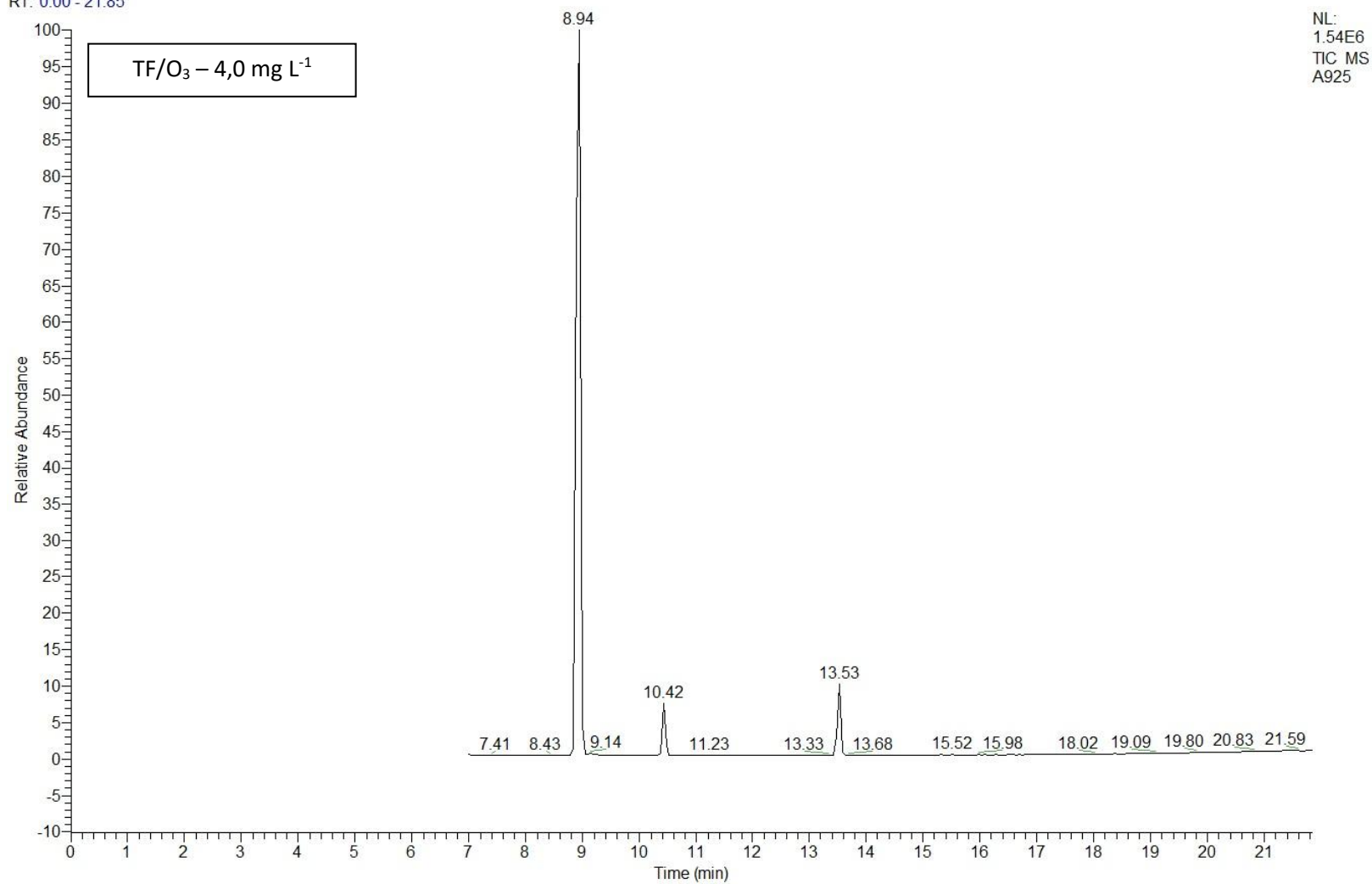


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

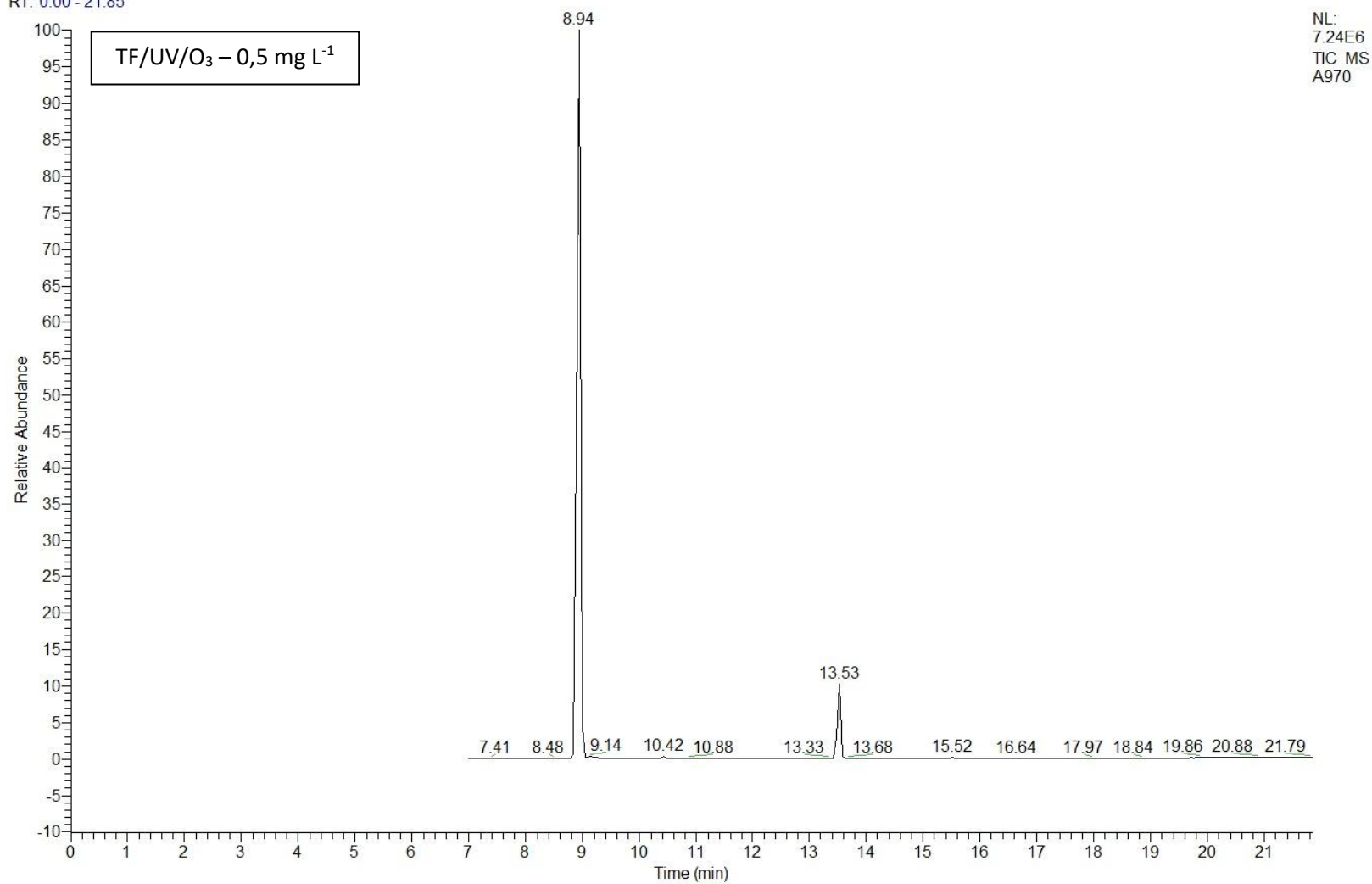


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

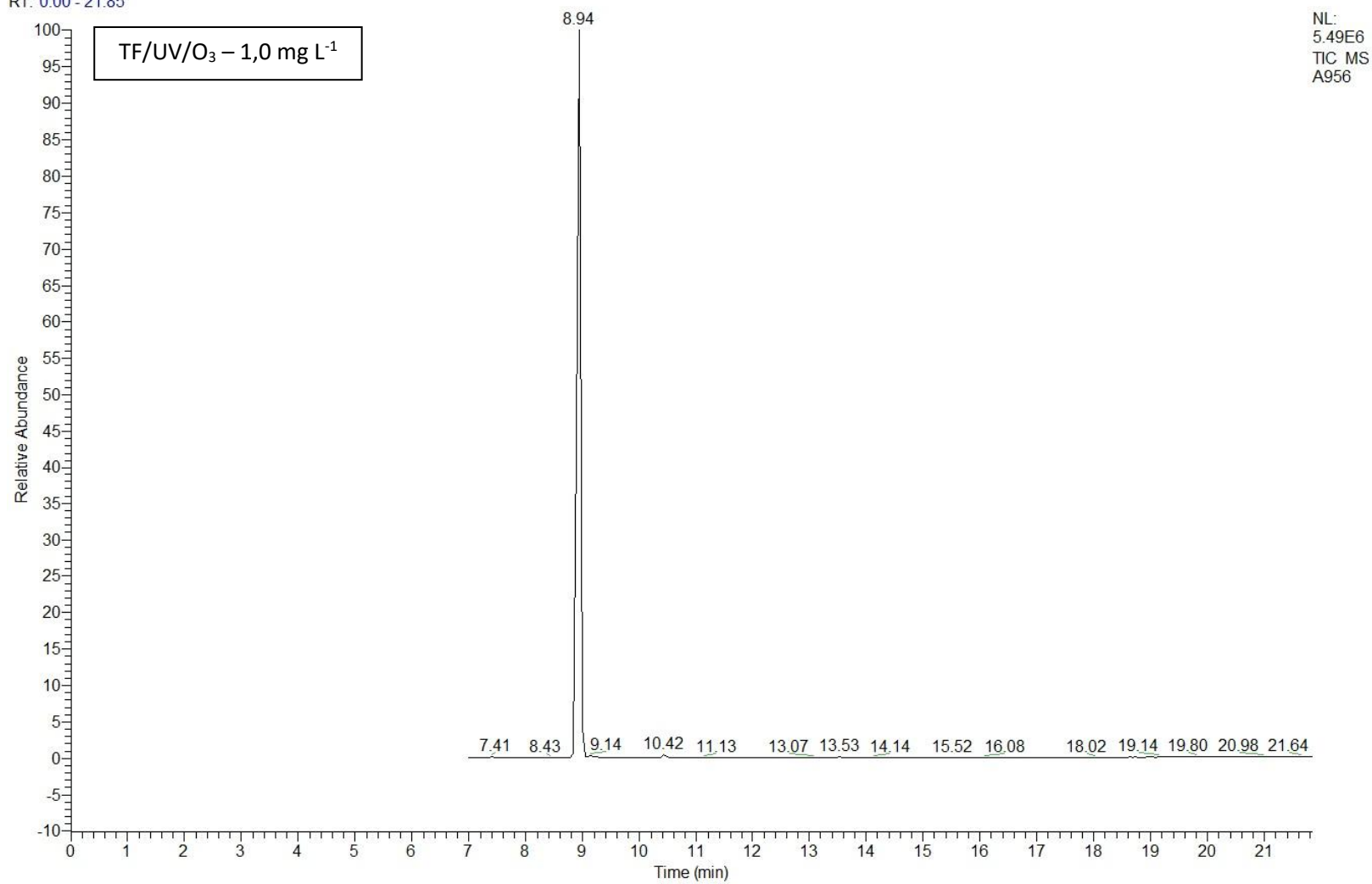


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

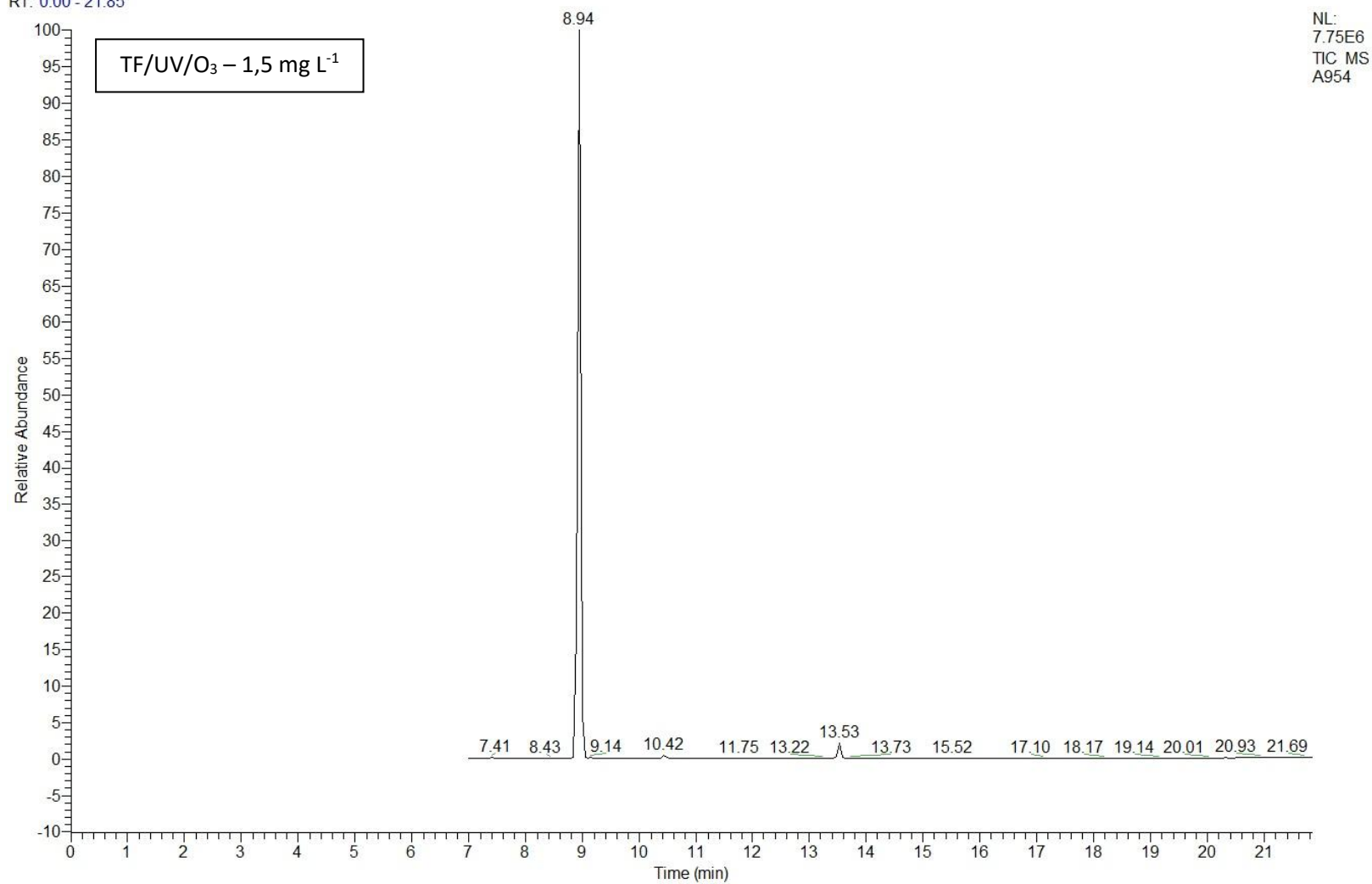


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

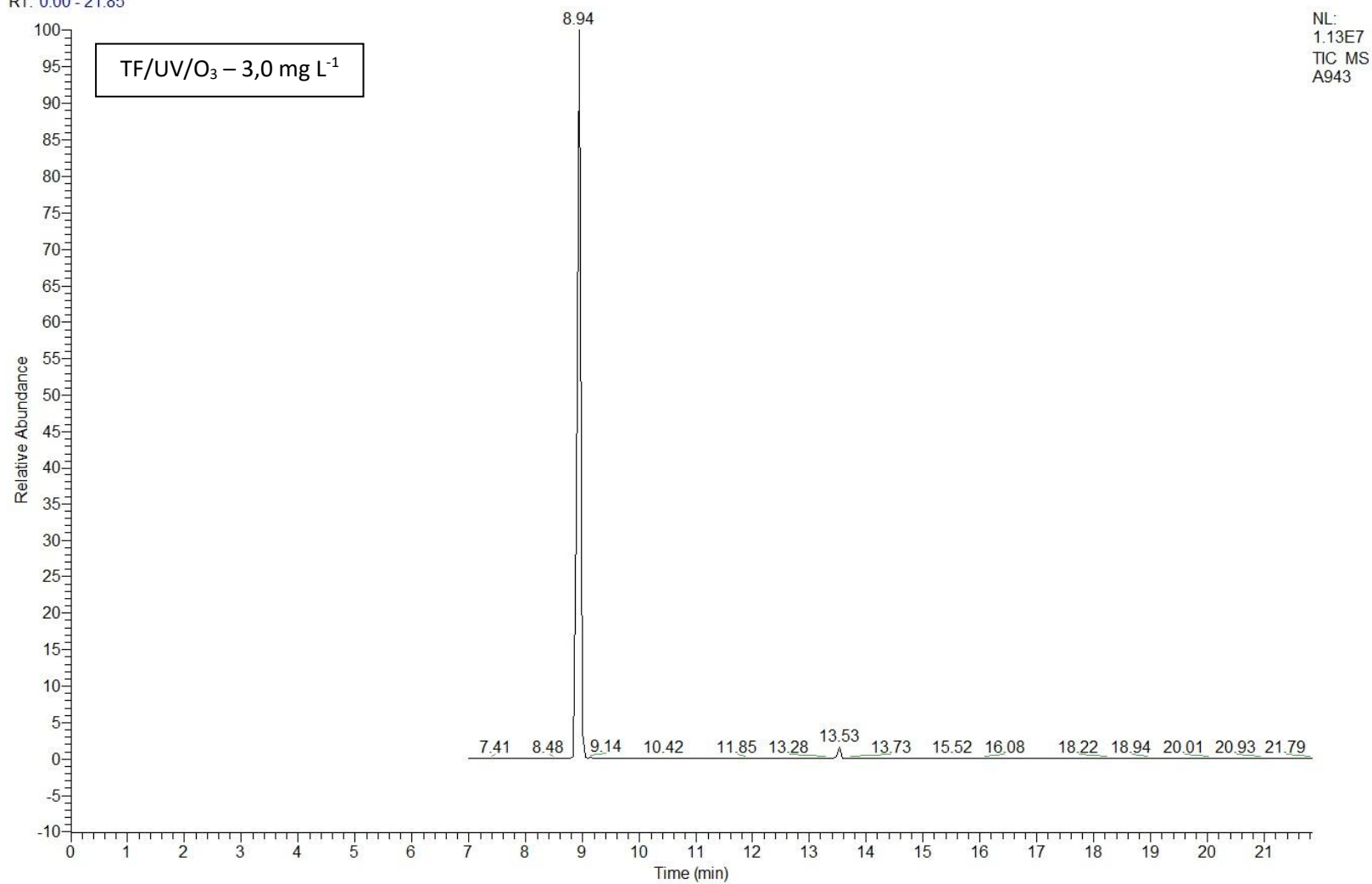


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

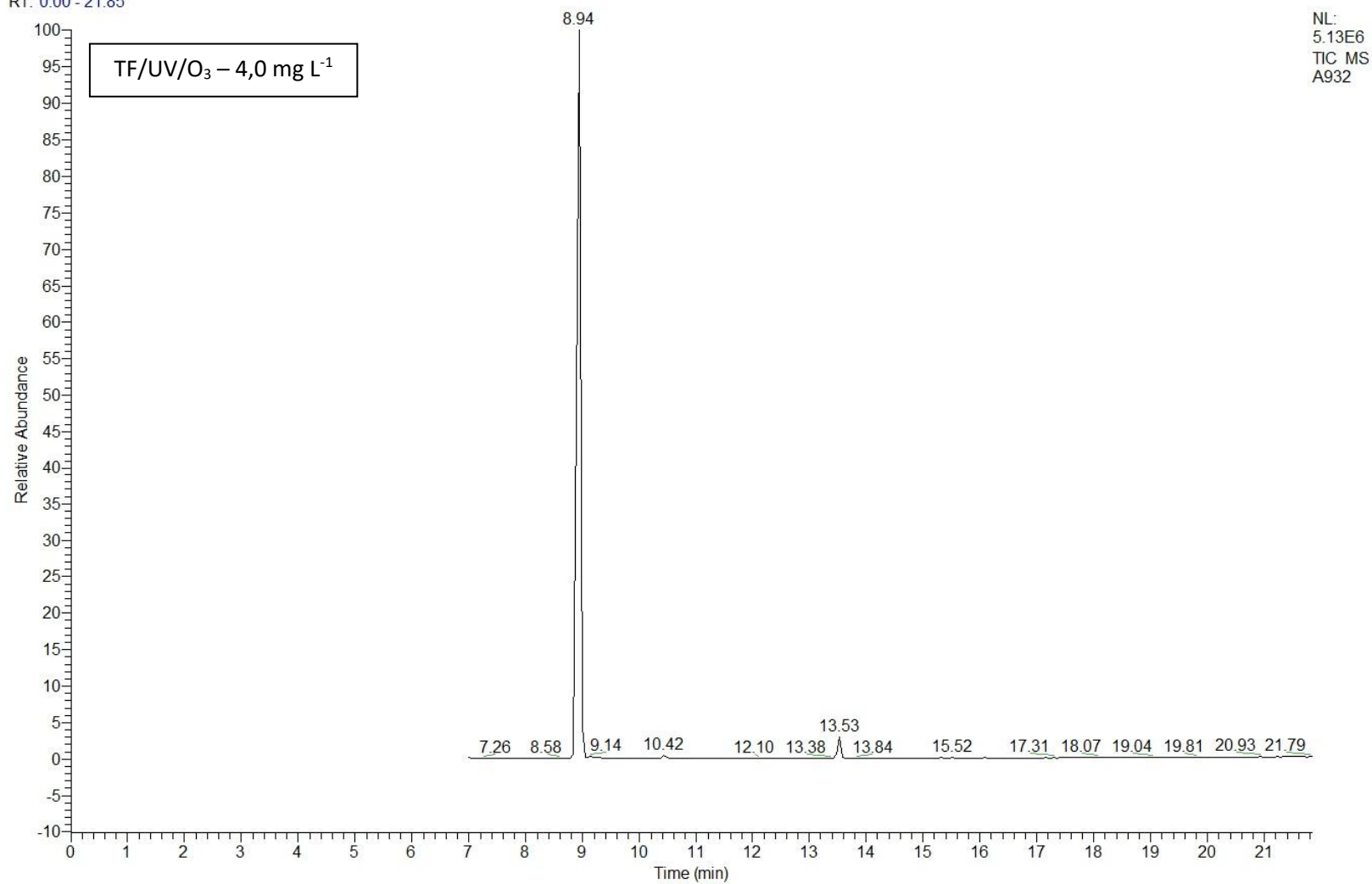


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

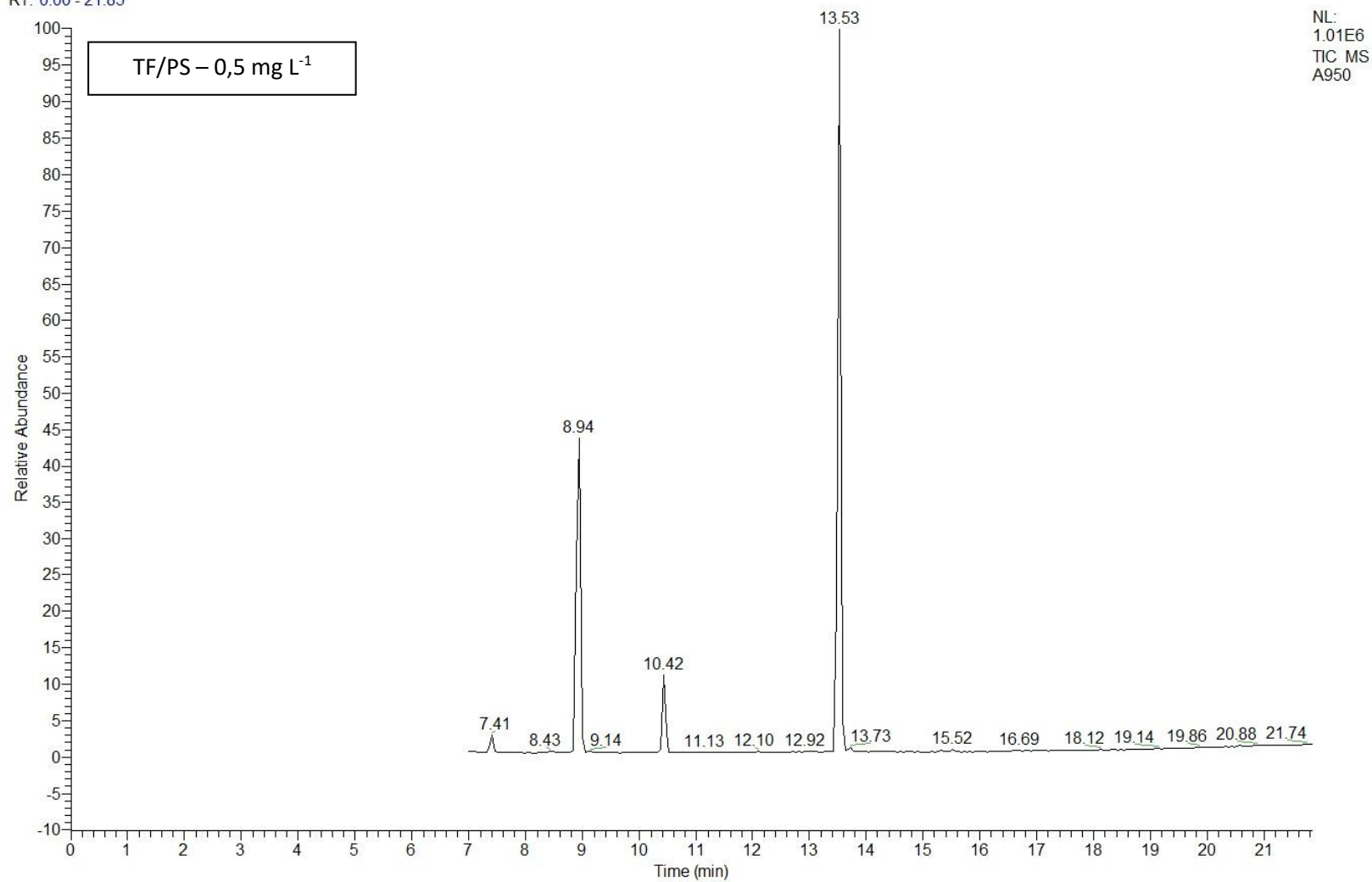


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

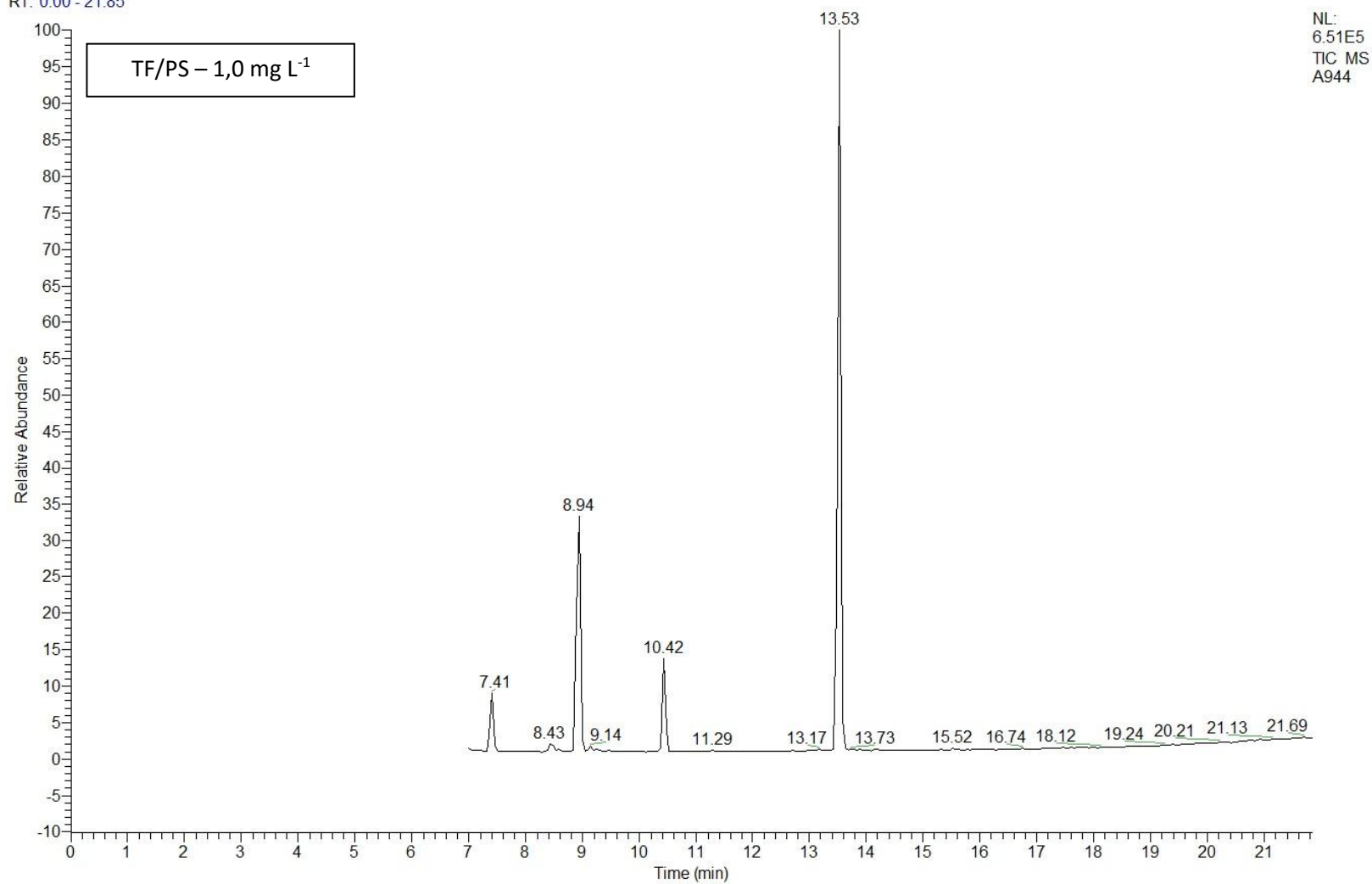


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.90

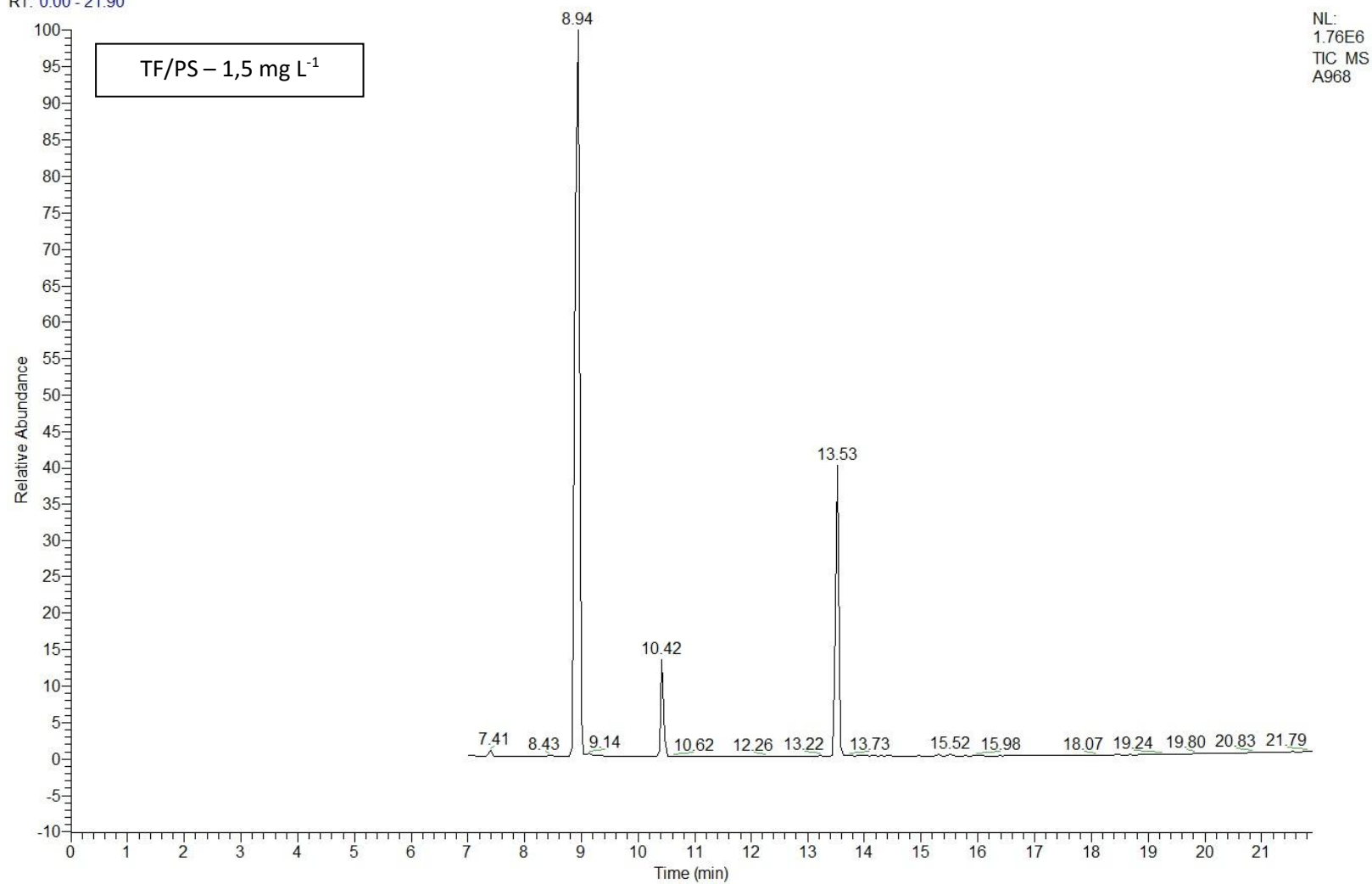


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

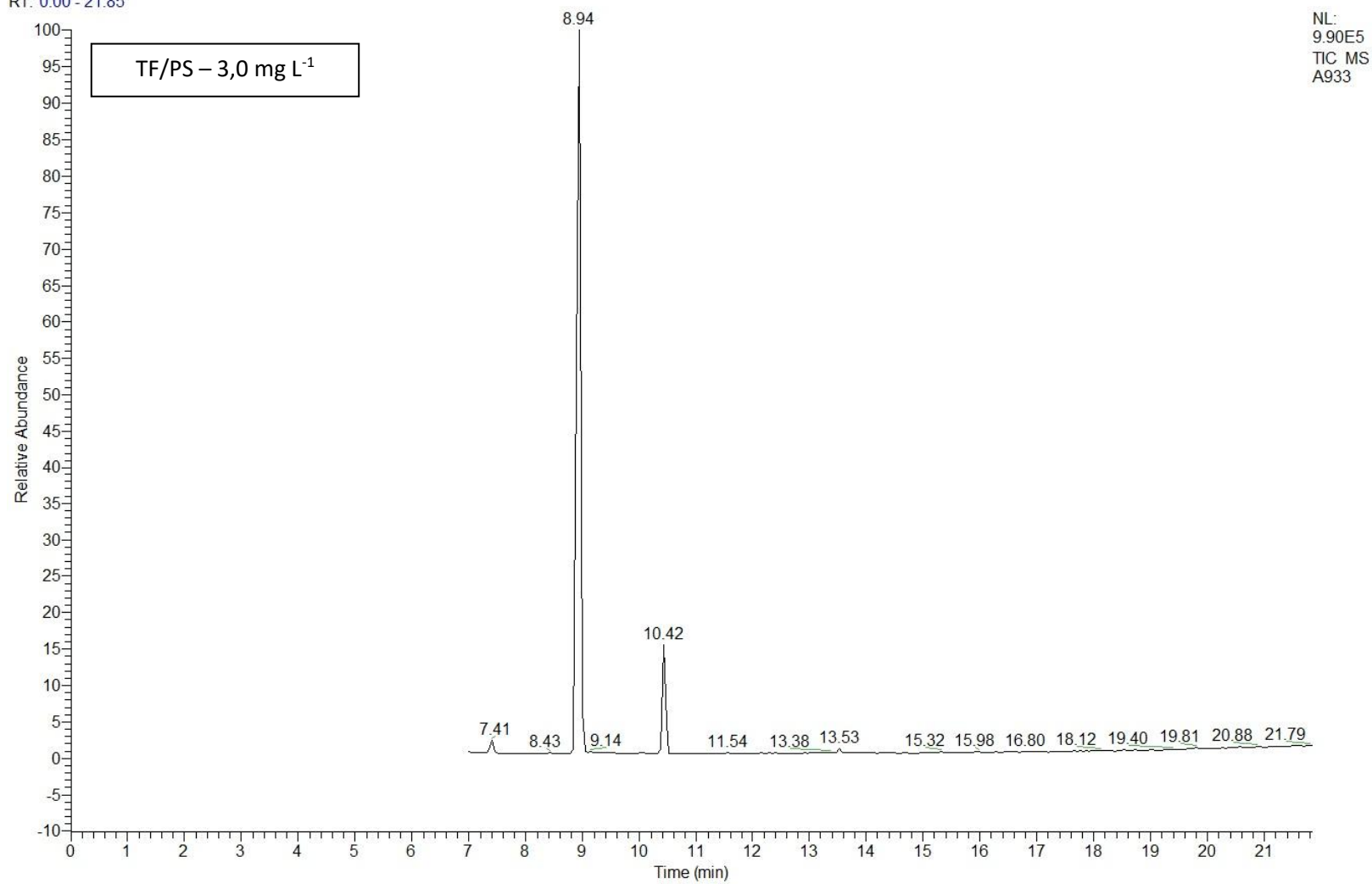


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

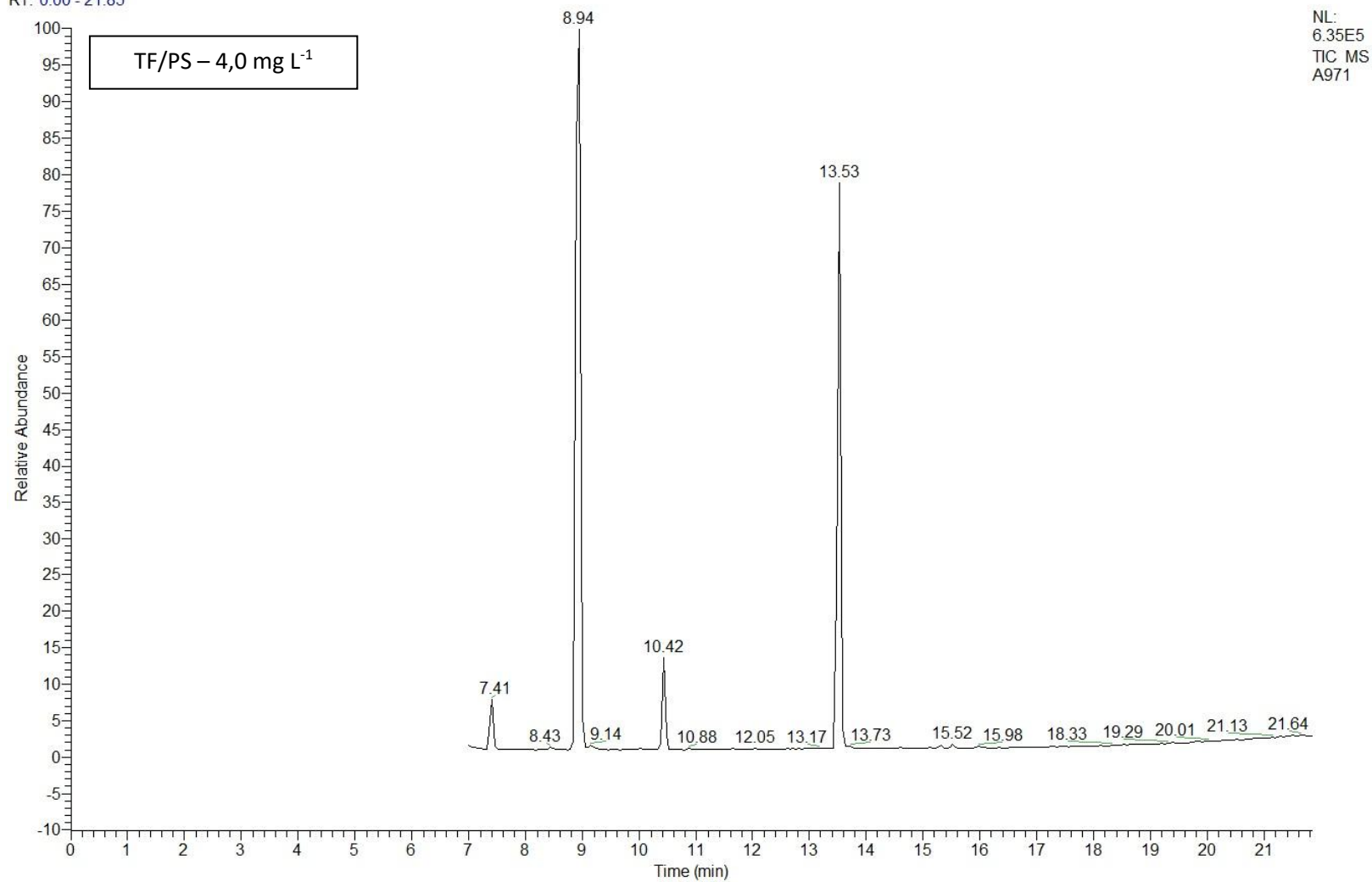


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

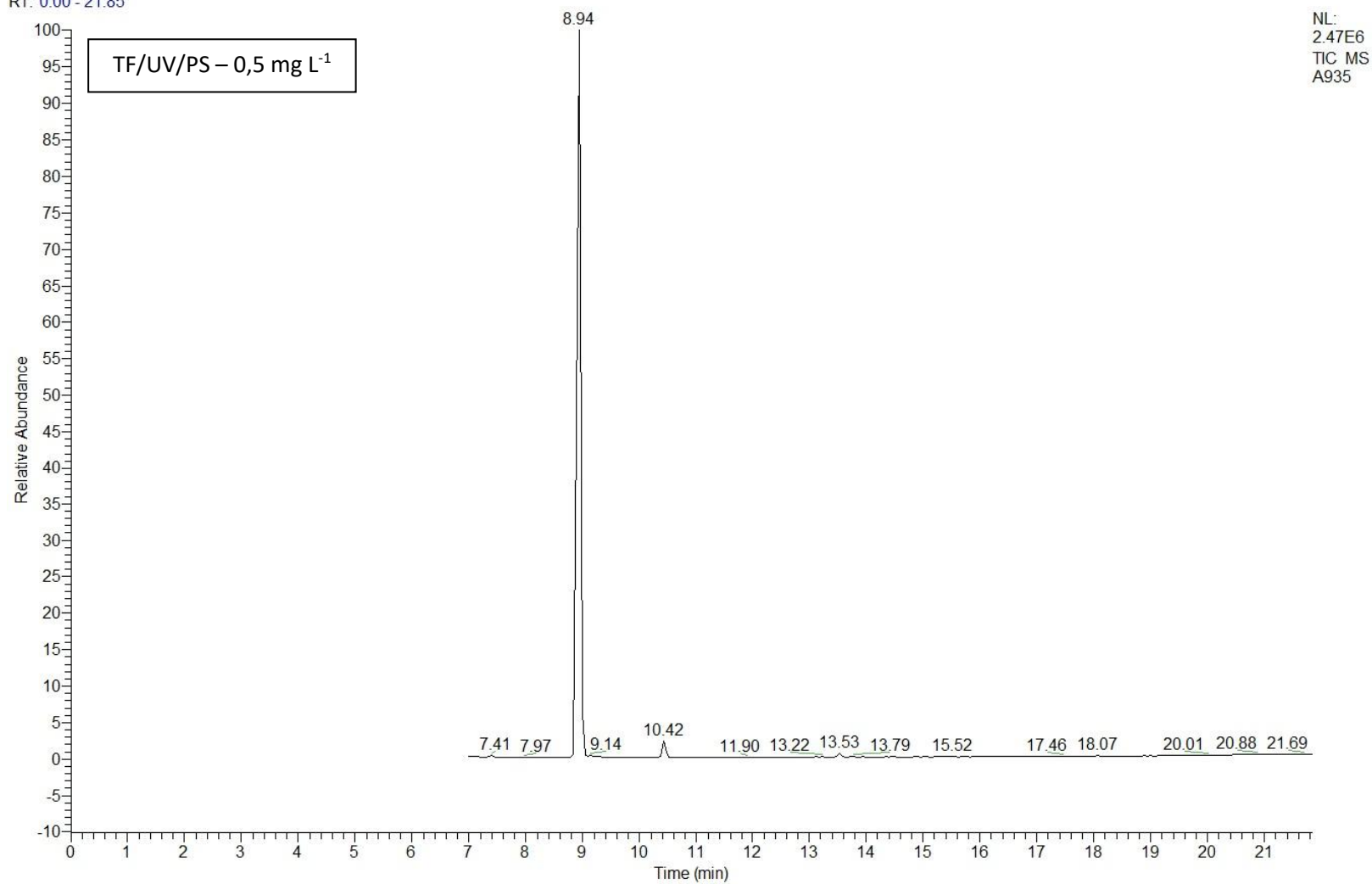


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

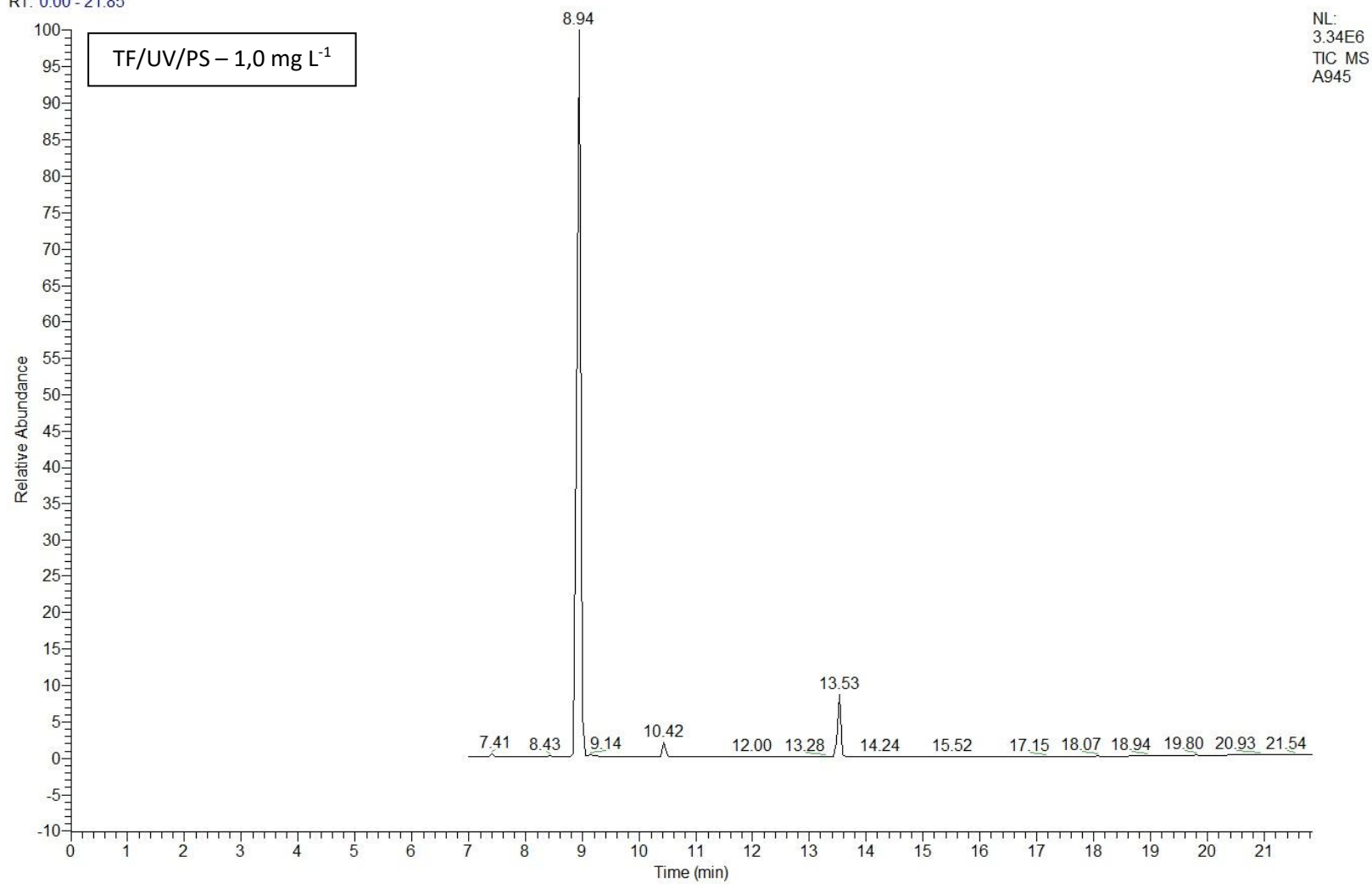


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

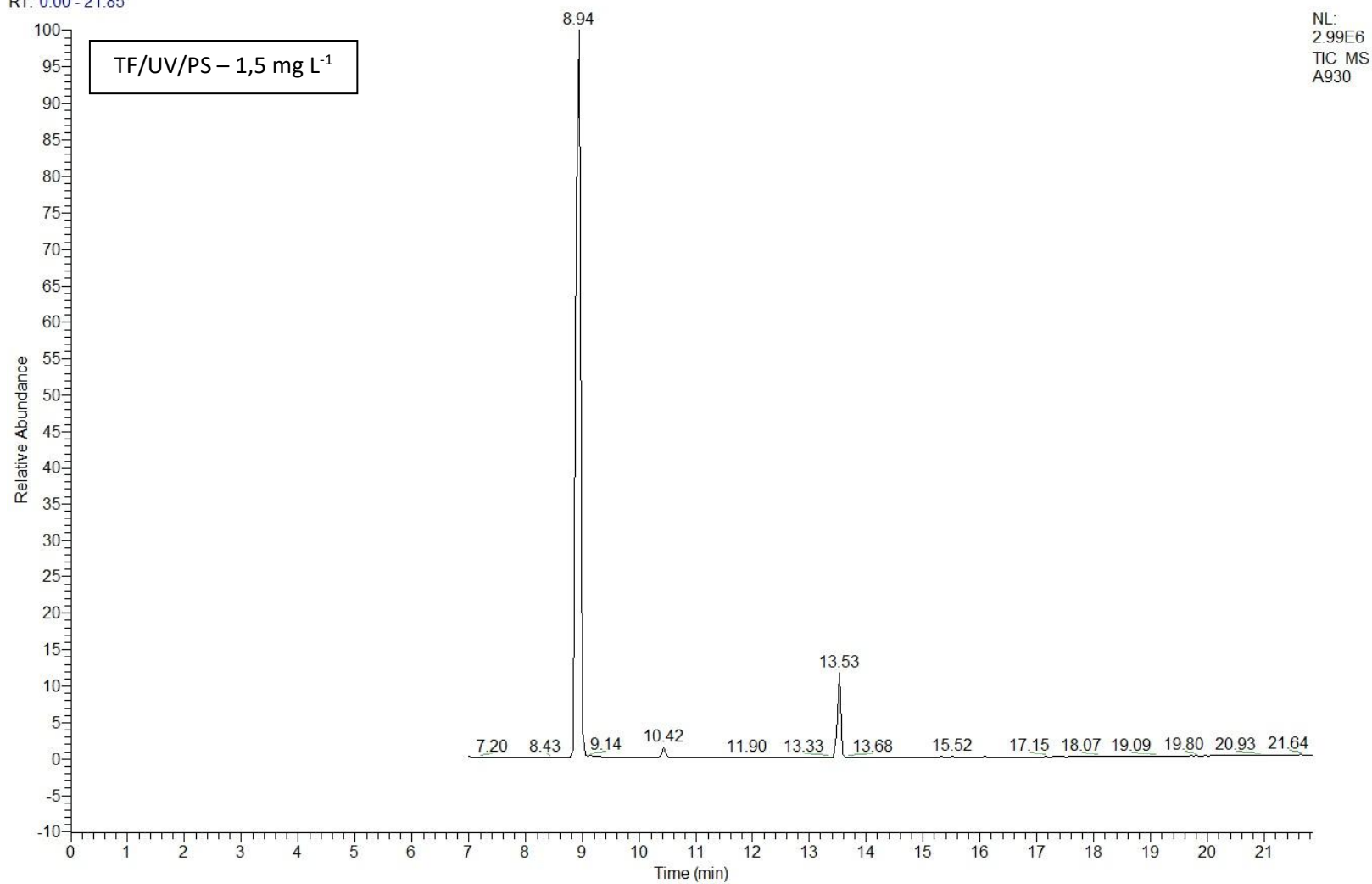


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todos as desinfecções realizadas no efluente após TF.

RT: 0.00 - 21.85

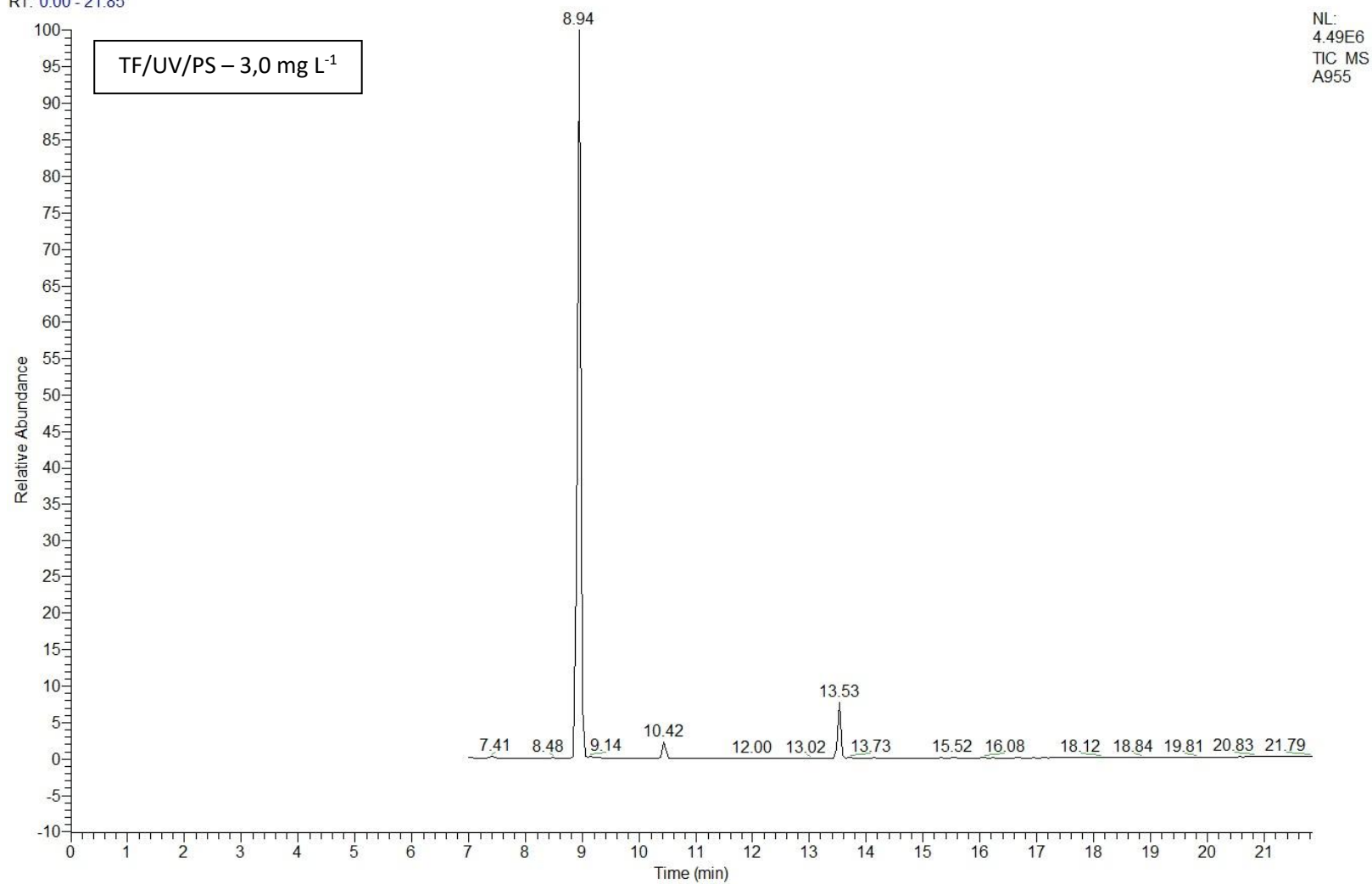
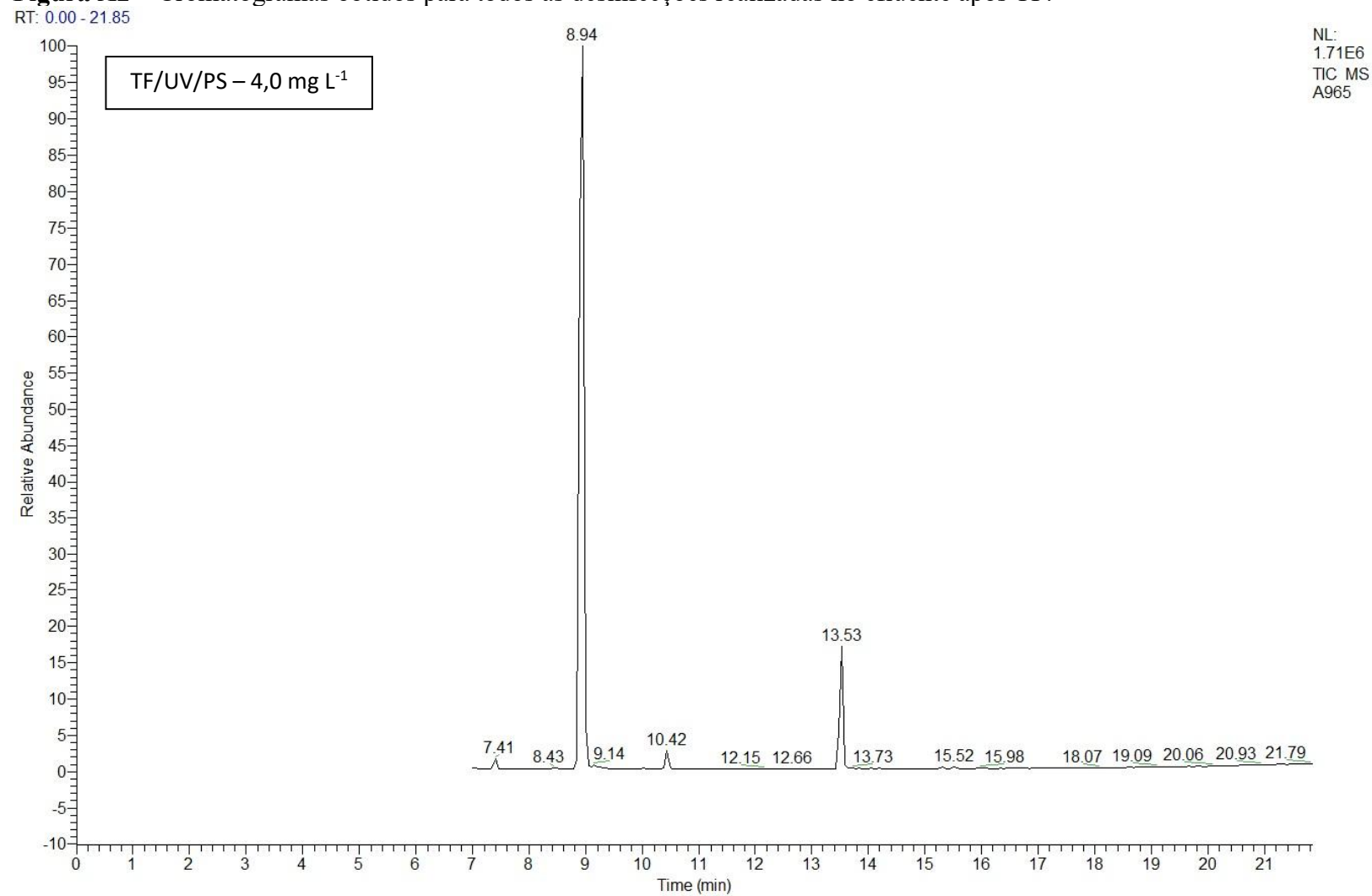


Figura A2 – Cromatogramas obtidos para todas as desinfecções realizadas no efluente após TF.



Nota: Picos observados em 10,42 min, correspondente ao clorofórmio. Picos em 7,41, 8,94 e 13,53 min provavelmente associados a interferentes da matriz. Os picos esperados para dicloro-bromometano (12,15 min), dibromo-clorometano (13,89 min) e bromoformio (15,78 min) não

foram claramente detectados, situando-se menor que o limite de detecção (LOD).

APÊNDICE B – MONITORAMENTO SEMANAL DE PH, TEMPERATURA, CONDUTIVIDADE E TURBIDEZ DO EFLUENTE BRUTO E PÓS-UASB

Tabela B1 – Monitoramento do efluente bruto e pós-UASB – Segunda-feira (Média ± S)

Parâmetro		PH		TEMPERATURA (°C)		CONDUTIVIDADE ($\mu\text{s cm}^{-2}$)		TURBIDEZ (UNT)	
Efluente		BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB
Hora da coleta	9:00	8,10 ± 0,02	6,90 ± 0,02	25,42 ± 0,08	26,12 ± 0,08	1179,83 ± 2,75	1059,83 ± 2,75	189,13 ± 0,03	68,54 ± 0,03
	10:00	7,87 ± 0,02	6,94 ± 0,02	25,32 ± 0,08	25,92 ± 0,08	1334,83 ± 2,75	1094,83 ± 2,75	209,83 ± 0,03	36,48 ± 0,03
	11:00	7,83 ± 0,02	7,30 ± 0,02	25,72 ± 0,08	26,72 ± 0,08	1274,83 ± 2,75	1015,83 ± 2,75	293,03 ± 0,03	22,42 ± 0,03
	12:00	7,46 ± 0,02	7,23 ± 0,02	26,12 ± 0,08	27,02 ± 0,08	1074,83 ± 2,75	1019,83 ± 2,75	295,13 ± 0,03	29,76 ± 0,03
	13:00	7,40 ± 0,02	7,30 ± 0,02	26,22 ± 0,08	26,82 ± 0,08	1029,83 ± 2,75	1059,83 ± 2,75	295,13 ± 0,03	30,87 ± 0,03
	14:00	7,32 ± 0,02	7,29 ± 0,02	26,42 ± 0,08	27,52 ± 0,08	926,83 ± 2,75	1037,83 ± 2,75	274,23 ± 0,03	33,18 ± 0,03
	15:00	7,35 ± 0,02	7,01 ± 0,02	26,62 ± 0,08	27,02 ± 0,08	849,83 ± 2,75	1039,83 ± 2,75	371,63 ± 0,03	57,80 ± 0,03
	16:00	7,29 ± 0,02	7,26 ± 0,02	26,62 ± 0,08	27,42 ± 0,08	864,83 ± 2,75	1009,83 ± 2,75	259,93 ± 0,03	37,66 ± 0,03
	17:00	7,33 ± 0,02	7,30 ± 0,02	26,52 ± 0,08	27,42 ± 0,08	827,83 ± 2,75	1024,83 ± 2,75	197,33 ± 0,03	38,10 ± 0,03
	18:00	7,31 ± 0,02	7,28 ± 0,02	26,52 ± 0,08	26,92 ± 0,08	834,83 ± 2,75	1013,83 ± 2,75	220,63 ± 0,03	36,48 ± 0,03
Análise estatística comparativa entre as horas do dia									
ANOVA (p)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Shapiro-Wilk (p)	-	0,00002	0,00122	0,00002	0,00001	0,00122	0,01394	0,00101	0,00292
Levene (p)	-	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Kruskal-Wallis (p)	-	0,00040	0,00040	0,00040	0,00340	0,00040	0,00900	0,00040	0,00040
Condição	-	NV	NV	NV	NV	NV	NV	NV	NV
Significância	-	S	S	S	S	S	S	S	S

Nota: NV: Normalidade violada (valores < 0,05), S: Significativo, NS: Não significativo. Valores mínimos em negrito e valores máximos em vermelho.

Tabela B2 – Monitoramento do efluente bruto e após UASB – Terça-feira (Média $\pm$ S)

Parâmetro		PH		TEMPERATURA (°C)		CONDUTIVIDADE ($\mu\text{s cm}^{-2}$)		TURBIDEZ (UNT)	
Efluente		BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB
Hora da coleta	9:00	8,33 $\pm$ 0,03	7,24 $\pm$ 0,03	25,25 $\pm$ 0,06	25,85 $\pm$ 0,06	1311,17 $\pm$ 1,04	1106,17 $\pm$ 1,04	174,93 $\pm$ 0,03	68,54 $\pm$ 0,03
	10:00	8,01 $\pm$ 0,03	7,35 $\pm$ 0,03	25,45 $\pm$ 0,06	26,15 $\pm$ 0,06	1367,17 $\pm$ 1,04	1081,17 $\pm$ 1,04	206,53 $\pm$ 0,03	36,48 $\pm$ 0,03
	11:00	7,77 $\pm$ 0,03	7,32 $\pm$ 0,03	25,75 $\pm$ 0,06	26,35 $\pm$ 0,06	1184,17 $\pm$ 1,04	1017,17 $\pm$ 1,04	248,03 $\pm$ 0,03	22,42 $\pm$ 0,03
	12:00	7,52 $\pm$ 0,06	7,33 $\pm$ 0,03	26,55 $\pm$ 0,06	26,85 $\pm$ 0,06	1147,17 $\pm$ 1,04	1016,17 $\pm$ 1,04	311,73 $\pm$ 0,03	29,76 $\pm$ 0,03
	13:00	7,40 $\pm$ 0,03	7,30 $\pm$ 0,03	26,75 $\pm$ 0,06	27,15 $\pm$ 0,06	1056,17 $\pm$ 1,04	1002,17 $\pm$ 1,04	300,03 $\pm$ 0,03	30,87 $\pm$ 0,03
	14:00	7,38 $\pm$ 0,03	7,23 $\pm$ 0,03	27,25 $\pm$ 0,06	27,55 $\pm$ 0,06	936,17 $\pm$ 1,04	1029,17 $\pm$ 1,04	270,03 $\pm$ 0,03	33,18 $\pm$ 0,03
	15:00	7,31 $\pm$ 0,03	7,29 $\pm$ 0,03	27,35 $\pm$ 0,06	27,55 $\pm$ 0,06	921,17 $\pm$ 1,04	1028,17 $\pm$ 1,04	266,33 $\pm$ 0,03	57,80 $\pm$ 0,03
	16:00	7,37 $\pm$ 0,03	7,24 $\pm$ 0,03	27,15 $\pm$ 0,06	27,45 $\pm$ 0,06	858,17 $\pm$ 1,04	1021,17 $\pm$ 1,04	229,63 $\pm$ 0,03	37,66 $\pm$ 0,03
	17:00	7,27 $\pm$ 0,03	7,06 $\pm$ 0,03	26,95 $\pm$ 0,06	26,65 $\pm$ 0,06	801,17 $\pm$ 1,04	1061,17 $\pm$ 1,04	260,33 $\pm$ 0,03	38,10 $\pm$ 0,03
	18:00	7,36 $\pm$ 0,03	7,25 $\pm$ 0,03	26,55 $\pm$ 0,06	26,95 $\pm$ 0,06	810,17 $\pm$ 1,04	1044,17 $\pm$ 1,04	211,33 $\pm$ 0,03	36,48 $\pm$ 0,03
Análise estatística comparativa entre as horas do dia									
ANOVA (p)	-	-	-	-	-	-	-	0,00000	-
Shapiro-Wilk (p)	-	0,00004	0,00176	0,00274	0,04790	0,00578	0,00245	0,11133	0,00009
Levene (p)	-	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Kruskal-Wallis (p)	-	0,00340	0,00340	0,00040	0,00340	0,00040	0,00340	0,00040	0,00340
Condição	-	NV	NV	NV	NV	NV	NV	AV	NV
Significância	-	S	S	S	S	S	S	S	S

Nota: NV: Normalidade violada (valores $< 0,05$), AV: ANOVA violada (valores $< 0,05$), S: Significativo. Valores mínimos em negrito e valores máximos em vermelho.

Tabela B3 – Monitoramento do efluente bruto e após UASB – Quarta-feira (Média $\pm$ S)

Parâmetro		PH		TEMPERATURA (°C)		CONDUTIVIDADE ($\mu\text{s cm}^{-2}$)		TURBIDEZ (UNT)	
Efluente		BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB
Hora da coleta	9:00	8,25 $\pm$ 0,03	7,21 $\pm$ 0,03	26,05 $\pm$ 0,06	26,25 $\pm$ 0,06	1196,17 $\pm$ 1,04	1083,17 $\pm$ 1,04	197,23 $\pm$ 0,03	35,92 $\pm$ 0,03
	10:00	7,98 $\pm$ 0,03	7,47 $\pm$ 0,03	26,05 $\pm$ 0,06	26,65 $\pm$ 0,06	1389,17 $\pm$ 1,04	1039,17 $\pm$ 1,04	277,13 $\pm$ 0,03	30,73 $\pm$ 0,03
	11:00	7,64 $\pm$ 0,03	7,32 $\pm$ 0,03	26,35 $\pm$ 0,06	26,75 $\pm$ 0,06	1231,17 $\pm$ 1,04	1027,17 $\pm$ 1,04	258,63 $\pm$ 0,03	31,99 $\pm$ 0,03
	12:00	7,50 $\pm$ 0,03	7,44 $\pm$ 0,03	26,45 $\pm$ 0,06	26,75 $\pm$ 0,06	1129,17 $\pm$ 1,04	1029,17 $\pm$ 1,04	292,73 $\pm$ 0,03	34,68 $\pm$ 0,03
	13:00	7,47 $\pm$ 0,03	7,32 $\pm$ 0,03	27,35 $\pm$ 0,06	27,15 $\pm$ 0,06	996,17 $\pm$ 1,04	1006,17 $\pm$ 1,04	280,93 $\pm$ 0,03	32,88 $\pm$ 0,03
	14:00	7,39 $\pm$ 0,03	7,32 $\pm$ 0,03	26,75 $\pm$ 0,06	27,35 $\pm$ 0,06	914,17 $\pm$ 1,04	1011,17 $\pm$ 1,04	274,13 $\pm$ 0,03	34,57 $\pm$ 0,03
	15:00	7,28 $\pm$ 0,03	7,08 $\pm$ 0,03	27,45 $\pm$ 0,06	26,85 $\pm$ 0,06	876,17 $\pm$ 1,04	1024,17 $\pm$ 1,04	288,33 $\pm$ 0,03	46,13 $\pm$ 0,03
	16:00	7,27 $\pm$ 0,03	7,35 $\pm$ 0,03	27,55 $\pm$ 0,06	27,55 $\pm$ 0,06	811,17 $\pm$ 1,04	998,17 $\pm$ 1,04	263,03 $\pm$ 0,03	32,57 $\pm$ 0,03
	17:00	7,26 $\pm$ 0,03	7,17 $\pm$ 0,03	27,05 $\pm$ 0,06	27,15 $\pm$ 0,06	765,17 $\pm$ 1,04	1010,17 $\pm$ 1,04	267,03 $\pm$ 0,03	40,58 $\pm$ 0,03
	18:00	7,33 $\pm$ 0,03	7,13 $\pm$ 0,03	27,05 $\pm$ 0,06	26,95 $\pm$ 0,06	806,17 $\pm$ 1,04	1006,17 $\pm$ 1,04	249,23 $\pm$ 0,03	41,76 $\pm$ 0,03
Análise estatística comparativa entre as horas do dia									
ANOVA (p)	-	-	0,00000	-	0,00000	-	-	-	-
Shapiro-Wilk (p)	-	0,00009	0,22578	0,02000	0,62345	0,00586	0,00010	0,00006	0,00091
Levene (p)	-	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Kruskal-Wallis (p)	-	0,00040	0,00890	0,00040	0,00340	0,00040	0,00040	0,00040	0,00040
Condição	-	NV	AV	NV	AV	NV	NV	NV	NV
Significância	-	S	S	S	S	S	S	S	S

Nota: NV: Normalidade violada (valores $< 0,05$), AV: ANOVA violada (valores $< 0,05$), S: Significativo. Valores mínimos em negrito e valores máximos em vermelho.

Tabela B4 – Monitoramento do efluente bruto e após UASB – Quinta-feira (Média $\pm$ S)

Parâmetro		PH		TEMPERATURA (°C)		CONDUTIVIDADE ($\mu\text{s cm}^{-2}$)		TURBIDEZ (UNT)	
Efluente		BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB
Hora da coleta	9:00	8,16 $\pm$ 0,03	7,32 $\pm$ 0,03	25,55 $\pm$ 0,06	26,25 $\pm$ 0,06	1226,17 $\pm$ 1,04	986,17 $\pm$ 1,04	218,63 $\pm$ 0,03	30,69 $\pm$ 0,03
	10:00	8,07 $\pm$ 0,03	6,96 $\pm$ 0,03	25,85 $\pm$ 0,06	26,35 $\pm$ 0,06	1251,17 $\pm$ 1,04	1004,17 $\pm$ 1,04	283,18 $\pm$ 0,03	44,60 $\pm$ 0,03
	11:00	7,65 $\pm$ 0,03	6,99 $\pm$ 0,03	26,15 $\pm$ 0,06	26,55 $\pm$ 0,06	1216,17 $\pm$ 1,04	1071,17 $\pm$ 1,04	358,53 $\pm$ 0,03	77,05 $\pm$ 0,03
	12:00	7,45 $\pm$ 0,03	7,05 $\pm$ 0,03	26,45 $\pm$ 0,06	26,75 $\pm$ 0,06	1111,17 $\pm$ 1,04	1054,17 $\pm$ 1,04	355,83 $\pm$ 0,03	49,42 $\pm$ 0,03
	13:00	7,44 $\pm$ 0,03	7,01 $\pm$ 0,03	26,75 $\pm$ 0,06	26,55 $\pm$ 0,06	1021,17 $\pm$ 1,04	1005,17 $\pm$ 1,04	313,73 $\pm$ 0,03	61,49 $\pm$ 0,03
	14:00	7,43 $\pm$ 0,03	7,05 $\pm$ 0,03	26,85 $\pm$ 0,06	26,65 $\pm$ 0,06	977,17 $\pm$ 1,04	1016,17 $\pm$ 1,04	323,23 $\pm$ 0,03	50,16 $\pm$ 0,03
	15:00	7,24 $\pm$ 0,03	7,03 $\pm$ 0,03	26,95 $\pm$ 0,06	26,65 $\pm$ 0,06	845,17 $\pm$ 1,04	1031,17 $\pm$ 1,04	260,43 $\pm$ 0,03	48,58 $\pm$ 0,03
	16:00	7,28 $\pm$ 0,03	7,25 $\pm$ 0,03	26,95 $\pm$ 0,06	27,15 $\pm$ 0,06	836,17 $\pm$ 1,04	1001,17 $\pm$ 1,04	287,03 $\pm$ 0,03	35,24 $\pm$ 0,03
	17:00	7,32 $\pm$ 0,03	7,20 $\pm$ 0,03	25,95 $\pm$ 0,06	26,15 $\pm$ 0,06	846,17 $\pm$ 1,04	1001,17 $\pm$ 1,04	285,63 $\pm$ 0,03	43,70 $\pm$ 0,03
	18:00	7,34 $\pm$ 0,03	7,13 $\pm$ 0,03	26,80 $\pm$ 0,06	26,95 $\pm$ 0,06	808,17 $\pm$ 1,04	1006,17 $\pm$ 1,04	250,03 $\pm$ 0,03	41,76 $\pm$ 0,03
Análise estatística comparativa entre as horas do dia									
ANOVA (p)	-	-	-	-	0,00000	-	-	0,00000	-
Shapiro-Wilk (p)	-	0,00004	0,01713	0,00323	0,51464	0,00050	0,00033	0,05067	0,00221
Levene (p)	-	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Kruskal-Wallis (p)	-	0,00890	0,00340	0,00040	0,02250	0,00040	0,00340	0,00040	0,00040
Condição	-	NV	NV	NV	AV	NV	NV	AV	NV
Significância	-	S	S	S	S	S	S	S	S

Nota: NV: Normalidade violada (valores $< 0,05$), AV: ANOVA violada (valores $< 0,05$), S: Significativo. Valores mínimos em negrito e valores máximos em vermelho.

Tabela B5 – Monitoramento do efluente bruto e após UASB – Sexta-feira (Média $\pm S$)

Parâmetro		PH		TEMPERATURA (°C)		CONDUTIVIDADE ($\mu\text{s cm}^{-2}$)		TURBIDEZ (UNT)	
Efluente		BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB
Hora da coleta	9:00	8,03 $\pm$ 0,03	7,04 $\pm$ 0,03	24,65 $\pm$ 0,06	25,25 $\pm$ 0,06	771,17 $\pm$ 1,04	936,17 $\pm$ 1,04	93,05 $\pm$ 0,03	56,69 $\pm$ 0,03
	10:00	7,94 $\pm$ 0,03	7,74 $\pm$ 0,03	24,75 $\pm$ 0,06	25,95 $\pm$ 0,06	816,17 $\pm$ 1,04	962,17 $\pm$ 1,04	111,33 $\pm$ 0,03	31,28 $\pm$ 0,03
	11:00	7,91 $\pm$ 0,03	7,36 $\pm$ 0,03	25,05 $\pm$ 0,06	25,35 $\pm$ 0,06	861,17 $\pm$ 1,04	906,17 $\pm$ 1,04	136,03 $\pm$ 0,03	39,95 $\pm$ 0,03
	12:00	7,74 $\pm$ 0,03	7,39 $\pm$ 0,03	25,05 $\pm$ 0,06	25,25 $\pm$ 0,06	873,17 $\pm$ 1,04	891,17 $\pm$ 1,04	163,33 $\pm$ 0,03	36,34 $\pm$ 0,03
	13:00	7,58 $\pm$ 0,03	7,35 $\pm$ 0,03	25,05 $\pm$ 0,06	25,35 $\pm$ 0,06	841,17 $\pm$ 1,04	895,17 $\pm$ 1,04	167,13 $\pm$ 0,03	37,15 $\pm$ 0,03
	14:00	7,55 $\pm$ 0,03	7,28 $\pm$ 0,03	25,05 $\pm$ 0,06	25,15 $\pm$ 0,06	812,17 $\pm$ 1,04	907,17 $\pm$ 1,04	196,03 $\pm$ 0,03	34,65 $\pm$ 0,03
	15:00	7,30 $\pm$ 0,03	7,03 $\pm$ 0,03	25,05 $\pm$ 0,06	25,15 $\pm$ 0,06	542,17 $\pm$ 1,04	907,17 $\pm$ 1,04	162,13 $\pm$ 0,03	42,31 $\pm$ 0,03
	16:00	7,26 $\pm$ 0,03	7,32 $\pm$ 0,03	24,95 $\pm$ 0,06	25,15 $\pm$ 0,06	404,17 $\pm$ 1,04	889,17 $\pm$ 1,04	132,93 $\pm$ 0,03	39,16 $\pm$ 0,03
	17:00	7,28 $\pm$ 0,03	7,17 $\pm$ 0,03	25,00 $\pm$ 0,06	25,15 $\pm$ 0,06	428,17 $\pm$ 1,04	896,67 $\pm$ 1,04	174,53 $\pm$ 0,03	40,73 $\pm$ 0,03
	18:00	7,27 $\pm$ 0,03	7,24 $\pm$ 0,03	24,98 $\pm$ 0,06	25,15 $\pm$ 0,06	416,17 $\pm$ 1,04	892,92 $\pm$ 1,04	140,23 $\pm$ 0,03	39,94 $\pm$ 0,03
Análise estatística comparativa entre as horas do dia									
ANOVA (p)	-	-	-	-	0,00000	-	-	0,00000	-
Shapiro-Wilk (p)	-	0,00160	0,00793	0,00030	0,43492	0,00001	0,00001	0,11489	0,00003
Levene (p)	-	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Kruskal-Wallis (p)	-	0,00340	0,00340	0,50610	0,25360	0,00040	0,00040	0,00040	0,00040
Condição	-	NV	NV	NV	AV	NV	NV	AV	NV
Significância	-	S	S	S	NS	S	S	S	S

Nota: NV: Normalidade violada (valores $< 0,05$), AV: ANOVA violada (valores $< 0,05$), S: Significativo, NS: Não significativo. Valores mínimos em negrito e valores máximos em vermelho.

Tabela B6 - Monitoramento do efluente bruto e após UASB – Média obtida na semana (Média ± S)

	PH		TEMPERATURA (°C)		CONDUTIVIDADE ($\mu\text{s cm}^{-2}$)		TURBIDEZ (UNT)	
	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB	BRUTO	UASB
Segunda-Feira	7,50 ± 0,30	7,20 ± 0,20	26,10 ± 0,50	26,90 ± 0,50	1019,80 ± 190,20	1037,60 ± 27,00	260,60 ± 57,00	39,10 ± 13,70
Terça feira	7,60 ± 0,40	7,30 ± 0,10	26,50 ± 0,80	26,90 ± 0,60	1039,30 ± 205,70	1040,70 ± 32,80	247,90 ± 42,80	39,10 ± 13,70
Quarta-Feira	7,50 ± 0,30	7,30 ± 0,10	26,80 ± 0,60	26,90 ± 0,40	1011,20 ± 212,80	1023,50 ± 24,50	264,80 ± 27,30	36,20 ± 5,00
Quinta-feira	7,50 ± 0,30	7,10 ± 0,10	26,40 ± 0,50	26,60 ± 0,30	1015,90 ± 177,20	1017,60 ± 26,60	293,60 ± 45,00	48,00 ± 13,20
Sexta-feira	7,60 ± 0,30	7,30 ± 0,20	25,00 ± 0,10	25,20 ± 0,10	667,60 ± 210,80	908,10 ± 23,3	145,00 ± 29,55	40,00 ± 6,70
Análise estatística								
ANOVA (p)	-	-	-	-	-	-	-	-
Shapiro-Wilk (p)	0,00000	0,00001	0,00002	0,00000	0,00000	0,00000	0,00075	0,00000
Levene (p)	0,95029	0,001053	0,00000	0,00000	0,24196	0,13727	0,00006	0,00063
Kruskal-Wallis (p)	0,66260	0,00040	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000
Condição	NV	NV	NV	NV	NV	NV	NV	NV
Significância	NS	S	S	S	S	S	S	S

Nota: NV: Normalidade violada (valores < 0,05), AV: ANOVA violada (valores < 0,05), S: Significativo, NS: Não significativo. Valores mínimos em negrito e valores máximos em vermelho

APÊNDICE C – ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS FILTROS E PRODUÇÃO EFETIVA DE ÁGUA FILTRADA

Tabela C1 – Resultados da Análise Estatística para a Etapa de Dupla Filtração (DF)

Parâmetro	Cor Aparente	DQO	DBO	Turbidez	NH ₃ -N	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Fosfato Total	Fosfato	LAS
ANOVA (p-value)	0.0551	0.0436	0.0025	0.3907	0.2297	0.0019	0.0019	0.6994	0.7027	0.2288
Shapiro-Wilk (p)	0.144	0.144	0.260	0.260	0.099	0.099	0.099	0.099	0.099	0.099
Levene (p)	0.787	0.787	0.679	0.679	0.709	0.709	0.709	0.709	0.709	0.709
Condição	-	-	AV	-	-	AV	-	-	-	-
Significância	NS	S	S	NS	NS	S	S	NS	NS	NS

Nota: AV: ANOVA violada (valores < 0,05), S: Significativo, NS: Não significativo.

Tabela C2 – Resultados da Análise Estatística para a Etapa de Tripla Filtração (TF)

Parâmetro	Cor Aparente	DQO	DBO	Turbidez	NH₃-N	NO₂⁻	NO₃⁻	Fosfato Total	Fosfato	LAS
ANOVA (p-value)	0.0004	0.6585	0.9874	0.3819	0.2330	0.9473	0.9473	0.0889	0.0885	0.5664
Shapiro-Wilk (p)	0.1534	0.0320	0.0150	0.6418	0.0933	0.6561	0.6561	0.6339	0.6273	0.3539
Levene (p)	0.4399	0.8195	0.8752	0.8357	0.4891	0.5980	0.5980	0.6356	0.6389	0.7874
Kruskal-Wallis (p)	–	0.6703	0.9179	–	–	–	–	–	–	–
Condição	-	NV	NV	-	-	-	-	-	-	-
Significância	S	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Nota: NV: Normalidade violada (valores < 0,05), S: Significativo, NS: Não significativo.

Tabela C3 – Resultados da ANOVA para o Efeito do Tempo de Filtração (Início, Meio, Fim) sobre os Parâmetros Avaliados em DF e TF

Parâmetro	Cor Aparente	DQO	DBO	Turbidez	NH₃-N	NO₂⁻	NO₃⁻	Fosfato Total	Fosfato	LAS
Valor de p (DF)	0.6752	0.5687	0.9027	0.0577	0.4061	0.9276	0.9276	0.8033	0.8011	0.1025
Significancia (DF)	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Valor de p (TF)	0.8668	0.1475	0.0187	0.1961	0.5082	0.8379	0.8379	0.4591	0.4595	0.1368
Significância (TF)	NS	NS	S	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Nota: AV: ANOVA violada (valores < 0,05), S: Significativo, NS: Não significativo.

Tabela C4 – Análise Estatística Detalhada sobre o Efeito do Tempo de Filtração em DF e TF

Parâmetro	Cor Aparente	DQO	DBO	Turbidez	NH₃-N	NO₂⁻	NO₃⁻	Fosfato Total	Fosfato	LAS
ANOVA p (DF)	0.6752	0.5687	0.9027	0.0577	0.4061	0.9276	0.9276	0.8033	0.8011	0.1025
Shapiro-Wilk (DF)	0.0321	0.1438	0.2600	0.4164	0.0261	0.0988	0.0988	0.8177	0.8170	0.7896
Levene (DF)	0.5229	0.7425	0.6985	0.5881	0.4285	0.8629	0.8629	0.9760	0.9756	0.9940
Kruskal-Wallis p (DF)	0.8371	–	–	–	0.7539	–	–	–	–	–
ANOVA p (TF)	0.8668	0.1475	0.0187	0.1961	0.5082	0.8379	0.8379	0.4591	0.4595	0.1368
Shapiro-Wilk (TF)	0.1534	0.0320	0.0150	0.6418	0.0933	0.6561	0.6561	0.6339	0.6273	0.3539
Levene (TF)	0.9097	0.8687	0.7783	0.8285	0.5392	0.7241	0.7241	0.7180	0.7206	0.8357
Kruskal-Wallis p (TF)	–	0.1133	0.0909	–	–	–	–	–	–	–
Conclusão	NS	NS	S (TF)	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Nota: S: Significativo, NS: Não significativo.

APÊNDICE D – ESTUDO DE DESINFECÇÃO DO EFLUENTE PÓS TRATADO POR SISTEMA DE FILTRAÇÃO

Tabela D1 – Análise Estatística da Etapa de Coagulação e Tripla filtração (TF)

Parâmetro	pH	Turbidez	DQO	Coliformes totais	<i>Escherichia coli</i>	<i>Clostridium perfringens</i>	Enterococos	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Bactérias heterotróficas
ANOVA (p)	-	0,0092	-	0,00051	0	-	0	-	-
Shapiro-Wilk (p)	0,02475	0,34375	0,03027	0,18219	0,26568	0,0006	0,0581	0,0063	0,0007
Levene (p)	0,13975	0,18817	0,24631	0,19427	0,52635	0,26816	0,29183	0,33182	0,54771
Kruskal-Wallis (p)*	0,0429	0,0429	0,0429	0,0429	0,0429	0,0429	0,0429	0,0429	0,0429
Condição	NV	AV	NV	AV	AV	NV	AV	NV	NV
Significância	S	S	S	S	S	S	S	S	S

Nota: NV: Normalidade violada; AV: ANOVA violada; S: Significativo, NS: Não significativo.

Tabela D2 – Análise Estatística da Desinfecção Após a Etapa de Tripla filtração (TF) Utilizando Diferentes Desinfetantes Sem UV

Parâmetro	pH	DQO	Turbidez	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes totais
ANOVA (p)	0,00044	-	0,45143	-	-
Shapiro-Wilk (p)	0,10922	0	0,16424	0	0
Levene (p)	0,07811	0,05311	0,94169	0,00516	0,20815
Kruskal-Wallis (p)*	0,1714	0,0074	-	0,4142	0,4142
Condição	AV	NV	-	NV	NV
Significância	NS	S	NS	NS	NS

Nota: NV: Normalidade violada; AV: ANOVA violada; S: Significativo, NS: Não significativo.

Tabela D3 – Análise Estatística da Remoção de Outros Microrganismos Após a Etapa de Desinfecção Utilizando Diferentes Desinfetantes em Condições Ótimas Sem UV

Parameter	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes totais	<i>Clostridium perfringens</i>	Enterococos	Bactérias heterotróficas	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
ANOVA (p)	-	-	-	-	-	0
Shapiro-Wilk (p)	0	0	0,01417	0,00124	0,00027	0,05039
Levene (p)	0,00516	0,20815	0,329989	0,106888	0,760182	0,611603
Kruskal-Wallis (p)*	0,4142	0,4142	0,0074	0,0074	0,0833	0,0074
ANOVA Condition	NV	NV	NV	NV	NV	AV
Significance	NS	NS	S	S	NS	S

Nota: NV: Normalidade violada; S: Significativo, NS: Não significativo.

Tabela D4 – Análise Estatística da Desinfecção Após a Etapa de Tripla filtração (TF) Utilizando Diferentes Desinfetantes com UV

Parâmetro	pH	DQO	Turbidez	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes totais
ANOVA (p)	0,00044	-	0,451431	-	-
Shapiro-Wilk (p)	0,10922	0	0,16424	0	0
Levene (p)	0,078114	0,053108	0,941691	0,005157	0,208147
Kruskal-Wallis (p)*	0,1714	0,0740	-	0,4142	0,4142
Condição	AV	NV	-	NV	NV
Significância	NS	NS	NS	NS	NS

Nota: NV: Normalidade violada; AV: ANOVA violada; S: Significativo, NS: Não significativo.

Tabela D5 – Análise Estatística da Remoção de Outros Microrganismos Após a Etapa de Desinfecção Utilizando Diferentes Desinfetantes em Condições Ótimas com UV

Parameter	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes totais	<i>Clostridium perfringens</i>	Enterococos	Bactérias heterotróficas	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
ANOVA (p)	-	-	-	-	-	0
Shapiro-Wilk (p)	0	0	0,01417	0,00124	0,00027	0,05039
Levene (p)	0,005157	0,208147	0,329989	0,106888	0,760182	0,611603
Kruskal-Wallis (p)*	0,4142	0,4142	0,0074	0,0074	0,0833	0,0074
ANOVA Condition	NV	NV	NV	NV	NV	AV
Significance	NS	NS	S	Significativo	NS	S

Nota: NV: Normalidade violada; AV: ANOVA violada; S: Significativo, NS: Não significativo.

APÊNDICE E – EXTRAÇÃO E DETERMINAÇÃO DE SUPBPRODUTOS DE DESINFECÇÃO

Tabela E1 – Análise Estatística comparativa da formação e TCM após diferentes métodos de desinfecção

Parameter	TCM
ANOVA (p)	-
Shapiro-Wilk (p)	0,28719
Levene (p)	0,00515
Kruskal-Wallis (p)*	0,0258
ANOVA Condition	HV
Significance	NS

Nota: HV: Homeostasidade violada; NS: Não significativo, TCM: Triclorometano.

APÊNDICE F - ESTUDO DE TOXICIDADE DO EFLUENTE APÓS DESINFECTADO

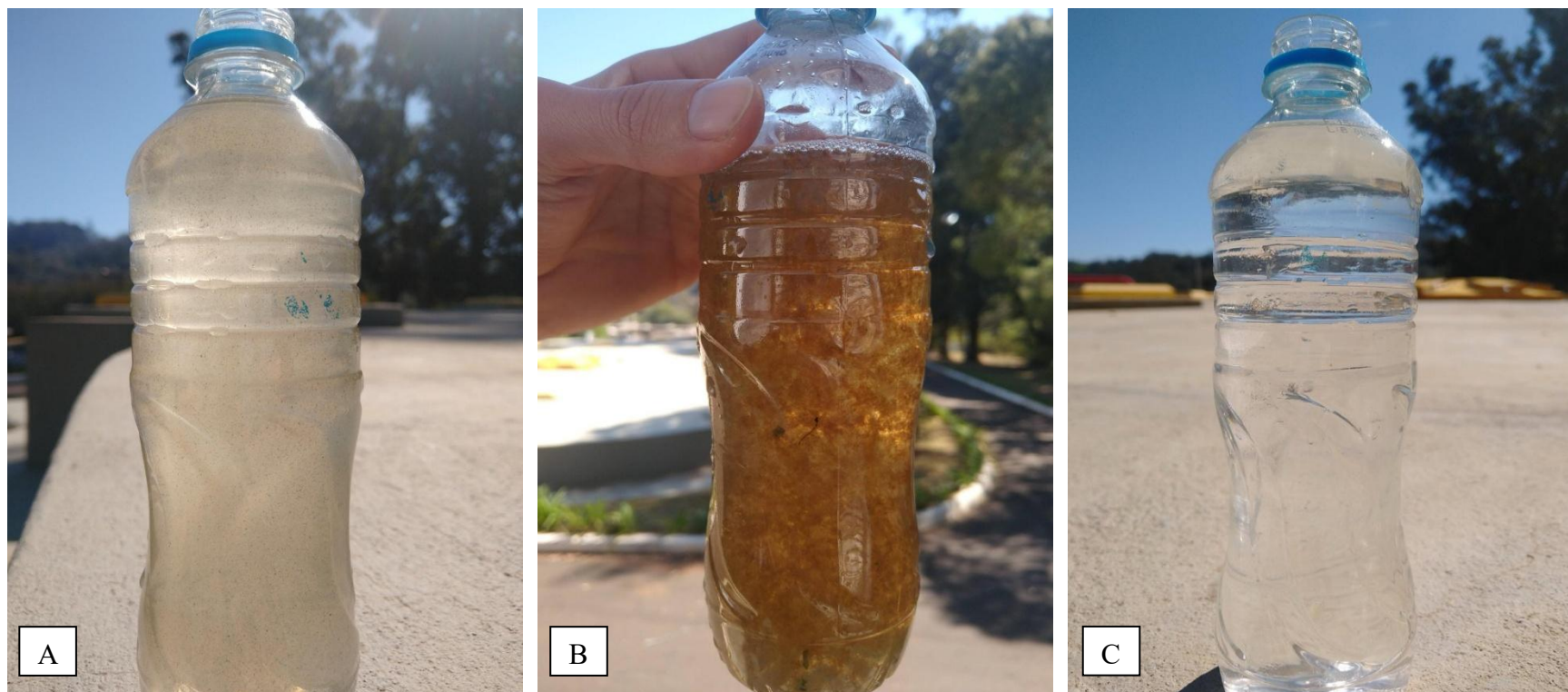
Tabela F1 - Análise Estatística da Fitotoxicidade Após a Etapa de Desinfecção, Sob Condições Ótimas

Parameter	IG	ICR
ANOVA (p)	-	0,08464
Shapiro-Wilk (p)	0,00000	0,13786
Levene (p)	0,312655	0,183265
Kruskal-Wallis (p)*	0,00740	-
ANOVA Condition	NV	-
Significance	S	NS

Nota: NV: Normalidade violada; NS: Não significativo, S: Significativo.

APÊNDICE G – EFLUENTE PROVENIENTE DO REATOR UASB E APÓS TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO + TF

Figura G1 – Amostra de efluente coletada após cada etapa do tratamento por UASB + Coagulação + TF



Nota: A: Efluente proveniente do reator UASB; B: Efluente após coagulação utilizando 100 mg L^{-1} de FeCl_3 ; C: Efluente após passagem por TF.