

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

AIRTON OENNING JUNIOR

APLICAÇÃO DA OZONIZAÇÃO SEGUIDA DE BIOFILTRAÇÃO EM CARVÃO
ATIVADO NO POLIMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO: COMPROVAÇÃO
POR BIOLOGIA MOLECULAR E REMOÇÃO DE MICROPOLUENTES

CURITIBA
2025

AIRTON OENNING JUNIOR

APLICAÇÃO DA OZONIZAÇÃO SEGUIDA DE BIOFILTRAÇÃO EM CARVÃO
ATIVADO NO POLIMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO: COMPROVAÇÃO
POR BIOLOGIA MOLECULAR E REMOÇÃO DE MICROPOLUENTES

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ramiro Gonçalves Etchepare

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Vania Aparecida Vicente

CURITIBA
2025

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Oenning Junior, Airton

Aplicação da ozonização seguida de biofiltração em carvão ativado no polimento de água para abastecimento: comprovação por biologia molecular e remoção de micropoluentes / Airton Oenning Junior. – Curitiba, 2025.

1 recurso on-line : PDF.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador: Ramiro Gonçalves Etchepare

Coorientador: Vania Aparecida Vicente

1. Ozônio. 2. Carvão ativado. 3. Fluoxetina. 4. Metilisoborneol. 5. Geosmina. 6. Poluentes. I. Universidade Federal do Paraná. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. III. Etchepare, Ramiro Gonçalves. IV. Vicente, Vania Aparecida. V. Título.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA DE
RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL - 40001016021P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **AIRTON OENNING JUNIOR**, intitulada: **APLICAÇÃO DA OZONIZAÇÃO SEGUIDA DE BIOFILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO NO POLIMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO: COMPROVAÇÃO POR BIOLOGIA MOLECULAR E REMOÇÃO DE MICROPOLUENTES**, sob orientação do Prof. Dr. RAMIRO GONCALVES ETCHEPARE, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 30 de Outubro de 2025.

Assinatura Eletrônica

31/10/2025 14:58:58.0

RAMIRO GONCALVES ETCHEPARE
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

07/11/2025 11:01:27.0

RAFAEL NEWTON ZANETI
Avaliador Externo (DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUAS E
ESGOTOS DE PORTO ALEGRE DMAE - POA)

Assinatura Eletrônica

04/11/2025 19:48:00.0

GUSTAVO RAFAEL COLLERE POSSETTI
Avaliador Externo (COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

31/10/2025 15:24:51.0

MIGUEL MANSUR AISSE
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

01/11/2025 08:23:39.0

ANDRE CAMARGO DE AZEVEDO
Avaliador Externo (UNIVER. FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL)

Assinatura Eletrônica

31/10/2025 14:40:42.0

VANIA APARECIDA VICENTE
Coorientador(a)

A meus pais, *Airton (in memoriam)* e *Fraya*,
por toda a dedicação para a minha formação
e a minha filha *Brenda* e companheira *Léia*
pela compreensão nos momentos de ausência
e pelo carinho recebido. Amo vocês!

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pela saúde e discernimento em toda esta jornada.

Ao professor Dr. Ramiro Gonçalves Etchepare, meu orientador, por ter me acolhido e dado esta oportunidade, por toda a orientação, compreensão, conselhos, direcionamentos e ensinamentos.

À professora Dr^a. Vania Aparecida Vicente, minha co-orientadora, por ter ingressado nesta jornada e compartilhar seu conhecimento ímpar, disponibilizar o seu time e laboratórios sob sua supervisão, pela disposição em auxiliar nas discussões, dúvidas e questionamentos. Obrigado pela parceria.

Aos professores da banca, por terem aceitado este convite e por todas as valiosas contribuições, Dr. Miguel Mansur Aisse, Dr. André Camargo de Azevedo, Dr. Rafael Newton Zaneti e Dr. Gustavo Rafael Collere Possetti.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) pelos ensinamentos.

Aos professores, coordenadores atuais e anteriores, Dr^a. Heloise Knapik, Dr. Daniel Detzel e Dr. Daniel Costa dos Santos pelo apoio administrativo e burocrático junto a pesquisa.

Agradeço aos responsáveis pelos laboratórios que contribuíram com análises ou cederam seus espaços e equipamentos, como o Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto (LBEAM – UFPR) onde desenvolvi a maior parte deste trabalho, com agradecimento especial coordenadora Prof^a. Dr^a. Heloise Knapik, o Laboratório Multiusuário Equipamentos e Análises Ambientais (LAMEAA – UTFPR), com agradecimento especial à Dr^a. Cintia B. B. Lafay e time, Laboratório de Estudos Avançados em Química Ambiental (LEAQUA – UTFPR) com agradecimento à Dr^a. Barbara Alves de Lima, o Laboratório Multiusuário de Análises Químicas (LAMAQ – UTFPR), com agradecimento à técnica Dr^a. Rúbia Bottini e bolsista Carlos Schneider, o Laboratório de Espectroscopia de Absorção no Infravermelho (LaMIV/DRXm – UFPR), com agradecimento à técnica Dr^a. Grazielli da Rocha, o Laboratório Microbiological Collections of Paraná Network (CMRPTax on line – UFPR) com agradecimento a pesquisadora Dr^a. Germana Davila dos Santos, o Laboratório de Interações Biológicas (LEMPE – UFPR) com agradecimento ao pesquisador Emanuel

Luis Razzolini, o Laboratory of Cancer Drug Resistance (LCRD – UFPR) com agradecimento ao Prof. Dr. Glaucio Valdameri e pesquisadora M.Sc. Bruna Estelita Ruginsk, o Centro de Microscopia Eletrônica (CME – UFPR) e o Laboratório de Mineralogia do Solo do Setor Agrárias (UFPR).

Ao colega e amigo Carlos Eduardo Rodrigues Barquilha pelo apoio no início da pesquisa e orientações valiosas em relação aos conceitos de adsorção e materiais como o carvão ativado e biocarvões.

A empresa Permution E. J. Krieger pelo fornecimento de unidade piloto de filtração e materiais de consumo.

À Sanepar por permitir a coleta da água filtrada da ETA Iguaçu, matriz aquosa utilizada no estudo, em especial ao Antônio Cavalcante por fornecer informações relevantes da estação, franquear o acesso e sempre me acompanhar nas visitas de coleta das amostras.

À UFPR por toda a infraestrutura e ensino de referência e a CAPES pela bolsa parcial de doutorado.

Aos colegas do PPGERHA, pelos momentos compartilhados, de estudos e descontração.

Por fim, a todos que, de alguma forma, contribuíram para o desenvolvimento e finalização desta pesquisa, muito obrigado!

“A ciência é o grande antídoto para o veneno do entusiasmo e da superstição.”

Adam Smith

"Cada linha escrita nesta tese carrega o silêncio de incontáveis horas de esforço e o som da persistência."

Autor desconhecido

RESUMO

O tratamento de água potável no Brasil enfrenta desafios crescentes com a presença de micropoluentes orgânicos e compostos de gosto e odor que não são removidos pelos processos convencionais. A associação entre ozonização (O_3) e filtração biológica em carvão ativado biológico (CAB) surge como alternativa promissora para ampliar a eficiência de remoção desses compostos, embora o sistema combinado O_3 +CAB ainda não seja aplicado em estações de tratamento nacionais. Um desafio central para sua adoção é comprovar, por meio de técnicas específicas, a conversão do carvão ativado granular (CAG) em carvão ativado biológico. Esta tese teve como objetivo propor, caracterizar e avaliar, em escala laboratorial, um sistema integrado de ozonização e biofiltração em CAB, empregando biofilme proveniente de água bruta de estação de tratamento. Para validar a formação do CAB e caracterizar a colonização microbiana, aplicaram-se técnicas complementares de microscopia eletrônica de varredura (MEV), espectroscopia por dispersão de energia (EDS), espectroscopias Raman e FT-IR, contagem em placa de ágar (PCA), PCR, citometria de fluxo (CF), quantificação de ATP e metagenômica. Essa abordagem multimodal, inédita no contexto brasileiro, comprovou detalhadamente a transformação do CAG em material bioativo. Os micropoluentes selecionados — fluoxetina (FLX), 2-metilisoborneol (MIB) e geosmina (GSM) — foram utilizados como compostos-alvo para avaliar a eficiência do sistema O_3 +CAB na remoção de contaminantes de diferentes naturezas químicas. O sistema de ozonização foi calibrado para $2\text{ mg}\cdot O_3\cdot L^{-1}$, e a biofiltração conduzida em colunas de CAG inoculadas com biofilme da ETA. Os testes de remoção foram realizados para concentrações iniciais de $10\text{ }\mu\text{g}\cdot L^{-1}$ de MIB e geosmina e $50\text{ }\mu\text{g}\cdot L^{-1}$ de fluoxetina, em tempos de contato entre 1 e 60 min e pH 4, 7 e 9. Os resultados metagenômicos revelaram 116.526 sequências para 16S rRNA, 115.170 para 18S rRNA e 432.578 para ITS no biofilme de origem, e 107.095 e 267.057 para 16S rRNA e ITS no CAB, evidenciando transferência microbiana e manutenção de grupos bacterianos e fúngicos ativos, com redução de eucariotos. A CF registrou 910 eventos no biofilme e 505 no CAB, e a quantificação de ATP indicou maior atividade celular no biofilme, com redução após a inoculação — coerente com a fase inicial de adaptação microbiana ao meio carbonáceo. Nos ensaios de remoção, o ozônio isolado alcançou 71–97% de remoção de MIB e 76–99% de geosmina. O sistema O_3 +CAB atingiu 91–97% e 95–99%, respectivamente, enquanto o CAB isolado apresentou desempenho inferior (71–80% e 73–86%). A fluoxetina foi completamente removida em até 5 min de ozonização. Análises de carbono orgânico, fluorescência e UV-Vis demonstraram remoções de COD de 41% (O_3), 47% (O_3 +CAB) e 14% (CAB). Os resultados confirmam a viabilidade da inoculação microbiana de filtros de CAG com biofilme nativo e demonstram que o sistema O_3 +CAB é altamente eficiente na remoção de micropoluentes e compostos de gosto e odor. O uso combinado das multitécnicas para comprovar a formação do CAB representa um ineditismo metodológico e fornece base científica para a adoção de tecnologias avançadas de biofiltração e ozonização no tratamento de água potável no Brasil.

Palavras-chave: ozônio; carvão ativado biológico; MIB e geosmina; fluoxetina; poluentes emergentes.

ABSTRACT

Drinking water treatment in Brazil faces increasing challenges due to the presence of organic micropollutants and taste-and-odor compounds that are not efficiently removed by conventional processes. The combination of ozonation (O_3) and biological activated carbon (BAC) filtration has emerged as a promising alternative to enhance removal efficiency; however, the integrated O_3 +BAC system has not yet been implemented in Brazilian treatment plants. A key challenge for its adoption is providing analytical evidence, through specific techniques, of the effective conversion of granular activated carbon (GAC) into biologically active carbon. This doctoral research aimed to propose, characterize, and evaluate, at a laboratory scale, an integrated ozonation and biofiltration system using BAC inoculated with biofilm from raw water of a drinking water treatment plant. To validate BAC formation and characterize microbial colonization, complementary analytical techniques were applied, including scanning electron microscopy (SEM), energy-dispersive spectroscopy (EDS), Raman and FT-IR spectroscopies, plate count agar (PCA), PCR, flow cytometry (FC), ATP quantification, and metagenomics. This multimodal approach, unprecedented in Brazil, provided detailed confirmation of the transformation of GAC into a biologically active material. The selected micropollutants — fluoxetine (FLX), 2-methylisoborneol (MIB), and geosmin (GSM) — were used as target compounds to assess the efficiency of the O_3 +BAC system in removing contaminants of different chemical characteristics. The ozonation system was calibrated to $2 \text{ mg.O}_3\text{.L}^{-1}$, and biofiltration was conducted in GAC columns inoculated with biofilm from the WTP. Removal tests were performed at initial concentrations of $10 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ for MIB and geosmin and $50 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ for fluoxetine, with contact times ranging from 1 to 60 min and pH values of 4, 7, and 9. Metagenomic results revealed 116,526 sequences for 16S rRNA, 115,170 for 18S rRNA, and 432,578 for ITS in the source biofilm, and 107,095 and 267,057 for 16S rRNA and ITS in the BAC, respectively, indicating microbial transfer and maintenance of active bacterial and fungal groups, with a reduction in eukaryotes. FC recorded 910 events in the biofilm and 505 in the BAC, while ATP quantification showed higher cellular activity in the biofilm, decreasing after inoculation — consistent with the early microbial adaptation to the carbon matrix. In the removal assays, ozone alone achieved 71–97 % removal of MIB and 76–99 % of geosmin. The O_3 +BAC system reached 91–97 % and 95–99 %, respectively, while BAC alone showed lower performance (71–80 % and 73–86 %). Fluoxetine was completely removed within 5 minutes of ozonation. Complementary analyses of organic carbon, fluorescence, and UV-Vis demonstrated COD reductions of 41 % (O_3), 47 % (O_3 +BAC), and 14 % (BAC). The results confirm the feasibility of microbial inoculation of GAC filters with native biofilm and demonstrate that the O_3 +BAC system is highly effective in removing micropollutants and taste-and-odor compounds. The combined application of multiple analytical techniques to confirm BAC formation represents a methodological innovation and provides a scientific basis for adopting advanced biofiltration and ozonation technologies in drinking water treatment in Brazil.

Keywords: ozone; biological activated carbon; MIB and geosmin; fluoxetine; emerging pollutants.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1– FONTES DE POLUENTES EMERGENTES PARA O MEIO AMBIENTE.	33
FIGURA 2– CONVERSÃO DA FLUOXETINA EM NORFLUOXETINA.	37
FIGURA 3 – EXEMPLO DE IDENTIFICAÇÃO DOS PICOS CORRESPONDENTES AOS ÍONS DE MIB E GSM UTILIZANDO PADRÕES COM CONCENTRAÇÃO DE 300 NG L-1 EM SCAN (A) E CONCENTRAÇÃO DE 1000 NG L-1 EM MODO SIM (B).	54
FIGURA 4 – MATRIZ DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO COM LOCALIZAÇÃO DAS BANDAS DE FLUORESCÊNCIA	58
FIGURA 5 – ESTRUTURAS DE RESSONÂNCIA PARA A MOLÉCULA DE OZÔNIO.	61
FIGURA 6 – GRADIENTES DE CONCENTRAÇÃO NA INTERFACE ENTRE GÁS E LÍQUIDO.	65
FIGURA 7 – TEORIA DE DOIS FILMES OU DUAS RESISTÊNCIAS COM GRADIENTES DE CONCENTRAÇÃO LINEARES (LEWIS E WHITMAN, 1924).	66
FIGURA 8 – SOLUBILIDADE DO OZÔNIO “S” COMO FUNÇÃO DA TEMPERATURA DO FLUÍDO (T = 5 - 35°C).	68
FIGURA 9 – HISTÓRICO DO DESENVOLVIMENTO DO PROCESSO DE TRATAMENTO POR CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO – CAB.	71
FIGURA 10 – MICROFOTOGRAFIA DE BIOFILME FORMADO EM PARTÍCULA DE CARVÃO ATIVADO EM LABORATÓRIO, EVIDENCIADO UMA COMPLEXA COMUNIDADE DE BACIOS E COCOBACIOS (A) E COCOS E BACIOS (B) ADERIDAS À SUPERFÍCIE DO CAB.	74
FIGURA 11 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DO TAMANHO RELATIVO DE PARTÍCULAS E CÉLULAS ONDE EM AZUL REPRESENTA A FAIXA DE TAMANHO DETECTÁVEL PELA MAIORIA DOS CITÔMETROS DE FLUXO.	81
FIGURA 12 – ESTRUTURA BÁSICA DO FUNCIONAMENTO DE UM CITÔMETROS DE FLUXO COM SEUS TRÊS SUBSISTEMAS.	82
FIGURA 13 – REPRESENTAÇÃO TEÓRICA DA REMOÇÃO DE COD REMOVIDO POR ADSORÇÃO E DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA AO LONGO DO TEMPO.	85
FIGURA 14 – ETAPAS DA PESQUISA.	97
FIGURA 15 – ESTRUTURAS MOLECULARES DA GEOSMINA A ESQUERDA (A) E DO MIB A DIREITA (B).	99
FIGURA 16– ESTRUTURA MOLECULAR DO CLORIDRATO DE FLUOXETINA.	100
FIGURA 17 – EQUIPAMENTOS UTILIZADOS NOS ENSAIOS DE OZONIZAÇÃO E BIOFILTRAÇÃO COM CAB.	101
FIGURA 18 – LOCALIZAÇÃO DA ETA IGUAÇU E PONTOS DE RETIRADA DA ÁGUA FILTRADA PARA OS TESTES E DO BIOFILME PARA INOCULAÇÃO DO CAG.	102
FIGURA 19 – CURVAS ANALÍTICAS OBTIDAS PARA MIB (A) E GSM (B) EM CROMATÓGRAFO HPLC-CGMSMS.	104

FIGURA 20 – CURVA ANALÍTICA OBTIDA PARA FLUOXETINA EM CROMATÓGRAFO HPLC-DAD-FDL COM SETE PONTOS.	106
FIGURA 21 – CURVA ANALÍTICA OBTIDA PARA FLUOXETINA EM CROMATÓGRAFO HPLC-LCMSMS COM SETE PONTOS.....	107
FIGURA 22 – FLUXOGRAMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA – ETA IGUAÇU COM O PONTO DE COLETA DA MATRIZ AQUOSA PARA OS TESTES.	109
FIGURA 23 – CONFIGURAÇÃO EXPERIMENTAL PARA OBTENÇÃO DA CONCENTRAÇÃO REAL GERADA PELO GERADOR.....	110
FIGURA 24 – CONFIGURAÇÃO DO PROCESSO DE INOCULAÇÃO DO CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO.	118
FIGURA 25 – FILTRAGEM (ESQUERDA) E EXTRAÇÃO (DIREITA) DE DNA DAS AMOSTRAS DE BIOFILME, CARVÃO INOCULADO E CARVÃO VIRGEM.....	120
FIGURA 26 – FILTRAGEM DE DNA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA FILTRADA DA ETA ANTES (B) E DEPOIS DO TRATAMENTO POR O ₃ +CAB (C).....	120
FIGURA 27 – CITOMETRO DE FLUXO MARCA BD BIOSCIENCES, MODELO FACS CALIBUR™.	122
FIGURA 28 – LEITOR PARA ANÁLISE DE ATP MARCA PROMEGA, MODELO GLOMAX®MULTI E8032.	124
FIGURA 29 – CONFIGURAÇÃO DOS TESTES DE REMOÇÃO DOS POLUENTES COM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO.	125
FIGURA 30 – INOCULAÇÃO DO BIOFILME NOS LEITOS DE CAB COM O USO DE BOMBA PERISTÁLTICA.	131
FIGURA 31 – ESPECTROSCOPIA DE RAMAN SOBRE OS GRÃOS DAS QUATRO AMOSTRAS DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR VARIADO ENTRE 0,35 A 0,60MM (AMOSTRA 1), 0,35 A 0,85MM (AMOSTRA 2), 0,60 A 0,85MM (AMOSTRA 3) E 1,0 A 2,0 MM (AMOSTRA 4) – COMPRIMENTO DE ONDA 532NM E CENTRO DE LINHA A 2200.....	134
FIGURA 32 – RESULTADO DOS ENSAIOS DE FT-IR PARA AS QUATRO AMOSTRAS DE CARVÃO ATIVADO COM DIFERENTES TAMANHOS DE PARTÍCULAS VARIADO ENTRE 0,35 A 0,60MM, 0,35 A 0,85MM, 0,60 A 0,85MM E 1,0 A 2,0 MM.....	135
FIGURA 33 – COMPARATIVO DOS ENSAIOS DE FT-IR PARA A AMOSTRA 4 DE CARVÃO ATIVADO DE TAMANHO DE PARTÍCULA 1,0 A 2,0 MM ANTES E DEPOIS DA BIOFILTRAÇÃO EM CAB	136
FIGURA 34 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA AS QUATRO AMOSTRAS COM DIFERENTES TAMANHOS DE PARTÍCULAS VARIADO ENTRE 0,35 A 0,60MM, 0,35 A 0,85MM, 0,60 A 0,85MM E 1,0 A 2,0 MM.	137
FIGURA 35 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS QUATRO MESES.....	138
FIGURA 36 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM	

APÓS SETE MESES.	139
FIGURA 37 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS SETE MESES.	139
FIGURA 38 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS DEZ MESES.	140
FIGURA 39 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS QUINZE MESES.	141
FIGURA 40 – IMAGENS DE EDS PARA A AMOSTRA DE CARVÃO VIRGEM ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B) APRESENTANDO GRANDE PERCENTUAL DE CARBONO.	143
FIGURA 41 – RESULTADOS DE EDS PARA A AMOSTRA DE CARVÃO VIRGEM ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B) APRESENTANDO GRANDE PERCENTUAL DE CARBONO.	144
FIGURA 42 – IMAGENS DE EDS PARA A AMOSTRA 1 DE CARVÃO INOCULADO ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B) APRESENTANDO PRESENÇA DE ENXOFRE, FERRO, ALUMÍNIO, OXIGÊNIO, SILÍCIO E CARBONO COMO PRINCIPAIS SUBSTÂNCIAS.	144
FIGURA 43 – RESULTADOS DE EDS PARA A AMOSTRA 1 DE CARVÃO INOCULADO DE GRANULARIDADE ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B).	145
FIGURA 44 – IMAGENS DE EDS PARA A AMOSTRA 2 INOCULADA DE GRANULARIDADE ENTRE 1,00 E 2,0 MM APRESENTANDO NA IMAGEM PRESENÇA DE ENXOFRE, FERRO, ALUMÍNIO, OXIGÊNIO, SILÍCIO E CARBONO COMO PRINCIPAIS SUBSTÂNCIAS.	146
FIGURA 45 – RESULTADOS DE EDS PARA A AMOSTRA 2 DE CARVÃO INOCULADO DE GRANULARIDADE ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B).	147
FIGURA 46 – REVELAÇÃO DO GEL EM LUZ ULTRAVIOLETA INDICANDO A PRESENÇA DE DNA COMPATÍVEL COM BACTÉRIAS DO GENE 16S rRNA. NO BIOFILME.	148
FIGURA 47 – APRESENTAÇÃO DAS AMOSTRAS QUE PASSARAM PELA FILTRAGEM E EXTRAÇÃO DE DNA PARA ENSAIOS DE MICROBIOMA.	149
FIGURA 48 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA RELATIVA DE BACTÉRIAS (16S) ENCONTRADAS NAS AMOSTRAS DE BIOFILME E CAB SUBMETIDAS AOS ENSAIOS DE MICROBIOMA.	151
FIGURA 49 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA RELATIVA DE EUKARIOTOS (18S) ENCONTRADA NA AMOSTRA DE BIOFILME SUBMETIDA AOS ENSAIOS DE MICROBIOMA.	152
FIGURA 50 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA RELATIVA DE FUNGOS (ITS) ENCONTRADAS NAS AMOSTRAS DE BIOFILME E CAB SUBMETIDAS AOS ENSAIOS DE MICROBIOMA.	153

FIGURA 51 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA RELATIVA DE BACTÉRIAS (16S) ENCONTRADAS NA AMOSTRA DE ÁGUA FILTRADA DA ETA PÓS O3+CAB SUBMETIDA AOS ENSAIOS DE MICROBIOMA.....	154
FIGURA 52 – CONTAGEM DE COLONIAS EM PLACA DE ÁGAR PARA ENCONTRADAS NO BIOFILME, CARVAO ATIVADO E ÁGUA APÓS TRATAMENTO POR CAB.	157
FIGURA 53 – ANÁLISE POR CITOMETRIA DE FLUXO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA DA ETA (1), ÁGUA APÓS OZONIZAÇÃO (2), BIOFILME (3), CAB (4) E ÁGUA APÓS BIOFILTRAÇÃO EM CAB (5) E CONTROLES (CTRL) DE ÁGUA MILLIQ (H2O MILLIQ) E ÁGUA MILLI-Q COM PI.	160
FIGURA 54 - CONTAGEM DE CÉLULAS VIÁVEIS APÓS ANÁLISE DE ATP NAS AMOSTRAS DE ÁGUA FILTRADA DA ETA (1), ÁGUA FILTRADA APÓS OZONIZAÇÃO (2), BIOFILME (4), CARVÃO ATIVADO GRANULAR INOCULADO (4) E DA ÁGUA FILTRADA EM CAB (5).	164
FIGURA 55 – COMPARATIVO DA REMOÇÃO DE MIB APÓS OZONIZAÇÃO EM O3 X OZONIZAÇÃO EM O3 SEGUIDA DE FILTRAÇÃO EM CAB PARA PH 4, NEUTRO E 9.....	169
FIGURA 56 – PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE MIB APÓS OXIDAÇÃO COM O3, OXIDAÇÃO COM O3 + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.	171
FIGURA 57 – COMPARATIVO DA REMOÇÃO DE GEOSMINA APÓS OZONIZAÇÃO EM O3 X OZONIZAÇÃO EM O3 SEGUIDA DE FILTRAÇÃO EM CAB PARA PH 4, NEUTRO E 9.....	174
FIGURA 58 – PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE GEOSMINA APÓS OXIDAÇÃO COM O3, OXIDAÇÃO COM O3 + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.....	176
FIGURA 59 – COMPARATIVO DA REMOÇÃO DE FLUOXETINA APÓS OZONIZAÇÃO EM O3 X OZONIZAÇÃO EM O3 SEGUIDA DE FILTRAÇÃO EM CAB PARA PH 4, NEUTRO E 9.	180
FIGURA 60 – PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE FLUOXETINA APÓS OXIDAÇÃO COM O3, OXIDAÇÃO COM O3 + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.....	183
FIGURA 61 – REMOÇÃO DE COD E ABSORBÂNCIA EM λ_{254} APÓS OXIDAÇÃO COM O3, OXIDAÇÃO COM O3 + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.....	188
FIGURA 62 – ESPECTROS DE VARREDURA DE UV-VIS PARA OS ENSAIOS DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM O3, OXIDAÇÃO COM O3 + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.....	191
FIGURA 63 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM OZÔNIO – INICIAL ATÉ 10 MIN.....	192
FIGURA 64 - MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM OZÔNIO – 15MIN ATÉ 60 MIN.	193
FIGURA 65 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA	

PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM OZÔNIO E FILTRAÇÃO EM CAB – INICIAL ATÉ 10 MIN.....	194
FIGURA 66 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM OZÔNIO E FILTRAÇÃO EM CAB – 15MIN ATÉ 60 MIN.	195
FIGURA 67 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS FILTRAÇÃO EM CAB – INICIAL ATÉ 45 MIN....	196
FIGURA 68 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS FILTRAÇÃO EM CAB – 60 MIN ATÉ 90 MIN.....	197
FIGURA 69 - PORCENTAGENS DE REMOÇÃO DOS PICOS DE FLUORESCÊNCIA OBTIDOS NAS MEE DA OXIDAÇÃO COM O ₃ , OXIDAÇÃO COM O ₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB	201

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1 - TESTE DE VAZÃO DA BOMBA PERISTÁLTICA.....	130
GRÁFICO 2- CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO DENTRO DO RESERVATÓRIO DURANTE O PROCESSO DE INOCULAÇÃO DAS COLUNAS DE CAG.	131
GRÁFICO 3 – REMOÇÃO DE MIB APÓS FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO EM PH 4, NEUTRO E 9.	170
GRÁFICO 4 – REMOÇÃO DE GEOSMINA APÓS FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO EM PH 4, NEUTRO E 9.....	175
GRÁFICO 5 – REMOÇÃO DA FLUOXETINA APÓS FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO EM PH 4, NEUTRO E 9.....	181
GRÁFICO 6 – COMPARATIVO DA REMOÇÃO DO COD APÓS OZONIZAÇÃO EM O3 X OZONIZAÇÃO EM O3 SEGUIDA DE FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO.	186
GRÁFICO 7 – REMOÇÃO DO COD APÓS FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO.	187

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – ÍNDICES DE UV-VIS E DE FLUORESCÊNCIA UTILIZADOS PARA CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA.....	59
--	----

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – DESCRIÇÃO DOS POLUENTES EMERGENTES.....	32
TABELA 2 – CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES EMERGENTES (µg/L) EM AFLUENTES E EFLUENTES DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO.	35
TABELA 3 – CONCENTRAÇÕES MAIS BAIXAS DE FLUOXETINA TESTADA COM EFEITO EM ORGANISMOS AQUÁTICOS.	39
TABELA 4 - POTENCIAL DE OXIDAÇÃO DOS AGENTES OXIDANTES MAIS COMUMENTE UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA.....	41
TABELA 5 - RESUMO DOS PRINCIPAIS PROCESSOS DE TRATAMENTO REPORTADOS NA LITERATURA NOS ÚLTIMOS ANOS PARA REMOÇÃO DE FLUOXETINA.....	46
TABELA 6 - PADRÕES DE ALGUNS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO EM DIFERENTES PAÍSES.....	50
TABELA 7 – PRINCIPAIS BANDAS, COMPRIMENTOS DE ONDA DE EMISSÃO E EXITAÇÃO E ESTRUTURA MOLECULAR DOS FLUORÓFOROS	57
TABELA 8. TÉCNICAS E MÉTODOS PARA A AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ÁGUAS RESIDUÁRIAS	78
TABELA 9 – RESUMO DOS CORANTES DE FLUOROCROMO, SEUS COMPRIMENTOS DE ONDA DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO E SUAS APLICAÇÕES.	83
TABELA 10 - PANORAMA DE EMPRESAS E SOLUÇÕES COMERCIAIS QUE INTEGRAM OZONIZAÇÃO E FILTRAÇÃO BIOLÓGICA EM CARVÃO ATIVADO (O ₃ +CAB) APLICADAS AO TRATAMENTO DE ÁGUA E REÚSO.	95
TABELA 11 - CONDIÇÕES CLIMÁTICAS NAS DATAS DOS EXPERIMENTOS DE CALIBRAÇÃO.	109
TABELA 12 - CONDIÇÕES CLIMÁTICAS NAS DATAS DOS EXPERIMENTOS DE AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE O ₃ INJETADA NA AMOSTRA E NO OFF GAS.....	110
TABELA 13 - PARÂMETROS E DIMENSIONAMENTO DA COLUNA DE CAG INOCULADO.....	117
TABELA 14 - PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL PARA CAMPANHA 1 (CONCENTRAÇÃO DE FLX E MIB E GSM FIXAS).	126
TABELAS 15 - PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL PARA OZONIZAÇÃO DA FLX E MIB E GSM FIXAS).....	126
TABELA 16 - ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA BRUTA/BIOFILME E ÁGUA FILTRADA DA ETA IGUAÇU.	128
TABELA 17- COMPARAÇÃO ENTRE ÁREA SUPERFICIAL, VOLUME E DIÂMETRO DO PORO E PH PARA DIFERENTES TAMANHOS DE PARTÍCULAS DO CARVÃO ATIVADO GRANULAR.....	132
TABELA 18 - PORCENTAGEM PONDERADA DOS ELEMENTOS OBTIDOS PELO	

EDS NAS AMOSTRAS DE CARVÃO ATIVADO VIRGEM E CARVÃO ATIVADO GRANULAR INOCULADO ENTRE 1,00 E 2,0 MM.....	142
TABELA 19 - CONCENTRAÇÕES DE DNA EM AMOSTRAS DE ÁGUA FILTRADA DA ETA, BIOFILME, CARVÃO ATIVADO GRANULAR INOCULADO, CARVÃO ATIVADO VIRGEM E ÁGUA FILTRADA DA ETA PÓS-TRATAMENTO POR O ₃ +CAB UTILIZANDO TÉCNICA DE NANODROP.....	148
TABELA 20 – NÚMERO DE SEQUÊNCIAS DE BASES 16S, 18S E ITS ENCONTRADAS NAS AMOSTRAS DE BIOFILME (3), CAB (4) E ÁGUA APÓS BIOFILTRAÇÃO EM CAB (5).....	155
TABELA 21 – CONTAGEM DE EVENTOS NAS AMOSTRAS DE ÁGUA DA ETA (1), ÁGUA APÓS OZONIZAÇÃO (2), BIOFILME (3), CAB (4) E ÁGUA APÓS BIOFILTRAÇÃO EM CAB (5) E CONTROLES (CTRL) DE ÁGUA MILLIQ (H ₂ O MILLIQ) E ÁGUA MILLI-Q COM PI.....	162
TABELA 22 – VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO PARA ENSAIOS DE CONCENTRAÇÃO DE ATP E CONTAGEM DE CÉLULAS NAS AMOSTRAS DE ÁGUA DA ETA (1), ÁGUA APÓS OZONIZAÇÃO (2), BIOFILME (3), CAB (4) E ÁGUA APÓS BIOFILTRAÇÃO EM CAB (5).....	165
TABELA 23 – RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O ₃ , OXIDAÇÃO COM O ₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA REMOÇÃO DE MIB EM PH 4, NEUTRO E 9 EM CONCENTRAÇÃO DE OZÔNIO ≈ 2 MG.O ₃ .L ⁻¹	172
TABELA 24 – RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O ₃ , OXIDAÇÃO COM O ₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA REMOÇÃO DE GEOSMINA EM PH 4, NEUTRO E 9 EM CONCENTRAÇÃO DE OZÔNIO ≈ 2 MG.O ₃ .L ⁻¹	179
TABELA 25 – RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O ₃ , OXIDAÇÃO COM O ₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA REMOÇÃO DE FLUOXETINA EM PH 4, NEUTRO E 9 EM CONCENTRAÇÃO DE OZÔNIO ≈ 2 MG.O ₃ .L ⁻¹	185
TABELA 26 – RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O ₃ , OXIDAÇÃO COM O ₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA REMOÇÃO DE COD E λ ₂₅₄	189
TABELA 27 - RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O ₃ , OXIDAÇÃO COM O ₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA TURBIDEZ, COR, PH E CONDUTIVIDADE.....	190
TABELA 28 – ÍNDICES DE ESPECTROSCOPIA DE ABSORBÂNCIA E FLUORESCÊNCIA OBTIDOS PARA OS ENSAIOS DE OXIDAÇÃO COM O ₃ , OXIDAÇÃO COM O ₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB. 199	
TABELA 29 – PICOS DE INTENSIDADE DE FLUORESCÊNCIA OBTIDOS NAS MEE DOS ENSAIOS DE OXIDAÇÃO COM O ₃ , OXIDAÇÃO COM O ₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.	200

LISTA DE EQUAÇÕES

EQUAÇÃO 1 - LEI DE BEER-LAMBERT	56
EQUAÇÃO 2 - DISSOCIAÇÃO DO OZÔNIO EM SOLUÇÃO AQUOSA.....	62
EQUAÇÃO 3 - DISSOCIAÇÃO DO OZÔNIO EM SOLUÇÃO AQUOSA.....	66
EQUAÇÃO 4 - CONSTANTE DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA DO OZÔNIO.	67
EQUAÇÃO 5 - RELAÇÃO ENTRE A TEMPERATURA E A CONSTANTE DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA NO FILME.....	67
EQUAÇÃO 6 - PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE POLUENTES.	108
EQUAÇÃO 7 - CONCENTRAÇÃO DO OZÔNIO DISSOLVIDO EM SOLUÇÃO.....	111
EQUAÇÃO 8 - DENSIDADE APARENTE DO LEITO.	115
EQUAÇÃO 9 - VOLUME DA MATRIZ SÓLIDA.....	116
EQUAÇÃO 10 - VOLUME TOTAL DA PARTÍCULA (MATRIZ + POROS INTRAPARTÍCULA).	116
EQUAÇÃO 11 - DENSIDADE DA PARTÍCULA.	116
EQUAÇÃO 12 - POROSIDADE INTERPARTÍCULA DO LEITO.....	116

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

A285	- Razão entre a absorbância em 285 nanômetros e o COD
ABS	- Absorbância
ASVs	- <i>Amplicon Sequence Variants</i>
ATP	- Adenosina Trifosfato
BET	- Brunauer, Emmett e Taller (análise de área superficial específica)
BIX	- Índice Biológico
BJH	- Barret, Joyner e Haland (análise de volume e diâmetro de poros)
CA	- Carvão Ativado
CAB	- Carvão Ativado Biológico
CAG	- Carvão Ativado Granular
CAPEX	- Capital Expenditure
CCI	- Contagem de Células Intactas
CCT	- Contagem de Células Total
CF	- Citometria de Fluxo
COD	- Carbono Orgânico Dissolvido
COR	- Concentrado de Osmose Reversa
COT	- Carbono Orgânico Total
CPE	- Contaminantes de Preocupação Emergente
DADA2	- <i>Divisive Amplicon Denoising Algorithm 2</i>
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
EDS	- Espectroscopia por energia dispersiva
EPC	- Engenharia, Suprimentos e Construção
ETA	- Estação de tratamento de água
ETE	- Estação de tratamento de esgoto
FAB	- Filtro Ativado Biológico
FLX	- Fluoxetina
FR	- Razão de Fluorescência
FT-IR	- Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier
FT-Raman	- Espectroscopia Raman
GSM	- Geosmina (1,10-dimetil-trans-9 decalol)

HIX	- Índice de Humificação
HPLC-FLD	- Cromatografia Líquida de Alta Performance
IF	- Intensidade de Fluorescência
IR	- Espectroscopia de Infravermelho
IUPAC	- <i>International Union of Pure and Applied Chemistry</i>
LABEAM	- Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto
LD	- Limite de Detecção
LQ	- Limite de Quantificação
MEE	- Matriz de Emissão e Excitação
MEV	- Microscopia Eletrônica de Varredura
MIB	- 2-metilisoborneol- $C_{11}H_{20}O$
MOD	- Matéria Orgânica Dissolvida
MPs	- Micropoluentes
NB	- Nanobolhas
OPEX	- Operational Expenditure
OTUs	- <i>Operational Taxonomic Units</i>
PEs	- Poluentes emergentes
pH	- Potencial Hidrogeniônico
POAs	- Processos oxidativos avançados
RMC	- Região Metropolitana de Curitiba
SDAP	- Sistema de distribuição de água potável
SDT	- Sólidos Dissolvidos Totais
SPE	- Solid Phase Extraction
SST	- Sólidos Suspensos Totais
ST	- Sólidos Totais
SUVA	- Razão entre a absorbância em 254 nm e o COD
TCLV	- Tempo de Contato do Leito Vazio
UFPR	- Universidade Federal do Paraná
UTFPR	- Universidade Tecnológica Federal do Paraná
UV-Vis	- Ultravioleta Visível

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	27
1.1 OBJETIVOS.....	30
1.1.1 Objetivo Geral	30
1.1.2 Objetivos Específicos	30
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	31
2.1 POLUENTES EMERGENTES	31
2.1.1 Origens e efeitos adversos.....	31
2.1.2 Ocorrência de poluentes emergentes nos recursos hídricos.....	33
2.1.3 Fluoxetina.....	36
2.1.4 Legislação sobre antidepressivos em matrizes aquosas.....	38
2.1.5 Tecnologias de tratamento para a FLX	40
2.1.5.1 Processos oxidativos avançados (POAs).....	40
2.1.5.2 Adsorção por carvão ativado, biocarvão, nanopartículas, argila e zeólitas	42
2.1.5.3 Resina de troca iônica	44
2.1.5.4 Filtração por membranas.....	44
2.1.6 Metodologias de detecção da Fluoxetina em meio aquático	46
2.2. POLUENTES RELACIONADOS AO GOSTO E ODOR NA ÁGUA	47
2.2.1 O 2-methylisobornoel (MIB) e Geosmina (GSM).....	48
2.2.2 Parâmetros de qualidade para o tratamento de águas de abastecimento ..	48
2.2.3 Ocorrência e monitoramento do MIB e GSM em meio aquático	51
2.2.4 Metodologias de detecção de MIB e geosmina (GSM)	53
2.2.5 Tecnologias de tratamento para MIB e geosmina (GSM).....	54
2.3 MATÉRIA ORGÂNICA E O CARBONO ORGÂNICO EM ÁGUAS SUPERFICIAIS.	54
2.3.1 Métodos de análise de matéria orgânica dissolvida	55
2.3.1.1 Espectroscopia de ultravioleta-visível e de fluorescência.....	55
2.4. OZONIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA	60
2.4.1 O ozônio	61
2.4.2 Decomposição do ozônio na água	61
2.4.3 Vantagens e desvantagens da ozonização	63
2.4.4 Bromato como subproduto da oxidação por ozônio	63
2.4.5 Transferência de massa líquido - gás	64
2.4.6 Degradação da fluoxetina por ozonização	68
2.4.7 Degradação do MIB e geosmina (GSM) por ozonização	69

2.4.8 Sistema de ozonização	69
2.5 CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO – CAB NO TRATAMENTO DE ÁGUA....	70
2.5.1 Histórico do uso do carvão ativado biológico	70
2.5.2 Princípios do processo de tratamento com carvão ativado biológico	71
2.5.3 Uso de filtros biológicos no tratamento de água.....	72
2.5.4 Filtros biológicos de carvão	72
2.5.5 Funcionamento de um filtro CAB.....	72
2.5.6 Composição do biofilme no CAB	73
2.5.7 Formação, crescimento e controle de biofilmes	74
2.5.8 Atividade do biofilme no CAB	75
2.5.9 Técnicas para avaliar e quantificar atividade microbiana em leitos de CAB	75
2.5.9.1 MEV, EDS, Raman e FT-IR.....	77
2.5.9.2 PCR.....	79
2.5.9.3 Metagenômica	79
2.5.9.4 Citometria de fluxo.....	81
2.5.9.5 ATP - Adenosina Trifosfato	84
2.5.10 Remoção de substâncias na água pelo biofilme do CAB	85
2.5.11 Regeneração e reutilização de CAB	86
2.5.12 Inserção em economia circular.....	87
2.6 USO COMBINADO DE O₃–CAB	87
2.7 APLICAÇÕES COMERCIAIS E POTENCIAL DE EMPREGO DE SISTEMAS O₃–CAB NO SETOR DE SANEAMENTO	89
2.7.1 Tecnologias comerciais e experiências internacionais.....	90
2.7.1.1 Xylem – Sistema Oxelia™	90
2.7.1.2 Veolia – Sistemas Ozonia™ e Filtração Biológica	90
2.7.1.3 SUEZ / Degremont – Soluções O ₃ –CAB para potabilização	91
2.7.1.4 Orthos Liquid Systems – Unidade Piloto Proteus™ O ₃ +CAB.....	91
2.7.1.5 Arisu / Seoul Metropolitan Government.....	91
2.7.2 Panorama e perspectivas no Brasil	93
2.7.3 Desafios e requisitos para adoção no saneamento.....	93
3 MATERIAIS E MÉTODOS	96
3.1 MATERIAIS.....	98
3.1.1 Padrão de MIB e geosmina	98
3.1.2 Fármaco – Cloridrato de Fluoxetina	99
3.1.3 Carvão Ativado Granular - CAG	100
3.1.4 Equipamentos	100
3.1.5 Características da matriz aquosa	101

3.2 MÉTODOS	102
3.2.1 Preparação das soluções mãe dos poluentes a serem estudados	102
3.2.2 Métodos analíticos de quantificação dos poluentes antes e após processo de tratamento	103
3.2.2.1 Análises do MIB e geosmina em HPLC CG/MSMS	103
3.2.2.2 Análises da fluoxetina em HPLC-DAD-FDL E HPLC-LCMSMS	105
3.2.2.3 Remoção dos poluentes	107
3.2.3 Ensaios de tratamento.....	108
3.2.3.1 Confecção da matriz aquosa para os testes	108
3.2.3.2 Ensaios de calibração com gerador de ozônio	109
3.2.3.3 Medição da concentração de ozônio produzida pelo equipamento e no off gas	111
3.2.3.4 Medição da concentração de ozônio dissolvida na matriz aquosa	111
3.2.3.5 Método analítico de quantificação dos poluentes	112
3.2.3.5.1 Quantificação do MIB e Geosmina	112
3.2.3.5.2 Quantificação da fluoxetina	113
3.2.3.6 Método de quantificação do COD	113
3.2.3.7 Método de avaliação qualitativa e quantitativa da matéria orgânica	113
3.2.4 Experimentos com carvão ativado granular – CAB em coluna de leito fixo	114
3.2.4.1 Caracterização do Carvão Ativado Granular	114
3.2.4.2 Dimensionamento simplificado e preparação do reator de fluxo contínuo de CAB	116
3.2.4.3 Análises para verificação da atividade biológica do reator de CAB	117
3.2.4.4 Delineamento do ensaio de remoção dos poluentes em filtros de CAB .	124
3.2.5 Planejamento experimental	125
3.2.5.1. Campanha 1 – Oxidação com Ozônio (melhor condição)	125
3.2.5.2. Campanha 2 – Oxidação com Ozônio seguido de biodegradação com CAB	126
3.2.5.3. Campanha 3 – Biodegradação com CAB	126
4 RESULTADOS E DUSCUSSÕES	128
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA TRATADA E BIOFILME	128
4.2 OXIDAÇÃO COM OZÔNIO	129
4.2.1. Calibração do gerador de ozônio	129
4.2.2. Ensaios de Validação do teste colorimétrico	129
4.3 CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO	129
4.3.1. Testes de vazão com bomba peristáltica	129
4.3.2. Inoculação do biofilme	130
4.3.3. Caracterização do carvão ativado granular - Testes de BET, Raman, FT-IR,	

MEV, EDS e pH.....	132
4.3.3.1 Análises de BET, BJH e pH.....	132
4.3.3.2 Análises de Raman	133
4.3.3.3 Análises de FT-IR - Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier	134
4.3.3.4 Imagens de MEV	136
4.3.3.5 Imagens de EDS - espectroscopia de energia dispersiva de raios X	141
4.3.4. Resultados das análises de microbioma	147
4.3.6. Resultado das análises de esgotamento em placa (Plate Count Agar)....	156
4.3.7. Análises de citometria de fluxo	157
4.3.8. Análises de ATP – Adenosina Trifostato	162
4.3.9. Síntese de evidências multimodais que apoiam a inoculação microbiana em filtros de CAG	165
4.4 RESULTADOS DO TRATAMENTO DE REMOÇÃO DOS MICROPOLUENTES, COD E MATÉRIA ORGÂNICA	167
4.4.1 Análises de remoção de MIB.....	167
4.4.2 Análises de remoção de geosmina	173
4.4.3 Análises de remoção de fluoxetina.....	180
4.4.4. Análises de remoção de material orgânica e COD.....	186
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	203
6 CONCLUSÕES	206
6.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	208
REFERÊNCIAS.....	210
APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR 1 - REVISÃO DE ESCOPO UTILIZANDO A METOLOGIA PRIMA (FIGURA SUPLEMENTAR 1 E TABELA SUPLEMENTAR 1).....	250
APÊNDICE B – MATERIAL SUPLEMENTAR 2 – CÁLCULO DA POROSIDADE DO LEITO DE CAB.....	264
APÊNDICE C – MATERIAL SUPLEMENTAR 3 – CÁLCULO PARA CALIBRAÇÃO DO GERADOR DE OZÔNIO.....	266
APÊNDICE D – MATERIAL SUPLEMENTAR 4 – ENSAIOS DE VALIDAÇÃO DO TESTE COLORIMÉTRICO	279
APÊNDICE E – TABELA SUPLEMENTAR 5 – TABELA GERAL INCLUINDO DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE 16S ENCONTRADAS EM AMOSTRAS DE BIOFILME E DE CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO (CAB).....	284
APÊNDICE F – TABELA SUPLEMENTAR 6 – TABELA GERAL INCLUINDO DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE 18S ENCONTRADAS NA AMOSTRA DE BIOFILME	299
APÊNDICE G – TABELA SUPLEMENTAR 7 – TABELA GERAL INCLUINDO	

DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE ITS ENCONTRADAS EM AMOSTRAS DE BIOFILME E CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO (CAB).....	301
APÊNDICE H – TABELA SUPLEMENTAR 8 – TABELA GERAL INCLUINDO DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE 16S ENCONTRADAS EM AMOSTRAS DE ÁGUA DA ETA PÓS O3+CAB	305

1 INTRODUÇÃO

Mananciais que servem como fonte de abastecimento de água para consumo humano têm sido contaminadas por compostos de natureza orgânica e inorgânica. (Mavaieie Júnior e Benetti, 2021).

Esses compostos são provenientes das mais variadas fontes, incluindo atividade biológica tanto na captação quanto na distribuição, contaminação química (antropogênica ou natural) na água bruta ou produtos químicos usados no tratamento. Neste contexto, é bastante comum o aumento de reclamações por parte dos usuários dos sistemas de abastecimento de água com relação à qualidade organoléptica da água distribuída (Araújo, 2021a), principalmente em épocas com clima mais quente, cada vez mais constantes por conta dos eventos climáticos extremos (IPCC, 2022). Apesar das inúmeras fontes de sabor e odor, geralmente esses episódios estão associados com o aumento da atividade biológica, relacionada às cianobactérias (algas verdes-azuladas), capazes de produzir toxinas e compostos como a Geosmina (trans-1,10-dimetil-trans-9 decalol- $C_{12}H_{22}O$) e MIB (2-metilisoborneol- $C_{11}H_{20}O$) (Araújo, 2021a). O tratamento convencional da água não consegue remover alguns destes compostos, principalmente os que se encontram na forma dissolvida e em baixas concentrações (Mavaieie Júnior e Benetti, 2021).

Dentre estes compostos, ocorrem presença de substâncias causadoras de sabor e odor em águas brutas e tratadas é uma grande preocupação para o setor de saneamento e constituem um desafio em estações de tratamento do Brasil e do mundo (Araújo *et al.*, 2021b)

Outro problema que deve ser enfrentado atualmente, são produtos farmacêuticos, também chamados de micropoluentes (MPs), os quais são facilmente encontrados em uma grande variedade no meio ambiente, como em águas de abastecimento, esgoto sanitário doméstico e em sedimentos, com traços de concentrações detectáveis como resultado de sua demanda e utilização global (Dai *et al.*, 2015). Dependendo de sua concentração, raramente são monitorados em ambientes aquáticos ou em águas de abastecimento, mas possuem potencial de causar efeitos adversos e relevantes em ecossistemas e seres humanos (Wang *et al.*, 2018). As principais fontes de MPs em corpos hídricos superficiais são os efluentes provindos de estações de tratamento de esgotos (ETE) (Kasprzyk-Hordern *et al.*, 2009; Rivera-Utrilla *et al.*, 2013) porque, atualmente, a maioria das ETE não são

projetadas para a remoção desses compostos (Verlicchi *et al.*, 2012; Luo *et al.*, 2014; Ebele *et al.*, 2017).

A fluoxetina (FLX), por sua vez, é um antidepressivo usado amplamente no tratamento do transtorno obsessivo-compulsivo (TOC) (Silva *et al.*, 2014), além de ser o mais antigo fármaco de sua categoria em produção. Seu elevado consumo tem atraído muita atenção para as consequências do seu uso em demasia (Aghaeinejad-Meybodi, *et al.*, 2014).

Os distúrbios psicológicos agravados pela pandemia de COVID-19 aumentaram o consumo de medicamentos psiquiátricos como a FLX em escala global a partir do ano de 2020. Esses compostos chegam às ETE através do sistema de esgoto e não são suficientemente removidos pelo processo de tratamento convencional onde tais drogas psiquiátricas liberadas com os efluentes das ETEs (Aydin *et al.*, 2021).

Como apenas uma fração desse composto é metabolizada pelo corpo humano, grande parte dele (e seus metabólitos) acabam em águas residuais domésticas, rios e lagos e se acumula nos tecidos dos peixes, causando desregulação endócrina e comprometimento do movimento. Sua concentração global em águas superficiais varia de 0,012 a 1,4 µg/L (Farghal, *et al.*, 2023). Desta forma, é crucial o desenvolvimento de estratégias de remediação mais eficazes na remoção de compostos ativos farmacêuticos (Fernandes *et al.*, 2019), tais como tratamentos terciários por ozônio, biofiltração em carvão ativado biológico (CAB), adsorção, membranas filtrantes, radiação ultravioleta e gamma, entre outros tratamentos físico-químicos avançados (Rivera-Utrilla *et al.*, 2013; Alfonso-Muniozguren *et al.*, 2021).

Estudos relacionados ao tratamento de MPs em águas e efluentes vem sendo aplicados principalmente em países europeus, China e Estados Unidos. Em países desenvolvidos, a matriz mais estudada nos últimos 30 anos para remoção de MPs é o efluente de ETE, em virtude de haver maiores índices de coleta de esgoto e a possibilidade destes compostos serem removidos antes do aporte em corpos hídricos. Em países em desenvolvimento os estudos no tema são mais escassos, com agravante da coleta e tratamento de esgoto ser ainda precária, dificultando a remoção eficiente destas substâncias, uma vez que parte do esgoto é lançado in natura nos corpos hídricos (Barcellos *et al.*, 2022).

Uma das alternativas de processo para a remoção destes contaminantes é a oxidação avançada com ozônio seguida da biofiltração em carvão ativado (CA). O interesse e relevância por estas técnicas vem crescendo significativamente no meio

científico, haja visto a quantidade publicações que ultrapassam o número de 5600 na plataforma científica *Web of Science* ao buscar o conjunto de termos “micropollutants” **or** “BAC” **and** “ozone” nos últimos 10 anos. Dentre as principais áreas de concentração das publicações, destaca-se: (i) Environmental Sciences, com 3.332 publicações; (ii) Engineering Environmental, com 1792 publicações; (iii) Water Resources, com 1219 publicações; (iv) Engineering Chemical, com 906 publicações; e (v) Chemistry Multidisciplinary, com 374 publicações (Web of Science, 2023).

Diante desse contexto, esta pesquisa foi conduzida sob duas hipóteses principais. A primeira considera que é possível inocular o carvão ativado granular (CAG) com biofilme proveniente da água bruta de abastecimento de ETA, promovendo o desenvolvimento de uma comunidade microbiana estável e ativa, capaz de caracterizar o material resultante como carvão ativado biológico (CAB). A segunda hipótese sustenta que a combinação dos processos de ozonização e biofiltração em CAB (O_3 +CAB) é capaz de remover eficientemente compostos orgânicos de interesse sanitário e sensorial, como MIB, geosmina e um fármaco melhorando a qualidade físico-química, organoléptica e microbiológica da água tratada.

Essas hipóteses respondem as lacunas significativas existentes na literatura e na prática do saneamento brasileiro. Embora o uso de carvão ativado biológico e ozonização seja consolidado em países desenvolvidos, não há registros de aplicação experimental ou em escala de bancada envolvendo o sistema O_3 +CAB em estações de tratamento de água no Brasil. Além disso, ainda não existiam protocolos integrados que comprovassem, por múltiplas abordagens analíticas, a conversão efetiva do CAG em CAB após inoculação com biofilme nativo. O ineditismo desta tese reside justamente na realização da inoculação controlada de CAG com biofilme obtido de ETA real, na confirmação da colonização microbiana ativa por meio de técnicas complementares — como MEV, EDS, Raman/FT-IR, PCR, citometria de fluxo, quantificação de ATP e metagenômica — e na aplicação do sistema combinado O_3 +CAB para a remoção simultânea de poluentes de diferentes naturezas químicas, simulando condições reais de tratamento de água potável.

A justificativa para o desenvolvimento deste estudo fundamentou-se na crescente presença de micropoluentes e substâncias causadoras de gosto e odor em mananciais de abastecimento, fenômeno agravado por mudanças climáticas, urbanização e uso intensivo de fármacos. Os processos convencionais de tratamento

de água mostram-se insuficientes para a remoção desses compostos em baixas concentrações e na forma dissolvida. Assim, a integração entre ozonização e biofiltração em CAB surge como uma alternativa promissora para o aprimoramento da potabilização da água, unindo a capacidade oxidativa do ozônio à degradação biológica e adsorção promovidas pelo biofilme ativo. Dessa forma, esta pesquisa contribui para o avanço do conhecimento científico e tecnológico na área de tratamento de água, propondo uma solução inédita e aplicável ao contexto brasileiro, capaz de aumentar a eficiência de remoção de contaminantes, aprimorar a qualidade sensorial e microbiológica da água distribuída e apoiar a adoção de processos mais sustentáveis e inovadores no setor de saneamento ambiental.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desta tese é caracterizar e aplicar um sistema combinado de tratamento de água filtrada, proveniente de estação de tratamento de água (ETA) convencional, por ozonização (O_3) seguida de biofiltração em carvão ativado (CAB), em escala de laboratório, para remoção de contaminantes de água para abastecimento.

1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são os seguintes:

- i) Desenvolver e evidenciar a atividade biológica de um reator de CAB formado após a inoculação com biofilme de ETA.
- ii) Determinar as condições operacionais ótimas do sistema de ozonização (tempo de contato, pH e concentração de O_3) para uso combinado com CAB.
- iii) Avaliar os efeitos isolados e combinados de O_3 e O_3 +CAB e também apenas da biofiltração em CAB no desempenho da remoção de micropoluentes (compostos orgânicos - MIB, geosmina e fluoxetina) e na avaliação da matéria orgânica / COD da água tratada.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esta revisão discorreu sobre os poluentes emergentes, substâncias ainda sem regulamentação de tratamento em águas de abastecimento, o fármaco em estudo, a fluoxetina, as substâncias geradoras de gosto e odor na água como a geosmina e o MIB e a matéria orgânica na forma de COD outros elementos. A seguir, é abordado o processo de ozonização no tratamento da água, suas técnicas e materiais adsorventes disponíveis para remoção destes poluentes. Subsequentemente, foi feita uma revisão de aspectos gerais da aplicação de carvão ativado biológico e formas de identificar a atividade microbiana no leito de carvão. Por fim, foi abordada a forma combinada de tratamento destas duas tecnologias e o estágio de maturação tecnológica destes processos no mercado de tratamento de águas e efluentes.

2.1 POLUENTES EMERGENTES

2.1.1 Origens e efeitos adversos

Os termos poluentes emergentes (PEs) ou micropoluentes (MPs), referem-se aos compostos não regulamentados ou parcialmente regulamentados nas legislações existentes sobre a qualidade da água, que não foram anteriormente estudados e/ou podem ser considerados perigosos aos ecossistemas naturais e a saúde e segurança humana (Farrè *et al.*, 2008; Sophia e Lima, 2018).

Segundo Houtman (2010), pelo menos três categorias de compostos compreendem os PEs. A primeira categoria consiste em compostos recém-introduzidos no ambiente, isto é, compostos industriais que foram desenvolvidos recentemente. A segunda categoria inclui compostos que foram introduzidos no meio ambiente por um período substancial e, no entanto, foram detectados apenas recentemente. A terceira categoria consiste em compostos que são conhecidos e medidos há algum tempo e são reconhecidos como potencialmente causadores de efeitos adversos nos ecossistemas e / ou seres humanos.

Esses contaminantes estão todos dentro de um grupo de vários compostos utilizados na vida cotidiana, divididos de acordo com as diferentes fontes e características (Peña-Guzmán *et al.*, 2019). Para manter um registro desses PEs, foi criado na França a rede NORMAN (Norman, 2022). Esta é uma rede permanente de laboratórios de referência, centros de pesquisa e organizações relacionadas ao monitoramento e bio-monitoramento de substâncias ambientais emergentes (Brack *et*

al., 2012). Esta organização já identificou mais de 1000 substâncias emergentes (Geissen *et al.*, 2015), as quais são classificadas em grupos, conforme Tabela 1.

TABELA 1 – DESCRIÇÃO DOS POLUENTES EMERGENTES.

Contaminante	Descrição
Fármacos	<ul style="list-style-type: none"> - Entrada contínua no ambiente aquático em baixas concentrações, impactando o suprimento de água de ecossistemas e da saúde humana. Estudos sobre seus efeitos foram iniciados recentemente. - Uso extensivo em medicina humana e veterinária. Inclui compostos como antibióticos, analgésicos, antidepressivos, antidiabéticos, entre outros. - A grande maioria é excretada sem ser metabolizada após a sua aplicação, atingindo o esgoto doméstico. Não há eliminação completa com tratamento de água convencional.
Produtos de cuidado pessoal	<ul style="list-style-type: none"> - Substâncias de uso comum para fins de saúde, beleza e limpeza, como cosméticos, sabões, perfumes, cremes dentais, xampus, etc. Sendo usados no dia-a-dia, foram detectados em águas subterrâneas e águas residuais de fontes domésticas e industriais. - Não sofre alterações metabólicas, portanto elas são liberadas mais facilmente nos recursos hídricos, causando impacto nas águas por meio da infiltração e do escoamento de água fluviais em meio urbano. - A principal entrada desse tipo de poluente na água está nos efluentes de estações de tratamento de esgoto, porque muitos desses compostos não podem ser completamente degradados e acabam sendo descartados nos corpos receptores de água.
Filtros solares	<ul style="list-style-type: none"> - Amplamente utilizado como produtos para cabelos e cuidados com a pele para combater os efeitos nocivos da luz solar. - Principalmente incorporado em cosméticos (loções, maquiagem facial e produtos para os lábios). Também usado em plásticos, adesivos, tintas e borrachas. - São disruptores endócrinos por interferir no eixo tireoidiano e no desenvolvimento dos órgãos reprodutivos e do cérebro em organismos aquáticos e terrestres.
Endócrino disruptores	<ul style="list-style-type: none"> - Estruturas similares aos hormônios naturais, causando envolvimento negativo no sistema endócrino de humanos e animais. - Os principais estrogênios encontrados nos corpos de água são estrógenos naturais, 17β-estradiol, estriol e 17α-etinilestradiol sintético.
Hidrocarbonetos	<ul style="list-style-type: none"> - Alta toxicidade, mutagenicidade e carcinogenicidade. - Incêndios liberam hidrocarbonetos aromáticos policíclicos que entram na atmosfera, nas águas superficiais e nos sedimentos. Eles também alcançam recursos hídricos através de águas residuais industriais não tratadas, cocção e reações de combustão de combustíveis fósseis.
Drogas ilícitas	<ul style="list-style-type: none"> - Possui poderosas propriedades psicoativas; consumo considerado ilegal. - Efeitos desconhecidos no ambiente aquático. As drogas ilícitas entram nos corpos hídricos por meio de estações de tratamento de águas residuais.
Aditivos alimentares	<ul style="list-style-type: none"> - Poluentes orgânicos sintéticos, incluindo adoçantes, antioxidantes, etc. Os adoçantes são bastante solúveis em água e são encontrados principalmente em águas residuais. Os antioxidantes, por outro lado, não são solúveis em água e são encontrados nas águas subterrâneas.
Metabólitos	<ul style="list-style-type: none"> - Alguns produtos farmacêuticos são totais ou parcialmente metabolizados no fígado, que hospeda um grande número de enzimas. - Adentra nos recursos hídricos após ingestão de produtos farmacêuticos e subsequente excreção de compostos ou metabólitos não metabolizados. Os

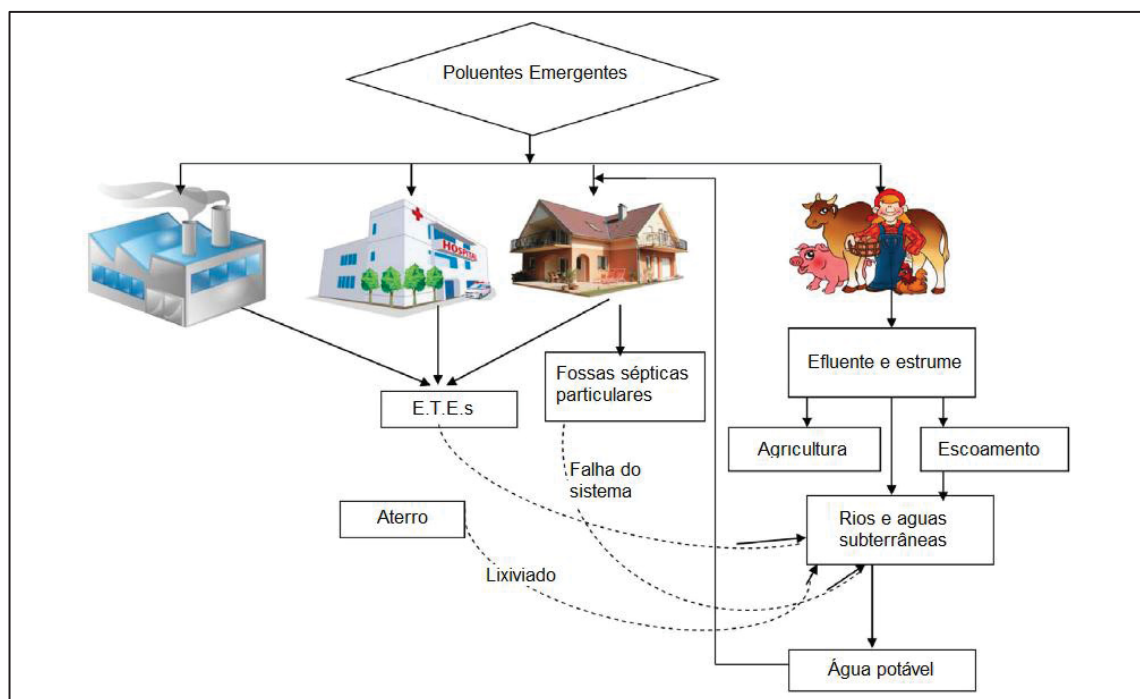
Contaminante	Descrição
	metabólitos não são alcançados com o tratamento de resíduos água e são encontrados em rios ou córregos. - A persistência de metabólitos das atividades agrícolas depende da eficiência dos processos de degradação natural. Em alguns casos, esses processos induzem a transformação de substâncias em metabólitos de maior toxicidade.
Retardadores de fogo	- Produtos químicos adicionados aos produtos de consumo para atender às necessidades de retardamento do fogo. Estes são compostos solúveis em água e encontrados em alguns aquíferos.
Pesticidas	- Compostos que controlam a propagação de pragas e doenças nas lavouras; usado na agricultura, silvicultura, horticultura, etc. No momento da aplicação, esses compostos atingem o solo e, a partir da água da chuva ou da lavagem da água de irrigação, eles podem se infiltrar nas águas subterrâneas ou atingir as águas superficiais.

FONTE: Peña-Guzmán *et al.*, 2019.

2.1.2 Ocorrência de poluentes emergentes nos recursos hídricos

Os PEs são geralmente encontrados em estações de tratamento de águas residuais industriais e municipais e não podem ser facilmente removidos por tecnologias de tratamento convencionais (Rivera-Utrilla *et al.*, 2013). Estes poluentes encontram caminhos para atingir o meio ambiente de várias formas, conforme apresentado esquematicamente na Figura 1.

FIGURA 1– FONTES DE POLUENTES EMERGENTES PARA O MEIO AMBIENTE.



FONTE: Adaptado de Sophia e Lima, (2018).

A Europa e os Estados Unidos já identificaram centenas de resíduos de medicamentos em águas naturais e ações desde então foram tomadas para seu

monitoramento. A Tabela 2 apresenta tais evidências e os grupos de medicamentos mais presentes em afluentes e efluentes de estações de tratamento de Esgotos, ETEs, em diferentes concentrações (Deblonde *et al.*, 2011).

TABELA 2 – CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES EMERGENTES (µg/L) EM AFLUENTES E EFLUENTES DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO.

Compostos farmacêuticos	Moléculas	Afluente					Efluente					Taxa de remoção %		
		Meios	DPR	Média	Min	Max	n	Meios	DPR	Média	Min		Max	n
Antibióticos	Clarithromicina	0,344					2	0,15					2	56,4
	Ciprofloxacina	0,62	1,48	0,157	0,09	5,524	13	0,234	0,649	0,021	0,007	2,378	13	62,3
	Doxiciclina	0,65	0,94	0,098	0,067	2,48	10	0,420	0,426	0,227	0,038	1,09	9	35,4
	Eritromicina	0,58	0,242	0,56	0,346	0,83	3	0,297	0,237	0,2305	0,109	0,62	4	48,8
	Eritromicina-H ₂ O	2,025					2	0,59					2	70,9
	Metronidazol	0,09					1	0,055					1	38,9
	Norfloxacina	0,115	0,056	0,0905	0,066	0,25	12	0,0526	0,0985	0,0195	0,007	0,33	10	54,3
	Ofloxacina	0,482	0,884	0,156	0,007	2,275	6	0,171	0,317	0,0485	0,007	0,816	6	64,5
	Roxitromicina	0,78	0,737	0,81	0,0272	1,5	3	0,472	0,435	0,54	0,008	0,87	3	39,5
	Sulfametoxazol	0,32	0,248	0,2905	0,02	0,674	10	0,264	0,150	0,243	0,07	0,62	11	17,5
Antiepilépticos	Sulfapiridina	0,492					1	0,081					1	83,5
	Tetraciclina	48					1	2,375					2	95,1
	Trimetoprima	0,43	0,401	0,251	0,0535	1,3	15	0,424	0,363	0,32	0,04	1,34	17	1,4
	Carbamazepina	0,732	0,869	0,25	0,0819	1,68	6	0,774	0,789	0,37	0,042	2,1	13	-5,7
	4-aminoanti-pirina	1,517					1	0,676					1	55,4
	Antipirina	0,04					1	0,027					1	32,5
	Codeína	2,8605					2	1,93					2	32,5
	Diclofenaco	1,039	1,283	0,232	0,16	3,1	6	0,679	0,701	0,55	0,04	2,448	11	34,6
	Ibuprofeno	13,482	25,639	3,495	0,0143	22,7	10	3,480	1,489	0,56	0,03	12,6	17	74,2
	Indometacina	0,136					2	0,166	0,118	0,19	0,037	0,27	3	-22,1
Regulador lipídico	Cetoprofeno	0,483	0,286	0,441	0,146	0,94	5	0,333	0,148	0,34	0,125	0,63	9	31,1
	Cetorolaco	0,407					1	0,228					1	44,0
	Naproxeno	5,077	8,251	2,363	0,206	23,21	7	0,934	0,873	0,452	0,017	2,62	13	81,6
	Ácido clofíbrico	0,215	0,251	0,12	0,026	0,5	3	0,131	0,136	0,12	0,012	0,36	5	39,1
	Ácido fenofíbrico	0,079					1	0,196					3	-148,1
	Bezafibrato	1,948	2,320	1,4205	0,05	4,9	4	0,763	0,963	0,13	0,035	2,2	5	60,8
	Genfibrozila	1,562	1,704	0,71	0,453	3,525	3	0,757	1,068	0,323	0,0112	2,86	6	51,5
	Acebutolol	0,335					1	0,140					1	58,2
	Atenolol	1,080	0,946	0,996	0,03	1,197	4	0,468	0,468	0,381	0,345	0,16	4	56,7
	Betablo-queadores	Celiprolol	0,44					1	0,28					1
Metoprolol		1,535	2,290	0,61	0,02	4,9	4	0,679	0,657	0,73	0,019	1,7	5	55,8
Propanolol		0,198	0,269	0,005	0,036	0,51	3	0,102	0,0712	0,093	0,03	0,18	5	48,5
Sotalol		1,667					2	0,79					2	52,6
Fluoxetina		5,85					1	0,112					2	98,1

n: Número de concentrações registradas para afluente ou efluente.

DPR: Desvio Padrão Relativo.

FONTE: Adaptado de Borrelly *et al.* (2012).

A FLX, objeto deste trabalho, tem sido relatada como tóxica em baixas concentrações em vários organismos aquáticos e um potencial disruptor endócrino. Mesmo em baixas concentrações, a exposição crônica a FLX pode levar a uma bioacumulação significativa em peixes. Avaliações de amostras de peixes obtidas de um córrego contaminado por efluentes detectaram FLX nos tecidos musculares, fígado e cérebro, o que é indicativo de seu potencial de bioacumulação. Vários estudos sugeriram que este antidepressivo pode causar uma série de efeitos nos ecossistemas aquáticos no meio ambiente. Demonstrou-se que a exposição a drogas afeta vários processos fisiológicos e resultados comportamentais em organismos aquáticos. Estudos relataram que a FLX pode induzir a desova em algumas espécies de crustáceos e bivalves e reduzir o crescimento e o potencial reprodutivo em mexilhões (Pan *et al.*, 2021).

Como a maioria das drogas farmacêuticas, a FLX, é um composto hidrofílico com baixa volatilidade e necessita de remoção através de vários graus de degradação microbiana. Desta forma, a sua presença nas águas superficiais e subterrâneas também podem fazer sua acumulação no sedimento pela adsorção na biomassa (Fernandez-Fontaina *et al.*, 2012; Salgado *et al.*, 2012).

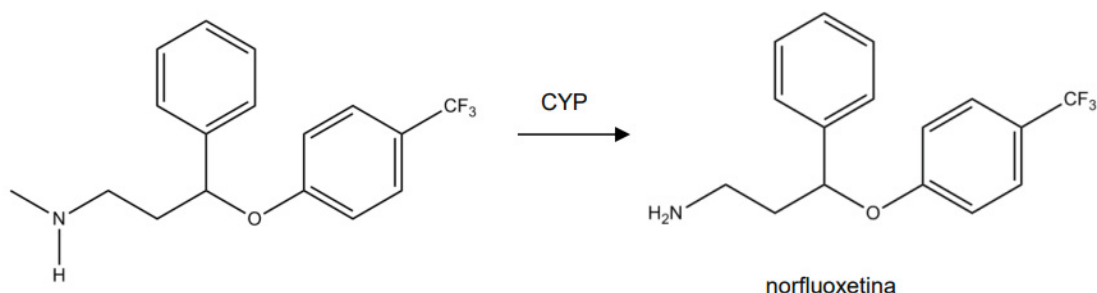
2.1.3 Fluoxetina

A fluoxetina (FLX) é um medicamento antidepressivo da classe dos inibidores seletivos de recaptação de serotonina. A FLX foi descoberta por *Eli Lilly and Company*, em 1972, e entrou em uso médico em 1986 como princípio ativo do Prozac. Está na Lista de Medicamentos Essenciais da OMS e é um dos mais comercializados do mundo. Possui fórmula química: $C_{17}H_{18}F_3NO$, IUPAC: N-methyl-3-phenyl-3-[4-(trifluoromethyl) phenoxy] propan-1-amine e peso molecular 309,33 g/mol (Lilly, 2021).

O fármaco é composto por uma mistura racêmica de dois enantiômeros, a (S)-fluoxetina e a (R)- fluoxetina, que possuem atividade biológica semelhante, pois o enantiômero S é apenas 1,5 vezes mais potente na inibição da recaptação da serotonina, em relação ao enantiômero R (Wong *et al.*, 1995; Heimke e Härtter, 2000; Lilly, 2021).

No organismo, a FLX pode ser metabolizada em norfluoxetina (NFLU) por isoenzimas do citocromo P450 (CYP), como mostra a Figura 2. A NFLU também é um inibidor serotoninérgico, com atividade semelhante à da FLX, diferenciando apenas no tempo de excreção de organismo (Wong *et al.*, 1995; Golan *et al.*, 2009).

FIGURA 2– CONVERSÃO DA FLUOXETINA EM NORFLUOXETINA.



FONTE: O autor (2022).

Comparativamente, entre os Inibidores Seletivos de Recaptação da Serotonina (ISRS), a FLX é a que obteve maior sucesso no tratamento da depressão, tornando-se o antidepressivo mais prescrito para esse tipo de transtorno (De Sousa *et al.*, 2000). O motivo de seu sucesso pode ser atribuído ao seu metabólito, a norfluoxetina, que, por possuir ação prolongada e ser farmacologicamente ativo, confere à FLX atividade clínica significativa (Moreno *et al.*, 1999; Heimke e Härtter, 2000; Golan *et al.*, 2009).

Por ter sido projetada para produzir uma resposta farmacológica específica, a FLX apresenta uma certa estabilidade química que está relacionada à sua remoção insuficiente em estações de tratamento de efluentes municipais (ETE) e também possui degradação ambiental limitada (Silva *et al.*, 2012). Em adição, este composto é relativamente recalcitrante à hidrólise, fotólise e biodegradação (Redshaw *et al.*, 2008).

A sua presença nas águas superficiais e subterrâneas também podem fazer sua acumulação no sedimento pela adsorção na biomassa (Salgado *et al.*, 2011; Fernandez-Fontaina *et al.*, 2012).

Com o passar dos anos, a busca pelo princípio ativo vem crescendo, principalmente durante a pandemia de COVID-19, conforme pesquisa realizada mundialmente pelo Instituto Ipsos (Medicina S/A, 2021) onde 53% das pessoas entrevistadas indicaram piora do seu bem-estar mental no período e consequentemente ocorreu aumento em mais de 42% na prescrição do fármaco (Medicina S/A, 2022). Desta forma, por conta do aumento do consumo e da dificuldade da remoção do fármaco em estações de tratamento de água e esgoto, se faz necessário o estudo de tecnologias mais avançadas para a retirada desta substância em águas de abastecimento.

2.1.4 Legislação sobre antidepressivos em matrizes aquosas

Os MPs ainda carecem de um número maior de estudos toxicológicos para o estabelecimento de limites de concentração de água que sejam padronizados em diferentes países. MPs orgânicos, como compostos farmacêuticos, têm efeitos prejudiciais no desenvolvimento, comportamento e resposta ao estresse de organismos aquáticos (Gauthier e Vijayan, 2020). A União Europeia e os EUA têm sistemas abrangentes de priorização estipulados por lei para monitorar periodicamente compostos potencialmente perigosos, que podem se tornar limites de concentração obrigatórios no futuro (Bieber *et al.*, 2018). Nos Estados Unidos, a base de priorização é a Lei da Água Potável Segura, que se aplica apenas a fontes de água potável com base na Lista de Candidatos a Contaminantes (CCL) (Bieber *et al.*, 2018). Na União Europeia, a chamada "lista de observação" da "Diretiva-Quadro da Água" se concentra na qualidade da água e seus possíveis efeitos na vida aquática (Bieber *et al.*, 2018). Países da União Europeia, como a Alemanha, avançaram discretamente em direção a tratamentos avançados para atender aos objetivos legais definidos por essa Diretiva (Bieber *et al.*, 2018). Alguns estados alemães estão começando a implementar sistemas avançados de tratamento na ETE para medir o potencial de remoção de indicadores de MPs orgânicos.

Nos países da união europeia uma grande quantidade de fármacos é monitorada através da Mistrapharma (2022), fundação sueca para pesquisa estratégica em meio ambiente. Esta fundação disponibiliza o banco de dados WikiPharma que contém informações de ecotoxicidade publicamente disponíveis para substâncias farmacêuticas. A Tabela 3 mostra a menor concentração de efeito observado (LOEC - *Lowest observed effect concentration*) para a qual já foram observados efeitos críticos da fluoxetina em organismos aquáticos, de acordo com WikiPharma, o banco de dados digital sueco.

TABELA 3 – CONCENTRAÇÕES MAIS BAIXAS DE FLUOXETINA TESTADA COM EFEITO EM ORGANISMOS AQUÁTICOS.

Composto	Animal	Efeito Crítico	LOEC
Fluoxetina	Crustáceo - <i>Hyalella azteca</i>	Crescimento	100 µg L ⁻¹
	Crustáceo - <i>Daphnia magna</i>	Comprimento após nascimento	31 µg L ⁻¹
	Molusco - <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Reprodução	69 µg L ⁻¹

FONTE: Wikipharma (2022).

LOEC - Lowest observed effect concentration / Concentração de efeito mais baixa observada.

Nos Estados Unidos, visando avaliar a situação da poluição dos rios por contaminantes emergentes, a Agência de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency* - EPA) criou uma lista de contaminantes alvo (*Contaminant Candidate List* - CCL) com a função de monitorar e quantificar poluentes indicados pela comunidade científica, cujo limite de concentração não seja previsto pela legislação, a fim de orientar os órgãos legislativos. A CCL 1 de 1998, continha 50 substâncias químicas e 10 microbiológicas (Usepa, 1998). Em 2005, a CCL 2 reduziu os limites de detecção para 51 substâncias que foram implementados na legislação norte americana (Usepa, 2005). Em 2009, em sua terceira edição, a CCL 3 voltou a aumentar os limites de detecção para 112 substâncias (Usepa, 2009). Na CCL 4, que entrou em vigor em 2016, houve outra redução para 109 substâncias relacionadas (Usepa, 2016). Por fim, em 2021, foi divulgada a lista de contaminantes atualmente em vigor, a CCL 5, a qual manteve a tendência de redução de contaminantes relacionados, contendo atualmente apenas 81 substâncias (Usepa, 2021). A FLX não possuiu, até hoje, uma priorização da EPA para entrar nas listas CCL, o que pode ser considerado um alerta, uma vez que é um dos princípios ativos de antidepressivos mais vendidos no mundo e conseqüentemente grande potencial de contaminação.

Na Austrália, por conta da conhecida escassez de água em seu território, foi criada a Estratégia Nacional de Gestão da Qualidade da Água (*National Water Quality Management Strategy* – NWQMS), que contém medidas para proteção os recursos hídricos assim como ecossistemas associados e a restrição das concentrações de substâncias em lançamento nas estações de tratamento de efluentes e na água potável (Nwqms, 2008). Em seu guia *Australian Guidelines for Water Recycling: Augmentation of Drinking Water Supplies*, centenas de substâncias são listadas para controle de concentrações máximas e valores de referência. Porém, a FLX ainda não

figura na lista de mais de 80 fármacos ou metabólitos a serem controlados (Nwqms, 2008).

No Brasil, atualmente, a legislação não prevê limites para estes compostos no lançamento de águas residuárias ou em água para abastecimento, assim como também não prevê o respectivo monitoramento em cursos hídricos. Porém, a tendência é que a legislação seja cada vez mais restritiva, seguindo o exemplo dos países que já legislam sobre o assunto.

2.1.5 Tecnologias de tratamento para a FLX

Por ter sido projetada para produzir uma resposta farmacológica específica, a FLX apresenta uma certa estabilidade química que está relacionada à sua remoção insuficiente em ETE municipal e degradação ambiental limitada (Silva *et al.*, 2012). Este composto é relativamente recalcitrante à hidrólise, fotólise e biodegradação (Redshaw *et al.*, 2008).

Diferentes tecnologias de tratamento de efluentes contendo fármacos têm sido investigadas, tais como membranas de filtração, adsorção, degradação fotocatalítica, processos oxidativos avançados e biodegradação (Li *et al.*, 2019). Entretanto, a maioria dessas tecnologias são economicamente inviáveis para implementação em escala industrial. Além disso, apresentam alguns problemas relacionados a seus procedimentos complexos, manutenção, alto custo de investimento, geração de lodo tóxico, geração de subprodutos tóxicos, entre outros (Attia *et al.*, 2013; Thiebault *et al.*, 2015).

2.1.5.1 Processos oxidativos avançados (POAs)

Uma das alternativas de tratamento para a remoção de fármacos é o uso de oxidantes químicos. Os Processos Oxidativos podem ser utilizados em conjunto com outros processos de tratamento, como uma etapa de: a) pré-tratamento, favorecendo a degradação biológica e diminuindo a demanda por reagentes nas etapas subsequentes; b) tratamento intermediário, mais indicado para águas brutas com alta turbidez >10 uT provocada pela presença de argilas e silte, onde a aplicação do oxidante seria ineficiente antes da etapa de clarificação; e c) pós-tratamento, como uma etapa de polimento aos processos anteriores (Di Bernardo e Dantas, 2005; Metcalf e Eddy, 2016). Ozônio pode ser utilizado no pós-tratamento com a injeção do gás diretamente na água tratada ou com a injeção de água saturada com ozônio,

podendo ser aplicado o processo de flotação por ozônio (Di Bernardo e Dantas, 2005). No Brasil, é mais comum o uso do cloro no pós-tratamento para assegurar o residual na linha de transmissão (Di Bernardo e Dantas, 2005). Na Tabela 4 estão listados os valores para os potenciais de oxidação eletrodo-padrão dos principais oxidantes utilizados no mundo.

TABELA 4 - POTENCIAL DE OXIDAÇÃO DOS AGENTES OXIDANTES MAIS COMUMENTE UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA.

Oxidante	Meio	Potencial E° (V, 25°C)
Fluoreto (F ⁻¹)	-	3,06
Radical Hidroxila (•OH)	-	2,80
Oxigênio Atômico (O)	-	2,42
Ozônio (O ₃)	ácido	2,07
Peróxido de Hidrogênio (H ₂ O ₂)	ácido	1,78
Dióxido de Cloro (ClO ₂)	-	1,57-1,71
Permanganato (MnO ₄)	ácido	1,49-1,68
Tricloramina (NH ₃ Cl)	ácido	1,49
CLORO (Cl ₂)	-	1,40
Dicloramina (NHCl ₂)	ácido	1,34
Ozônio (O ₃)	básico	1,24
Oxigênio (O ₂)	ácido	1,23
Hipoclorito (ClO ⁻)	-	0,90
Peróxido de Hidrogênio (H ₂ O ₂)	básico	0,85
Dicloramina (NHCl ₂)	básico	0,79
Monocloroamina (NH ₂ Cl)	básico	0,75
Permanganato (MnO ₄)	básico	0,58
Oxigênio (O ₂)	básico	0,40

FONTE: Adaptado de: Di Bernardo e Dantas, (2005); Rodríguez *et al.*, (2008).

Em relação aos processos oxidativos avançados (POAs), estes envolvem um oxidante forte, como por exemplo radiação ultravioleta (UV) e ou ozônio em conjunto com algum catalisador que favoreça a formação de radicais hidroxila (•OH) (Nwqms, 2008). Os POAs podem ser divididos em fotoquímicos e não fotoquímicos. Os principais POAs não fotoquímicos utilizados no tratamento de água são o ozônio (O₃), fenton (Fe²⁺ + H₂O₂), eletrólise, ultrassom e Micro-ondas + H₂O₂ (Ameta *et al.*, 2018).

Alguns estudos para remoção da fluoxetina em processos oxidativos avançados foram desenvolvidos, como a pesquisa de Aghaeinejad-Meybodi *et al.* (2014), que empregou a oxidação por ozônio/H₂O₂, onde após estudo estatístico por ANOVA, os principais fatores de análise selecionados foram: concentração de ozônio, concentração inicial de H₂O₂, tempo de reação e concentração inicial de fluoxetina. Os valores ótimos de concentração de ozônio, concentração inicial de H₂O₂, tempo de

reação e concentração inicial de fluoxetina foram estimados de: 30 mg L⁻¹, 0,02 mM, 20 min e 50 mg L⁻¹, respectivamente. A eficiência de remoção obtida para FLX, sob as condições ótimas previstas dos parâmetros operacionais, foi considerada alta, de 86%.

Em um estudo recente, Pan *et al.* (2021), demonstrou a viabilidade do uso de radiação UV na remoção o antidepressivo FLX da água, com mais de 90% da FLX removida após 60 min de fotodegradação por UV. Duas vias possíveis de degradação foram reportadas para a FLX: a) O-desalquilação do composto original e b) uma reação de substituição foto-nucleofílica. De acordo com os resultados da avaliação da toxicidade das possíveis substâncias intermediárias de degradação, os subprodutos retiveram certa toxicidade biológica, o que foi comprovado em testes com embriões de peixes zebra. Esses achados destacam a necessidade de considerar a toxicidade das misturas e a formação e persistência de produtos de degradação toxicologicamente relevantes ao avaliar o risco ambiental. Além de focar na eliminação dos poluentes parentais, ampliando a sua degradação.

2.1.5.2 Adsorção por carvão ativado, biocarvão, nanopartículas, argila e zeólitas

O tratamento de adsorção por carvão ativado tem sido apontado como a tecnologia mais adequada para a remoção de contaminantes emergentes da água (Bolong *et al.*, 2009). Uma vantagem principal dos tratamentos por adsorção para o tratamento de água contendo contaminantes emergentes é que os produtos de transformação, que podem ser ainda mais perigosos do que os compostos originais, não são gerados (Jaria *et al.*, 2015). Estudos feitos por Jaria *et al.* (2015) utilizaram como adsorvente a poupa de celulose de eucalipto, pirolisado a 800 °C por 10 min. Variações do carvão ativado foram ativadas por impregnado com KOH, NaOH e ZnCl₂. Os ensaios indicam remoção entre 28,4 a 191,6 mg/g de FLX por grama de adsorvente, com a maior remoção da opção impregnada com NaOH. Também foi demonstrado que muitos fatores influenciam a remoção da FLX da solução e que a área superficial não é o principal fator no processo e o processo de ativação não melhorou as propriedades dos materiais produzidos.

Fernandes *et al.* (2019) testou doze tipos de biocarvões provenientes de material vegetal de árvores que foram pirolizadas a 500°C e sem adoção de N₂ ou CO₂ durante a queima. Verificou-se que os biocarvões produzidos atingiram uma remoção farmacêutica variando de 36% para o pinus a 100% para os resíduos de eucalipto,

respectivamente. Já Silva *et al.* (2020) avaliou a remoção da FLX através de um CAG comercial com grânulos de dimensões 2,5 mm, duas zeólitas sintéticas, borra de café, cortiça e casca de pinheiro. Variando o pH entre 2, 7 e 9, os autores obtiveram os melhores resultados de remoção do micropoluentes com o uso do CAG em pH alcalino de 9 na ordem de 233,5 mg/g.

Escudero-Curiel *et al.* (2021) utilizaram a adsorção em biocarvão de baixo custo proveniente de florestas adicionado de radicais sulfato para remover FLX em meio aquoso. Com concentração inicial de 50 mg/L de FLX e tempo de contato de 5 min as remoções obtidas ficaram entre o intervalo de 35 a 99% dependendo da concentração do adsorvente. Os autores também pesquisaram opções de regeneração do biocarvão com o uso de peroximonossulfato (PMS) e Fe^{2+} obtendo remoções da ordem de 20 a 80% de FLX após um ciclo de regeneração.

Na mesma tendência, Farghal *et al.* (2023) estudaram um adsorvente alternativo para a remoção de FLX e famotidina (FAM) à base de carvão ativado. Para obter maior estabilidade e melhor propriedades de adsorção, estes incorporaram ao CAG biopolímeros como xilana e pectina e revesti-os sobre magnetita. Os autores também realizaram a regeneração dos adsorventes por 4 ciclos consecutivos usando etanol absoluto. Para FLX, a adsorção foi realizada primeiro por 2 h usando 0,67 g/L do adsorvente em uma solução de 25 ppm de FLX, seguida de dessorção com 50 mL de etanol por 1 h. Os abatimentos, considerando uma concentração inicial de FLX, foram de 92 a 100% utilizando água da torneira simples como matriz aquosa. Os autores também avaliaram quatro ciclos de regeneração dos adsorventes que demonstrou a redução da remoção a medida que os ciclos eram realizados. Para o primeiro ciclo a remoção foi acima de 95% e no quarto ciclo chegou a apenas próximo de 25%, indicando que a FLX é mais difícil de dessorver do adsorvente. Isso se explica uma vez que a FLX se liga mais fortemente ao carvão adicionado de biopolímeros por conta da maior hidrofobicidade do carvão e à alta carga superficial (Farghal *et al.*, 2023).

Por fim, mais recentemente, Atawa *et al.* (2025) testaram a remoção da FLX por adsorção em argila tunisiana. Após purificação, para retirada das impurezas da argila, os autores testaram a remoção variando o pH entre 4, 6, 8 e 10 e promovendo a regeneração do adsorvente para avaliar sua capacidade extra de remoção. Os abatimentos de FLX variaram de 88%, 92%, 97 e 98% para os respectivos pH e a regeneração da argila após realizados quatro ciclos sucessivos de processo de adsorção-regeneração a remoção reduziu de 95% no primeiro ciclo para 65% no

quarto ciclo, acima dos 25% de remoção no quarto ciclo sem considerar a regeneração.

2.1.5.3 Resina de troca iônica

Haddad *et al.* (2019) citam em sua pesquisa o uso de resinas poliméricas do fornecedor/modelo Resinex/SR 5500 e Purolite/MN 250 para a adsorção da fluoxetina presente em águas superficiais, apontaram para um desempenho de remoção do fármaco chegando a 80% em até 30 minutos de exposição quando a concentração de resina foi superior a $2,5 \text{ mL.L}^{-1}$, a temperatura ambiente e pH 7,6.

Resultados obtidos no estudo de Aydin *et al.* (2021), mostram que nano partículas de lama vermelha de magnetita se apresentou como um adsorvente eficaz para remoção da fluoxetina e outras drogas psiquiátricas (paroxetina, carbamazepina, diazepam e lorazepam) de amostras de efluentes. A ótima eficiência de adsorção foi obtida quando a quantidade de lama vermelha para a síntese de nano partículas de lama vermelha de magnetita foi de 1,0 g; o pH da solução era 6,5, o tempo de contato foi de 30 min, a concentração de nano partículas de lama vermelha foi de 1 g.L^{-1} , a temperatura foi de 25°C . O modelo isotérmico de Freundlich descreveu melhor o processo de adsorção. As nano partículas de lama vermelha de magnetita regeneradas também foram usadas ao longo de cinco ciclos sem alterar as propriedades de adsorção. A remoção da fluoxetina do efluente da ETE pode ser alcançada com sucesso com percentual de 92%.

2.1.5.4 Filtração por membranas

Os sistemas de filtração por membrana diferem em termos de tamanho de poro e propriedades de superfície. Em tamanhos decrescentes de poros, essas membranas incluem microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF), osmose reversa (OR) e osmose direta (OD). A seleção do tipo de filtração por membrana depende da propriedade do contaminante a ser separado em termos de tamanho, carga, hidrofobicidade e hidrofília. (Alfonso-Muniozguren *et al.*, 2021). Quando NF / OR são empregados para remoção farmacêutica, a rejeição do fármaco pode ocorrer por interações hidrofóbicas e eletrostáticas, bem como por exclusão de tamanho (Nghiem *et al.*, 2005). É importante destacar que a rejeição por exclusão de tamanho só é alcançada para produtos farmacêuticos não hidrofóbicos neutros e carregados positivamente (Ganiyu *et al.*, 2015). Os compostos hidrofóbicos podem

interagir com a superfície da membrana hidrofóbica, adsorver e se difundir através dela, enquanto os solutos carregados negativamente são rejeitados pela interação eletrostática (superfície da membrana carregada negativamente) (Ganiyu *et al.*, 2015). Levando isso em consideração, a rejeição de produtos farmacêuticos em NF / OR é influenciada principalmente pelas características da água de alimentação (pH, tipo e quantidade de matéria orgânica, sólidos suspensos e força iônica), natureza dos produtos farmacêuticos e propriedades da membrana (Al-Rifai, 2007; Ganiyu *et al.*, 2015), levando à rejeição valores acima de 95% (Kosutic *et al.*, 2007; Snyder *et al.*, 2007). As membranas de Osmose Direta alcançaram uma eficiência de remoção semelhante para produtos farmacêuticos como diclofenaco (DCF), Carbamazepina (IBU) e ibuprofeno (IBP), mostrando uma forte correlação entre a hidrofobicidade do composto e a porcentagem de rejeição que é maior ou igual a 93% (Jin *et al.*, 2012).

Um resumo dos principais processos de tratamento reportados para remoção de fármacos como a fluoxetina é apresentado na Tabela 5 a seguir.

TABELA 5 - RESUMO DOS PRINCIPAIS PROCESSOS DE TRATAMENTO REPORTADOS NA LITERATURA NOS ÚLTIMOS ANOS PARA REMOÇÃO DE FLUOXETINA.

Contaminante	Processo de remoção	Eficiência de remoção	Referência
Fluoxetina	Oxidação por ozônio/H ₂ O ₂	86,14%	Aghaeinejad-Meybodi <i>et al.</i> 2014
Fluoxetina	Adsorção em carvão ativado de poupa de eucalipto	191,6 mg/g	Jaria <i>et al.</i> 2015
Fluoxetina	Adsorção em biocarvão de origem vegetal/florestal	36 a 100%	Fernandes <i>et al.</i> 2019
Fluoxetina	Adsorção em CAG e zeólita 13, zeólita 4 ^a , borra de café, cortiça e cascas de pinheiro	233,5 mg/g	Silva <i>et al.</i> 2020
Fluoxetina	Adsorção em biocarvão de baixo custo + radicais sulfatos	35 a 99%	Escudero-Curiel <i>et al.</i> 2021
Fluoxetina	Adsorção Resinas de troca iônica	80%	Haddad <i>et al.</i> 2019
Fluoxetina	Adsorção Nano materiais/ partículas	92%	Aydin <i>et al.</i> 2021
Fluoxetina e Famotidina	Adsorção em CAG adicionado de nanocompósitos (xilana, pectina e magnetite)	92 a 100%	Farghal <i>et al.</i> 2023
Fluoxetina	Adsorção em argila	88 a 98%	Atawa <i>et al.</i> 2025
Fluoxetina	Filtração por membranas Nanofiltração e Osmose Reversa	95%	Snyder <i>et al.</i> 2007; Kosutic <i>et al.</i> 2007
Fluoxetina	Filtração por membranas Osmose direta	93%	Jin <i>et al.</i> 2012
Fluoxetina	Irradiação ultravioleta	90%	Pan <i>et al.</i> 2021

FONTE: O autor (2025).

2.1.6 Metodologias de detecção da Fluoxetina em meio aquático

Nos últimos anos, métodos sensíveis de espectrometria de massa permitiram a detecção de poluentes orgânicos em concentrações muito baixas em diferentes tipos de corpos d'água (Jameel *et al.*, 2020).

Os métodos mais tradicionais para a detecção da fluoxetina em água é o UV-Vis quando há uma matriz aquosa pura a ser testada. Já quando temos matriz aquosa com uma variedade de contaminantes ou componentes a cromatografia líquida de alto desempenho com detecção de fluorescência (HPLC-FLD e/ou HPLC-MS) é a mais indicada para detecção. Estudos apontaram que a absorbância da FLX é detectada com comprimento de onda na faixa de 500 a 550nm (Fernandes *et al.*, 2019) e com 230 a 290nm quando usado o HPLC-FLD conforme Silva *et al.* (2019). Outra

alternativa de detecção é a microscopia de força atômica (MFA) que permite entender melhor o comportamento de adsorção da FLX e outras drogas em monocamadas lipídicas (Xie *et al.*, 2020).

Outros métodos alternativos foram propostos no passado para determinação de fluoxetina em cápsulas, tais como a espectrofotometria e cromatografia gasosa, espectrofluorimetria, eletroforese capilar e espectrofotometria no ultravioleta a 225 nm e a 227 nm (Fregonezi-Nery *et al.*, 2008).

O UV-Vis é uma técnica acessível e simples de operar se não estiver acoplada a um HPLC. Uma de suas limitações é que pode não detectar com precisão o composto em estudo se estiver misturado com mais componentes na matriz aquosa. Por outro lado, estas técnicas de detecção como o UV-Vis e MS - Espectrofotômetro de Massa, acopladas a um detector como o HPLC tem a capacidade de detectar e visualizar mais componentes na matriz. Os custos de insumos/análises são relativamente elevados e há a necessidade de operação especializada do equipamento (Skoog *et al.*, 2016).

2.2. POLUENTES RELACIONADOS AO GOSTO E ODOR NA ÁGUA

Água pura está relacionada a um líquido insípido, inodoro e incolor. A alteração de algum destes aspectos deve ser um sinal de alerta para consumidores e empresas de saneamento (Ortenberg e Telsch, 2003). As atividades humanas interferem diretamente nos ambientes onde estão inseridas, o desenvolvimento industrial, modernização da agricultura e a urbanização promovem o aumento de nutrientes em ambientes aquáticos. O nitrogênio e o fósforo são de fundamental importância para o crescimento de plantas, porém a sua inserção em ambientes aquáticos de forma excessiva provoca o desenvolvimento de alto nível de biomassa de fitoplâncton e algas nocivas (Wu *et al.*, 2017). O crescimento excessivo e a acumulação de algas e outras plantas aquáticas, como consequência ao aumento de insumos nutricionais, é definido por Huang *et al.* (2017) como eutrofização. Seu resultado, além de diminuir significativamente a qualidade da água, reduz a biodiversidade do ecossistema aquático.

O lançamento de efluentes em corpos hídricos pode provocar esse acréscimo de nutrientes e acelerar a eutrofização, gerando problemas de tratamento da água para consumo humano. Nas principais regiões metropolitanas do Paraná, Rio de Janeiro, Paraíba, Rio Grande do Sul, São Paulo, entre outros estados do Brasil,

aspectos organolépticos na água de abastecimento, como gosto e odor, tem causado objeção pela população e são temas de publicação jornalística de alto impacto às concessionárias de abastecimento (Andreoli e Carneiro, 2005; CEDAE, 2020; Sanepar, 2020; DMAE, 2021).

2.2.1 O 2-metilisoborneol (MIB) e Geosmina (GSM)

O 2-metilisoborneol, também conhecido pela sigla MIB, possui fórmula molecular $C_{11}H_{20}O$ e a geosmina (1,10-dimetil-trans-9 decalol) possui fórmula molecular $C_{12}H_{22}O$. São dois exemplos de substâncias produzidas pelo metabolismo e degradação de cianobactérias e são conhecidos como os principais metabólitos causadores de gosto e odor proveniente de cianobactérias, além destes, outros microrganismos como bactérias filamentosas e actinomicetos são apontadas como suas produtoras.

Um dos grandes inconvenientes destas duas substâncias é que mesmo em baixíssimas concentrações (4 a 20 $ng.L^{-1}$ e 4 a 10 $ng.L^{-1}$) são percebidas pelos seres humanos (Srinivasan e Sorial, 2011; Watson *et al.*, 2016). Young *et al.* (1996), também cita concentrações muito baixas de limiar de odor e sabor desagradáveis para estes compostos da ordem de 1,3 e 7,5 $ng.L^{-1}$ respectivamente para geosmina e de 6,3 e 2,5 $ng.L^{-1}$ para MIB, portanto, requerendo remoção adequada durante o tratamento da água potável.

2.2.2 Parâmetros de qualidade para o tratamento de águas de abastecimento

A pré-cloração é uma prática realizada em muitos sistemas de tratamento de água para a remoção/inativação de microalgas e cianobactérias. A utilização desse pré-tratamento em mananciais com elevadas concentrações de fitoplâncton pode provocar a liberação de metabólitos intracelulares, como as cianotoxinas, que não são eficientemente removidas no tratamento comumente empregado nas ETA's (Mondardo; Sens; Melo Filho, 2006; Kuroda, 2006). Entre as cianotoxinas, destacam-se as microcistinas (MC), que, por sua estrutura química, são capazes de tolerar mudanças nas características da água, tais como variações de pH e temperatura, sendo frequentemente detectadas em águas destinadas ao consumo humano, além de estarem relacionadas a diversos casos de intoxicação de humanos e animais (Paerl e Huisman, 2009; Azevedo *et al.*, 2002; Cruz *et al.*, 2011).

As concentrações de compostos causadores de gosto e odor em água potável,

em geral não são reguladas na maioria dos países (Park *et al.*, 2017). Na legislação em vigor no Brasil não existe especificação quanto aos limites de controle para MIB e GSM (Brasil, 2021), por não estarem associadas a problemas de saúde (Srinivasan e Sorial, 2011).

Em decorrência da tolerância do padrão de potabilidade brasileiro vigente, que consiste em grau de intensidade “6”, para percepção de qualquer característica de gosto e odor, os operadores de saneamento, quando viável, recorrem às soluções paliativas, tais como a adição de carvão ativado pulverizado na água bruta (CEDAE, 2022). Nos Estados Unidos e Reino Unido, os graus de intensidade máxima tolerados são mais restritivos de “3” e “<1”, respectivamente (Epa, 2009; Inspectorate, 2017; Brasil, 2021). É importante ressaltar que a intensidade “6” corresponde, na escala de 1 a 12, a um grau de fraco a moderado, ou seja, no Brasil é aceitável um gosto ou odor moderado. No Japão e na Coreia do Sul, em detrimento ao painel sensorial, é estabelecido um limite de 10 ng.L⁻¹ e 20 ng.L⁻¹, respectivamente, para MIB e Geosmina (Wakayama, 2004; Jo *et al.*, 2014; Kim e Park, 2021), compostos efetivamente causadores de gosto e odor.

Outros parâmetros de potabilidade, referentes à qualidade organoléptica e aos subprodutos da desinfecção da água, também são menos restritivos no Brasil em comparação com outros países, tais como a turbidez, cloro residual e alumínio. Importante salientar que a Holanda, por exemplo, desde a década de 70 já excluiu a cloração do tratamento de água para abastecimento (Smeets *et al.*, 2009), e a dosagem de cloro vem sendo limitada a valores máximos inferiores a 0,5 mg.L⁻¹, inclusive em alguns países emergentes (Seoul, 2015). A Tabela 6 apresenta padrões de alguns parâmetros de qualidade da água para abastecimento em diferentes países pesquisados.

TABELA 6 - PADRÕES DE ALGUNS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO EM DIFERENTES PAÍSES.

Parâmetro	Brasil ^a	Nova Zelândia ^b	Índia ^c	Austrália ^d	Japão ^e	Canadá ^f	EUA ^g	Reino Unido ^h	Coréia do Sul ⁱ
Turbidez (UNT)	5	2,5	1	1	2	1	1	4	0,5
Cor (uH)	15	10	5	15	1	15	15	20	5
MIB e				Concentrações totais > 10					
Geosmina (ng.L ⁻¹)	-	-	-	resultam em um plano de resposta	10	-	-	-	20
Gosto e odor	6 (Intensidade)	Deve ser aceitável para a maioria dos consumidores	Agradável	Não ofensivo para a maioria das pessoas.	Não anormal	Inofensiva	3 (Intensidade)	<1 (Intensidade)	Não há nenhum odor além do odor devido à desinfecção
Cloro residual (mg.L ⁻¹)	5	5	0,2	0,6	0,4	2	4	1	4
Alumínio (mg.L ⁻¹)	0,2	0,1	0,03	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2

FONTE: Adaptado de Araújo *et al.*, 2021b.

Legenda: **a:** Brasil. Portaria de Consolidação GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, 2021; **b:** Helath, Ministry of. Drinking-water Standards for New Zealand. Ministry of Health, 2008; **c:** IS10500, B. I. S. Indian standard drinking water-specification (second revision). Bureau of Indian Standards (BIS), New Delhi, 2012; **d:** Nhmrc, Nwqms *et al.* Australian drinking water guidelines. Commonwealth of Australia, 2018; **e:** Wakayama, Hiroshi. Revision of drinking water quality standards in Japan. Mhlw, Japan, 2004; **f:** Canada, Health. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Health Canada, 2020; **g:** Epa, US. Secondary Drinking Standards. Office of Water, US Environmental Protection Agency Washington, DC; **h:** Inspectorate, Drinking Water. What are the drinking water standards. Drinking Water Inspectorate, London, 2010; **i:** Kim, K.T., Park, Y.G. Geosmin and 2-MIB Removal by Full-Scale Drinking Water Treatment Processes in the Republic of Korea. Water, 13, 628, 2021.; Busan Water Authority, URL: https://www.busan.go.kr/water_en/Flammableorganic.

2.2.3 Ocorrência e monitoramento do MIB e GSM em meio aquático

Como já visto, o MIB e GSM são considerados os dois compostos mais comumente encontrados em águas de abastecimento para consumo humano, relacionadas a problemas de gosto e odor, uma das principais reclamações dos consumidores de água tratada (Li *et al.*, 2012), estando associadas a gosto e odores terrosos e de mofo (Watson *et al.*, 2016). Além de serem encontrados em água superficiais, também estão presentes em tecidos de peixes e alimentos. As concentrações destes metabólitos encontradas em peixes, não apresentaram nenhuma toxicidade para os peixes e para os seres humanos em decorrência do consumo destes (Srinivasan e Sorial, 2011; Fotiou *et al.*, 2014).

Diversos estudo de monitoramento de substâncias geradoras de gosto e odor bem sendo feitos a nível mundial. Nos anos de 2010 e 2012 foi realizado no sul da Austrália um estudo das concentrações de GSM e MIB, no qual os maiores valores encontrados para GSM total foi de 114 ng L⁻¹ e 40 ng L⁻¹ para MIB, deste monitoramento obteve-se GSM e MIB extracelulares predominante em 59% e 83% nas amostras de água bruta respectivamente (Zamyadi *et al.*, 2015). Com este estudo, podemos perceber, que mesmo que as células sejam removidas intactas nas estações de tratamento de água, o problema de gosto e odor gerado pelas substâncias estudadas ainda permanece. No ano de 2007, na Alemanha, foram relatadas concentrações 46 e 58 ng L⁻¹ de MIB e GSM, respectivamente, em reservatórios de água potável, sendo que se atingiu este pico no início do verão. Kutschera *et al.* (2009) relataram ainda que concentrações relativamente altas em água bruta não conseguem ser totalmente removidas nas plantas de tratamento de água convencionais, chegando às torneiras em concentrações que poderiam ainda ser perceptíveis.

Estudos realizados em reservatórios de abastecimento, Yao *et al.* (2017) relatam que nas últimas duas décadas concentrações entre 164 e 1200 ng L⁻¹ de MIB e 697 e 7.100 ng L⁻¹ de GSM foram encontradas em lagos e rios de vários países como China, Austrália, África do Sul e Japão.

No Brasil, estudos também revelam a presença de concentrações de MIB e GSM nos corpos hídricos usados para abastecimento público. No estado do Paraná, episódios de eutrofização no reservatório do Iraí (volume 58 milhões de m³, área superficial de 14 km² e profundidade média de 4,73 m), situado na região metropolitana de Curitiba (RMC) e que fornece água para a ETA Iguaçu, foram

verificados já a partir do seu primeiro ano de operação em 2001. Estudos da época detectaram a presença de cianobactérias dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* no reservatório. Em períodos de floração, as concentrações de microcistina ultrapassavam $1000 \mu\text{g.L}^{-1}$. No entanto, as concentrações que adentravam a ETA nunca ultrapassavam $8 \mu\text{g.L}^{-1}$, devido ao efeito da diluição pela distância entre o reservatório e a ETA (3 km) e o correto manejo da altura da coluna de captação da água no reservatório. Durante ocorrências de *blooms* de algas, a companhia de saneamento local adicionava carvão ativado reduzindo as concentrações na água tratada para níveis inferiores a $0,12 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Andreoli e Carneiro, 2005).

Andreoli e Carneiro (2005) ainda citam que, após estes episódios de eutrofização do reservatório do Iraí, um projeto multidisciplinar e setorial estudou a eutrofização em reservatórios da Região Metropolitana de Curitiba com intuito de entender e reduzir seus impactos. Diversos parâmetros físico-químicos e microbiológicos tais como: DQO, DBO, fósforo total, fósforo reativo, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitratos, nitritos, sólidos dissolvidos totais, turbidez, manganês, ferro, zinco, condutividade elétrica, temperatura, pH, OD, profundidade de Secchi, densidade celular¹ e clorofila² foram estudados mensalmente entre mar/2002 e ago/2003 para promover o entendimento do caso e permitir uma melhor gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados. No entanto, neste estudo de caso em específico, não foram avaliadas as concentrações de MIB e GSM na água do reservatório e nem na água tratada da ETA Iguaçu.

Berlt (2018), monitorou reservatório na cidade de Santa Cruz do Sul no estado do Rio Grande do Sul nos meses de janeiro a março/2017 e dezembro/2017 a janeiro/2018 e encontrou concentrações variando de 2,51 a $41,78 \text{ ng L}^{-1}$ de MIB e de 3 e $707,04 \text{ ng L}^{-1}$ para GSM. Verificou-se que a faixa de concentração das substâncias estavam relacionadas ao calor e a precipitação do período (Berlt, 2018). Já a diferença entre as concentrações de MIB e GSM pode ser explicada pelo fato de haver uma flora muito variada em ambientes aquáticos e nem todas os microrganismos são capazes de produzir as duas substâncias simultaneamente de

¹ A companhia de saneamento local instituiu o nível de $20.000 \text{ cel.mL}^{-1}$ de cianobactérias como patamar para acionamento de medidas corretivas como adição de carvão ativado nas ETAs abastecidas pela água do reservatório.

² As concentrações de clorofila encontradas no reservatório do Iraí geralmente foram superiores a $24 \mu\text{g.L}^{-1}$.

acordo com Ortenberg e Telsch (2003), que citam também que a produção de GSM ocorre na coluna de água e a de MIB nos sedimentos, considerando que as coletas foram realizadas na margem do lago especificamente na coluna de água a concentração de GSM justifica-se como maior comparado a MIB.

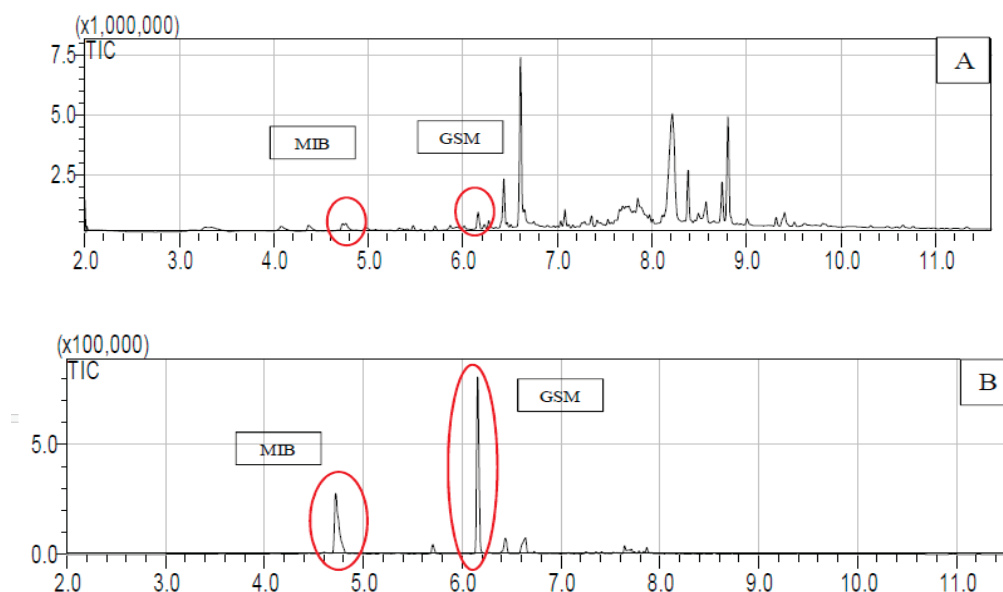
Em Porto Alegre, capital do estado do Rio Grande do Sul, (bacia do Lago Guaíba), episódios de alteração sensorial da água por MIB e geosmina têm sido confirmados por análises do Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE) e documentados pela mídia local (DMAE, 2021; Correio do Povo, 2021; O Sul, 2025). Em dezembro de 2021, amostras de água bruta e tratada coletadas nas estações Moinhos de Vento e São João apresentaram detecção de MIB e geosmina, o que motivou a adoção emergencial de carvão ativado nos sistemas de tratamento como medida corretiva (DMAE, 2021).

Trabalhos de pesquisa local indicam que essas substâncias tornam-se perceptíveis sensorialmente em concentrações da ordem de 5 a 10 ng·L⁻¹ (Juliano, 2010), faixa compatível com limiares olfativos referidos na literatura. Em experimentos com carvão ativado granular (GAC) e ação microbiana, foi observada remoção de ~90 % de 2-MIB e ~96 % de geosmina após 48 a 120 h de contato, com redução das concentrações para valores abaixo do limiar sensorial (10 ng·L⁻¹) (Juliano, 2010). Alternativamente, estudos com membranas de nanofiltração demonstraram remoção praticamente total (\approx 100 %) de MIB e geosmina de águas de abastecimento, reforçando a viabilidade técnica de tratamentos avançados em cenários com florações (Zat e Benetti, 2011). Tais evidências reforçam a necessidade de monitoramento contínuo e de adoção de barreiras de remoção efetivas em sistemas de abastecimento submetidos a variações sazonais de florações — sobretudo em mananciais tropicais/subtropicais como o Guaíba.

2.2.4 Metodologias de detecção de MIB e geosmina (GSM)

As técnicas de detecção e quantificação do MIB e GSM precisam ser realizadas em cromatógrafos a gás com detector de massas (CG/EM) acopladas a colunas empregadas nas análises cromatográficas. As condições de operação do cromatógrafo são realizadas em modo varredura (SCAN) e monitoramento de íons selecionados (SIM). Na Figura 3 é apresentado um perfil cromatográfico indicando os picos das concentrações de MIB e GSM para os modos SCAM (A) e de íons selecionados (SIM) (Berlt, 2018).

FIGURA 3 – EXEMPLO DE IDENTIFICAÇÃO DOS PICOS CORRESPONDENTES AOS ÍONS DE MIB E GSM UTILIZANDO PADRÕES COM CONCENTRAÇÃO DE 300 NG L-1 EM SCAN (A) E CONCENTRAÇÃO DE 1000 NG L-1 EM MODO SIM (B).



FONTE: Berlt, (2018).

2.2.5 Tecnologias de tratamento para MIB e geosmina (GSM)

Antonopoulou *et al.* (2014), em seus estudos elaborados sobre a degradação de compostos causadores de gosto e odor apresentam diversas pesquisas desenvolvidas com diferentes compostos, entre eles MIB e GSM, onde são listados trabalhos utilizando O_3 , H_2O_2 , O_3/H_2O_2 , UV/ O_3 , UV, UV/ H_2O_2 , TiO_2 /UV entre outros, em diferentes amostras como água nanopura, águas naturais, pré tratadas, e diferentes condições de operação, pH, tempo de reação, doses de agentes oxidantes empregados, etc. Os resultados das pesquisas são bastante variados, e muitas vezes um tratamento que pode apresentar-se adequada para uma matriz aquosa, pode não apresentar a mesma eficiência para um segundo com características semelhantes (Zanacic *et al.*, 2016).

2.3 MATÉRIA ORGÂNICA E O CARBONO ORGÂNICO EM ÁGUAS SUPERFICIAIS.

A matéria orgânica carbonácea, proveniente de substâncias húmicas ou recalcitrantes, é determinada com base no carbono orgânico (Von Sperling, 2005), sendo que o carbono orgânico total (COT) pode ser dividido em duas frações, o carbono orgânico particulado (COP) e o carbono orgânico dissolvido (COD) (APHA,

2005).

O carbono orgânico dissolvido (COD) é proveniente, principalmente, da decomposição de plantas, animais e também a partir da excreção destes organismos, sendo seus principais componentes os carboidratos, os lipídeos e as proteínas (que representam uma parcela mais lábil) e os compostos húmicos, os quais possuem resistência à decomposição microbiana (Esteves, 1998).

As substâncias húmicas podem ser definidas como uma categoria geral de substâncias orgânicas biogênicas e heterogêneas, de alto peso molecular e refratárias, com a coloração variando do amarelo ao preto. São substâncias estruturalmente complexas, macromoléculas que ocorrem em solos e águas em consequência da decomposição de resíduos e plantas devido à atividade microbiana. Apresentam em sua composição carbono, oxigênio, hidrogênio, pequenas quantidades de nitrogênio e ocasionalmente fósforo e enxofre (Aiken *et al.*, 1985; Jones e Bryan, 1998).

Já as substâncias recalcitrantes são mais persistentes no meio ambiente, surgem pela biodegradação do material orgânico precursor e à exposição dos compostos à água, oxigênio e radiação, podendo ser consideradas moléculas velhas, que estão no final das rotas biodegradativas e oxidativas e, possivelmente, não podem sofrer alteração física ou química a menos que expostas a agentes químicos específicos (Jones e Bryan, 1998).

2.3.1 Métodos de análise de matéria orgânica dissolvida

A determinação de substâncias húmicas aquáticas é realizada pela medição do carbono orgânico dissolvido (COD). No entanto, algumas técnicas diferenciadas e mais específicas e avançadas têm sido testadas e utilizadas para obter essa determinação tais como a espectroscopia de ultravioleta-visível e de fluorescência (Apha, 2005).

2.3.1.1 Espectroscopia de ultravioleta-visível e de fluorescência

Devido as suas propriedades comuns de absorção de luz e emissão de fluorescência em determinados comprimentos de onda, a matéria orgânica dissolvida tem sido frequentemente estudada pela espectroscopia de ultravioleta visível e de fluorescência. Estas técnicas analíticas apresentam facilidade no uso, respostas rápidas, baixo custo e alta sensibilidade (Li e Hur, 2017).

Na espectroscopia de absorção de ultravioleta visível (UV-Vis), a quantidade de luz absorvida pela amostra é avaliada em função do comprimento de onda, podendo ser obtidas informações tanto de caracterização quantitativa quanto qualitativa. Ao incidir a luz ultravioleta visível em uma amostra, parte da luz será absorvida pelas partículas e, portanto, ocorrerá a atenuação do feixe de luz aplicado, dependendo da concentração das moléculas absorventes e do caminho sobre o qual ocorre a absorção (Skoog *et al.*, 2005).

Para a determinação quantitativa de diversos compostos é utilizada a Lei de Beer ou Lei de Beer-Lambert (equação 1), em que se pode observar que a absorbância é diretamente proporcional à concentração de uma espécie absorvente, ao caminho óptico do meio absorvente e à absortividade molar da espécie (Skoog *et al.*, 2005).

EQUAÇÃO 1 - LEI DE BEER-LAMBERT

$$A = \varepsilon \times b \times c \quad (1)$$

em que:

A: absorbância

ε : absortividade molar

b: caminho óptico

c: concentração da espécie

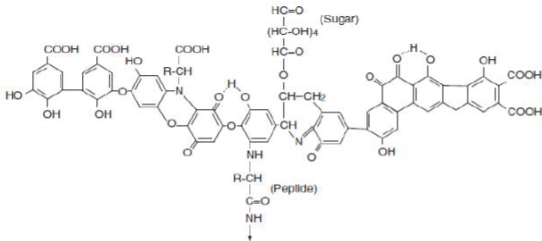
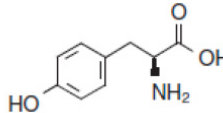
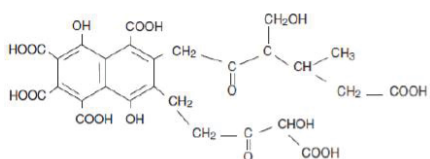
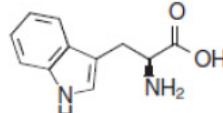
No que diz respeito a determinação qualitativa, os espectros de absorção de ultravioleta visível podem ser obtidos a partir dos valores de absorbância versus o comprimento de onda. Os espectros são característicos para uma dada molécula e podem ser utilizados para auxiliar na identificação de uma espécie molecular (Skoog *et al.*, 2005). Comprimentos de onda específicos também são usados para prever as concentrações de carbono orgânico dissolvido (Li e Hur, 2017) como é o caso do comprimento de onda 254 nm, onde essa absorbância apresenta uma forte relação linear com o COD (Lee *et al.*, 1981), método este usualmente utilizado para determinar o grau de aromaticidade das substâncias húmicas.

A espectroscopia de fluorescência é uma técnica qualitativa bastante utilizada para a caracterização da matéria orgânica dissolvida em águas naturais. É um tipo especial de luminescência associada à emissão da luz por grupos funcionais de moléculas, denominadas fluoróforos, em estados eletronicamente excitados. Os fluoróforos absorvem energia na forma de luz, em comprimentos de onda específicos, denominados banda, liberando-a na forma de emissão de luz em maior comprimento de onda específico (Coble, 1996). A energia de emissão geralmente é menor do que

a de absorção, portanto, a fluorescência ocorre normalmente em energias mais baixas ou comprimentos de onda mais longos, enquanto o espectro de emissão de um fluoróforo é normalmente um espelho do espectro de excitação (Carstea, 2012).

Entre a complexa mistura heterogênea da matéria orgânica dissolvida, as proteínas e as substâncias húmicas são os componentes mais estudados pela fluorescência, sendo que as proteínas são caracterizadas pela tirosina e pelo triptofano e as substâncias húmicas pelo ácido húmico e ácido fúlvico (Carstea, 2012), conforme apresentado na Tabela 7.

TABELA 7 – PRINCIPAIS BANDAS, COMPRIMENTOS DE ONDA DE EMISSÃO E EXITAÇÃO E ESTRUTURA MOLECULAR DOS FLUORÓFOROS

Bandas	λ Excitação (nm)	λ Emissão (nm)	Prováveis compostos	Estrutura Molecular dos Fluoróforos
A	230	400 - 500	Ácido húmico*	
B	215 - 245	265 - 315	Tirosina	
C	300 - 350	400 - 500	Ácido fúlvico*	
T1	290	350	Triptofano	
T2	230	350	Triptofano	

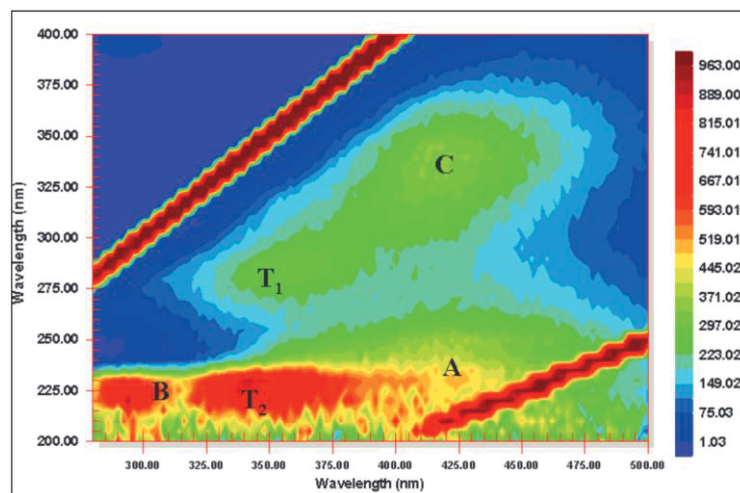
FONTE: Adaptado de Coble (1996), Carstea (2012), Hudson *et al.* (2007) e Leithold (2017).

NOTAS: λ =comprimento de onda *Estrutura molecular hipotética dos ácidos húmico e fúlvico.

De acordo com Carstea (2012), o sinal de fluorescência pode ser registrado de diferentes maneiras: i) como espectro de fluorescência de emissão; ii) como espectro de excitação; iii) como espectro de fluorescência sincronizado e iv) como espectro de excitação-emissão, sendo que o último é utilizado para a detecção da mistura de múltiplos compostos complexos. O espectro de excitação-emissão gera matrizes por meio das quais são originados gráficos ou mapas de contorno, o que permite a obtenção de informações altamente detalhadas. As matrizes apresentam simplicidade

para análise, pois as imagens são coloridas, com as maiores intensidades sendo representadas pela coloração vermelha e as menores pela coloração azul, conforme apresentado na Figura 4.

FIGURA 4 – MATRIZ DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO COM LOCALIZAÇÃO DAS BANDAS DE FLUORESCÊNCIA



FONTE: Carstea (2012)

NOTAS: A: ácido húmico. B: tirosina. C: ácido fúlvico. T1 e T2: triptofano. Bandas definidas por Coble (1996) e Carstea (2012)

A combinação das técnicas de espectroscopia de UV-Vis e de fluorescência também tem sido muito utilizada, pois resulta em informações mais completas e que facilitam o entendimento das características da matéria orgânica, inclusive na caracterização e avaliação de processos de tratamento da água.

O cálculo de índices dessas técnicas é outra forma de utilização das espectroscopias de ultravioleta visível e fluorescência. Os índices de absorção, segundo Li e Hur (2017), são definidos como os índices dos coeficientes de absorção em dois comprimentos de onda diferentes e têm sido utilizados para avaliar as fontes e a composição da matéria orgânica dissolvida. No quadro 1 podem ser observados os principais índices de espectroscopia de ultravioleta visível e de fluorescência, o cálculo realizado e a principal aplicação e/ou valores de referência.

Os índices A_{285} e o SUVA, por exemplo, são a razão entre a absorbância de UV-Vis no comprimento de onda de 285 nm e 254 nm, respectivamente e o COD, sendo que o primeiro indica se os compostos são predominantemente pedogênicos refratários ou aquagênicos alifáticos e o segundo relaciona o conteúdo aromático da matéria orgânica pela concentração do carbono orgânico. Já os índices A_{300}/A_{400} e A_{250}/A_{365} são razões entre as absorbâncias de UV-Vis correlacionadas negativamente ao grau de humificação e ao peso molecular dos compostos, respectivamente.

Utilizando as intensidades de fluorescência, podem ser calculados os índices chamados de razão de fluorescência (FR), o qual indica a fonte da matéria orgânica, se alóctone pedogênica ou alóctone antrópica, o índice de humificação (HIX) que se refere ao grau de humificação da matéria orgânica e o índice biológico (BIX) que avalia a contribuição biológica para a matéria orgânica dissolvida, onde valores elevados estão associados a uma maior atividade biológica recente (Rostan e Cellot, 1995; Peuravuori e Pihlaja, 1997; Westerhoff e Anning, 2000; Claret *et al.*, 2003; Cory e Mcknight, 2005; Huguet *et al.*, 2009; Birdwell e Engel 2010; Li e Hur, 2017).

QUADRO 1 – ÍNDICES DE UV-VIS E DE FLUORESCÊNCIA UTILIZADOS PARA CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA

Índice	Técnica utilizada	Cálculo	Aplicação/Valores de Referência	Fonte
A285	UV-Vis	Razão entre absorvância em 285 nm e o COD (g L^{-1})	- 20 L g ⁻¹ representa compostos pedogênicos refratários (ácido fúlvico) -10 L g ⁻¹ representa compostos aquagênicos (compostos alifáticos)	Buffle <i>et al.</i> , 1982; Rostan e Cellot, (1995)
SUVA	UV-Vis	Razão entre absorvância em 254 nm e o COD (mg.m^{-1})	Conteúdo aromático da matéria orgânica por unidade de concentração de carbono orgânico. > 4,4 (mg.m^{-1}), predominância de características refratárias e ~1,2 (mg.m^{-1}), predominância de características lábeis.	Westerhoff e Anning, (2000)
A300/A400	UV-Vis	Razão entre absorvância em 300 e 400 nm	Correlacionado negativamente ao grau de humificação	Claret <i>et al.</i> , (2003); Li e Hur, (2017)
A250/A365	UV-Vis	Razão entre absorvância em 250 e 365 nm	Correlacionado negativamente ao peso molecular e à aromaticidade da molécula	Peuravuori e Pihlaja, (1997); Li e Hur, (2017)
FR	Fluorescência	Emissão com $\lambda_{\text{Exc}}=370$ nm e razão entre as IF nos $\lambda_{\text{Em}}= 450$ e 500 nm	-Valor menor que 1,5: MO alóctone pedogênica; -Valor maior que 1,8 MO autóctone ou alóctone antrópica	Westerhoff e Anning, (2000); Cory e Mcknight, (2005)
HIX	Fluorescência	Razão entre a soma das IF entre 300 e 345 e soma entre 435 e 480, na $\lambda_{\text{Exc}}=254$ nm	-Indica o grau de humificação – Valores: até 4 (MO autóctone), de 4 a 6 (fraca característica húmica), de 6 a 10 (importante característica húmica), maior que 16 (forte característica pedogênica)	Huguet <i>et al.</i> , (2009); Birdwell e Engel, (2010)

Índice	Técnica utilizada	Cálculo	Aplicação/Valores de Referência	Fonte
BIX	Fluorescência	Emissão com $\lambda_{Exc}=310$ nm e razão entre as IF nos $\lambda_{Em}=380$ e 430 nm	-Valor entre 0,6 a 0,8: MO de fraca a média composição autóctone; - Valor entre 0,8 a 1,0: MO com forte composição autóctone; - Valor > 1,0: M.O de origem bacteriana aquática.	Huguet <i>et al.</i> , (2009); Birdwell e Engel, (2010)

FONTE: Adaptado de Leithold (2017).

NOTAS: FR: Razão de fluorescência. IF: intensidade de fluorescência, λ_{Exc} : comprimento de onda de excitação, λ_{Em} : comprimento de onda de emissão. HIX: Índice de humificação. BIX: Índice biológico.

Por meio dos índices, é possível avaliar se a matéria orgânica é composta majoritariamente por substâncias refratárias ou alifáticas; se as substâncias são predominantemente aromáticas e de alto peso molecular ou o contrário, de fonte autóctone ou alóctone, pedogênica ou antrópica, permitir a determinação do grau de humificação, além indicar origem bacteriana aquática ou não. Uma caracterização mais detalhada da matéria orgânica tende a facilitar a escolha do tratamento mais adequado a ser empregado e verificar também quais as formas residuais de matéria orgânica predominam após o tratamento de águas de abastecimento para consumo humano.

2.4. OZONIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA

Os primeiros registros do uso do ozônio (O_3) para desinfecção em larga escala são de 1906 na França, e na Alemanha, por volta de 1900, para o tratamento de água subterrânea. Nos Estados Unidos, as primeiras instalações com capacidades significativas foram implementadas em meados da década de 1980. Em outros países, como Japão, Canadá, Reino Unido, Holanda, Bélgica e Suíça, a aplicação de ozônio para tratamento de água potável começou entre os anos 1940 e 1960. No Brasil, a ozonização é utilizada em outras aplicações, como em processos industriais e hospitalares, visando a desinfecção da água. O ozônio pode ser utilizado em ETAs com diversos objetivos, entre eles a desinfecção e a remoção de cor, sabor, odor, compostos orgânicos e inorgânicos (Araújo, 2021a).

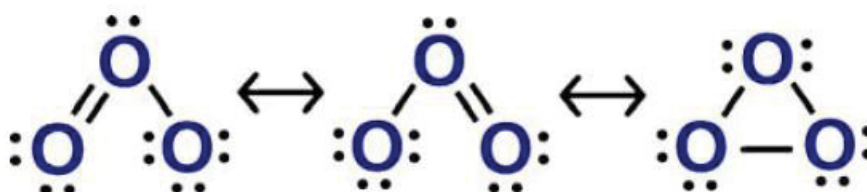
A utilização do ozônio em estações de tratamento, principalmente na Europa e América do Norte, é uma consequência dos objetivos do tratamento de água nos respectivos países (Miller, 1978). Segundo a abordagem holandesa, por exemplo, há a necessidade de se produzir água potável isenta de cloro ou de outras substâncias

indesejáveis que possam causar gosto e que seja quimicamente e bacteriologicamente segura. Já o ponto de vista norte americano está fundamentado na segurança bacteriológica e não necessariamente na segurança química. Já o ponto de vista norte americano está fundamentado na segurança bacteriológica e não necessariamente na segurança química.

2.4.1 O ozônio

O ozônio é uma molécula alotrópica formada por três átomos de oxigênio (O_3), com distância de 127,2 pm entre os átomos, ângulo de ligação de $116,78^\circ$ e massa molar igual a $47,998 \text{ g.mol}^{-1}$. O ozônio pode ser representado por uma estrutura cíclica (verificada pelo método de difração eletrônica) e duas estruturas abertas com características semelhantes (Rodríguez *et al.*, 2008), conforme demonstrado na Figura 5.

FIGURA 5 – ESTRUTURAS DE RESSONÂNCIA PARA A MOLÉCULA DE OZÔNIO.



FONTE: Adaptado de Rodríguez *et al.* (2008).

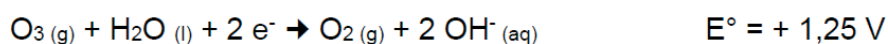
O ozônio é um dos desinfetantes químicos mais versáteis no tratamento de água potável. Ele é capaz de inativar vírus, bactérias e seus esporos, bem como protozoários (Von Sonntag e Von Gunten, 2012; Nakada; Dos Santos; Guimaraes, 2020), atacando principalmente os ácidos nucleicos (DNA e RNA), danificando a membrana de proteção e consequentemente destruindo a célula (Rakness, 2011; Von Sonntag e Von Gunten, 2012). Além de atuar como desinfetante, o ozônio também possui diversas aplicações com diferentes objetivos no tratamento de águas para abastecimento, tais como a oxidação para remoção de cor, remoção de matéria orgânica, e remoção de bactérias (Miller, 1978; Rittmann *et al.*, 2002; Sillanpää *et al.*, 2018; Ding *et al.*, 2019).

2.4.2 Decomposição do ozônio na água

Em solução aquosa o ozônio tem comportamento variável em função do pH. Quando em meio ácido há a dissociação do O_3 em oxigênio e água, já em pH básico

o O_3 se dissocia em uma molécula de oxigênio e duas moléculas de hidroxila, conforme demonstrado na equação 2.

EQUAÇÃO 2 - DISSOCIAÇÃO DO OZÔNIO EM SOLUÇÃO AQUOSA.



FONTE: Shriver e Atkins (2008).

É possível observar que o potencial oxidativo do ozônio em meio básico é mais baixo quando comparado ao potencial oxidativo em meio ácido. Contudo, em meio básico há o favorecimento da formação de radicais hidroxila (Rodríguez *et al.*, 2008), o que pode ser atrativo para determinadas condições, compostos a serem oxidados e objetivos de tratamento. A relação entre a concentração de radicais hidroxila e o ozônio dissolvido varia de 10^{-6} a 10^{-8} , sendo o primeiro valor encontrado em POAs e o segundo valor encontrado normalmente na ozonização da água pura (Haag e Yao, 1992; Acero e Von Gunten, 2001; Buffle *et al.*, 2006a; Buffle *et al.*, 2006b). Houveram algumas tentativas de mensurar a concentração de radicais hidroxila por meio de modelos computacionais (Tomiya *et al.*, 1985; Westerhoff *et al.*, 1994; Kim *et al.*, 2020). Entretanto, em função da complexidade dos constituintes das diferentes matrizes de água, se torna muito difícil aplicar esses modelos para águas reais (Acero e Von Gunten, 2001; Kim *et al.*, 2020).

A Equação 3 descreve a dissociação do ozônio em solução aquosa de forma simplificada, contudo, existem outros mecanismos mais complexos. Começando pela reação do O_3 com um íon de hidrogênio e formação de algumas espécies de radicais oxidantes, tais como o $\bullet OH$, $\bullet O_2H$, $\bullet O_3H$. O mecanismo de reação, bem como a relação de concentração entre o ozônio e os OxH ainda são pouco conhecidos (Rodríguez *et al.*, 2008). Ao contrário do ozônio, os OxH formam ligações de hidrogênio com a água líquida, atuando como um doador de prótons e receptor de elétrons (Chalmet e Ruiz-López, 2006). As estruturas eletrônicas e geométricas da molécula de ozônio são significativamente modificadas pelo solvente demonstrando que a água possui um papel fundamental nos mecanismos de oxidação formados pelo ozônio (Rodríguez *et al.*, 2008).

A atividade catalítica em pH elevado deve acontecer por meio de um mecanismo

redox, envolvendo grupos hidroxila de superfície. O ozônio reagirá com esses grupos •OH para produzir um radical aniônico de ozônio ou outra espécie ativa capaz de oxidar compostos orgânicos em solução ou na superfície (Rodríguez *et al.*, 2008).

2.4.3 Vantagens e desvantagens da ozonização

O ozônio pode ser aplicado em diferentes pontos do fluxograma de processo de tratamento de água, visando atender a uma variedade de objetivos. Os locais de aplicação mais utilizados são: a) pré-ozonização: ozonização da água bruta antes da coagulação; (b) ozonização intermediária: ozonização da água decantada antes da filtração; c) pós-ozonização: desinfecção final (Rakness, 2011). Além destas aplicações o ozônio pode ser usado como tratamento avançado de oxidação de diversos compostos, orgânicos ou inorgânicos.

Como desvantagem, o uso do ozônio, assim como outros métodos de oxidação, pode gerar subprodutos devido a sua interação com matéria orgânica natural (MON) ou com alguns metais, sofrendo a influência de um grande número de variáveis, tais como o pH e a alcalinidade da água. Dentre os compostos que podem ser formados, encontram-se: aldeídos, cetonas, quinonas e bromato. Com relação aos três primeiros, é importante destacar que a formação dos mesmos está relacionada com a oxidação de MON, pelo fato do ozônio nem sempre realizar a completa mineralização destes compostos. Desta forma, a remoção destes contaminantes pode ser obtida em uma etapa de filtração biológica (areia, filtração biológica de carvão ativado) após a ozonização (Beltran, 2003; Usepa, 2011; Setareh, *et al.*, 2020). Outros subprodutos orgânicos, tais como bromoformio, bromopirina, ácido (di) bromoacético, dibromoacetoneitrilos, bromoacetona, brometo de cianogênio, bromocetonas, bromonitrilos, bromoalcanos e bromohidrinas também podem ser formados durante a ozonização ou em combinação do ozônio com cloro ou cloramina (Beltran, 2003; Setareh *et al.*, 2020).

2.4.4 Bromato como subproduto da oxidação por ozônio

Embora a ozonização com altas doses de ozônio possa aumentar a redução de MIB e geosmina, ela pode levar à formação significativa de bromato, mesmo que a água contenha concentrações moderadas de brometo (ou seja, >50 µg/L) (Meunier *et al.*, 2006; Mizuno *et al.*, 2011). O bromato é um potencial carcinógeno humano com um padrão de água potável de 10 µg/L em muitos países (União Europeia,

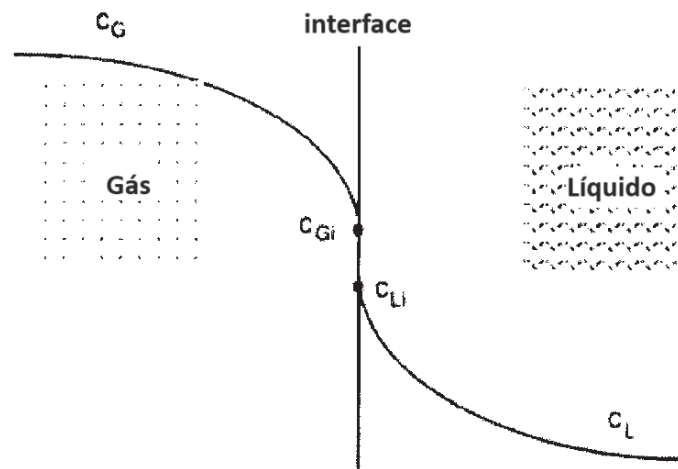
1998; Usepa, 1999; Oms, 2011). No Brasil, a Portaria GM/MS Nº 888-2021 do Ministério da Saúde também limita a concentração de bromato em 10 µg/L (0,01 mg/L) (Brasil, 2021).

Durante a ozonização, o bromato é formado a partir de uma oxidação em várias etapas do brometo por O₃, ou •OH, ou sua combinação (Von Gunten, 2003b). Considerando as doses de O₃ necessárias para remover efetivamente MIB e geosmina, é problemático atingir simultaneamente o objetivo de redução efetiva de MIB e geosmina e controle de bromato durante a ozonização convencional (Westerhoff *et al.*, 2006; Mizuno *et al.*, 2011).

2.4.5 Transferência de massa líquido - gás

Para o caso do ozônio, assim como para outros gases, quando o material é transferido de uma fase para outra através de uma interface de separação, a resistência a transferência de massa causa o desenvolvimento de um gradiente de concentração em cada fase como é apresentado na Figura 6. Lewis e Whitman (1924) propuseram que esta resistência à transferência de massa, através de uma interface, é a soma das resistências em cada fase. Eles chamaram esse conceito de teoria de dois filmes. Como Schwartzberg e Treybal (1968) apontaram, a sua teoria dos dois filmes não depende de qual modelo é usado para descrever a transferência de massa em cada fase, portanto, o modelo de teoria de “duas resistências” seria um nome mais apropriado. Também causaria menos confusão, uma vez que os nomes: teoria do filme (transferência de massa em uma fase) e a teoria dos dois filmes (transferência de massa entre duas fases) são muito semelhantes (Gottschalk; Libra; Saupe, 2009).

FIGURA 6 – GRADIENTES DE CONCENTRAÇÃO NA INTERFACE ENTRE GÁS E LÍQUIDO.

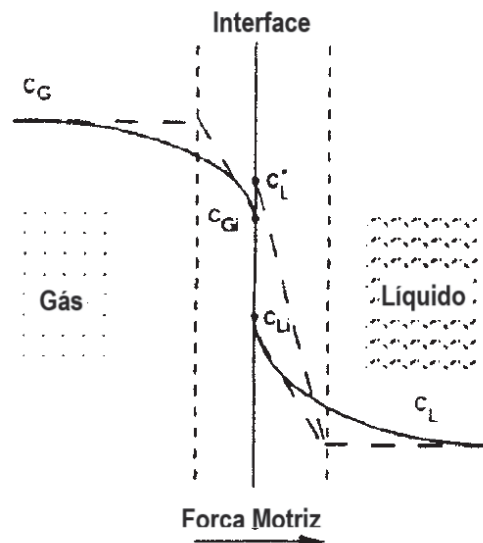


FONTE: Adaptado de Gottschalk; Libra; Saupe, (2009).

A resistência em cada fase é composta de duas partes: a resistência difusional no filme laminar e a resistência no volume do fluido. Todas as teorias atuais sobre transferência de massa, como por exemplo, filme, penetração e renovação de superfície assumem que a resistência no volume do fluido é insignificante e a maior resistência ocorre nos filmes laminares em ambos os lados da interface (Figura 6). A lei da difusão de Fick constitui a base para essas teorias propostas para descrever a transferência de massa através deste filme laminar para o limite de fase (Gottschalk; Libra; Saupe, 2009).

As teorias variam nas suposições e condições de contorno usadas para integrar as teorias da lei de Fick, mas todos prevêem que o coeficiente de transferência de massa do filme é proporcional a alguma força do coeficiente de difusão molecular D^n , com n variando de 0,5 a 1. Na teoria do filme, o gradiente de concentração é considerado em estado estacionário e linear, (Figura 7) (Lewis e Whitman, 1924). No entanto, o tempo de exposição de um fluido à transferência de massa pode ser tão curto que o gradiente de estado estacionário da teoria do filme não tem tempo para se desenvolver. A teoria da penetração foi proposta para explicar um período de tempo limitado, mas constante, que os elementos fluidos estão expostos à transferência de massa na superfície (Higbie, 1935). A teoria da superfície de renovação traz uma modificação para permitir que o tempo de exposição possa variar (Danckwerts, 1951).

FIGURA 7 – TEORIA DE DOIS FILMES OU DUAS RESISTÊNCIAS COM GRADIENTES DE CONCENTRAÇÃO LINEARES (LEWIS E WHITMAN, 1924).



FONTE: Adaptado de Gottschalk; Libra; Saupe, (2009).

Postulando que n depende da turbulência do sistema, Dobbins (1964) propôs que sob condições suficientemente turbulentas, n se aproxima de 0,5 (renovação da superfície ou teoria da penetração), enquanto sob condições laminares ou menos turbulentas n se aproxima de 1,0 (teoria do filme). Assim, a seleção do valor de n para prever o coeficiente de transferência de massa deve depender do grau de turbulência no expresso na equação 3:

EQUAÇÃO 3 - DISSOCIAÇÃO DO OZÔNIO EM SOLUÇÃO AQUOSA.

$$k \propto D^n \quad (3)$$

em que:

k = constante de transferência de massa no filme;

D = coeficiente de difusão molecular;

n = 0,5 a 1,0 dependendo da turbulência do sistema

De forma simplificada a distribuição de equilíbrio do ozônio, entre a fase gasosa e líquida se dá através da equação 4 a seguir, onde a solubilidade s (adimensional) é a razão entre a concentração de equilíbrio no líquido e a concentração de ozônio no gás em função da temperatura:

EQUAÇÃO 4 - CONSTANTE DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA DO OZÔNIO.

$$s = \frac{c_L}{c_G} \quad (4)$$

em que:

s = constante de transferência de massa no filme;

c_L = concentração de ozônio no líquido em equilíbrio com a concentração no volume de gás;

c_G = concentração de ozônio no gás

* também significando: a solubilidade de um gás em um líquido é diretamente proporcional à sua pressão parcial no gás acima do líquido.

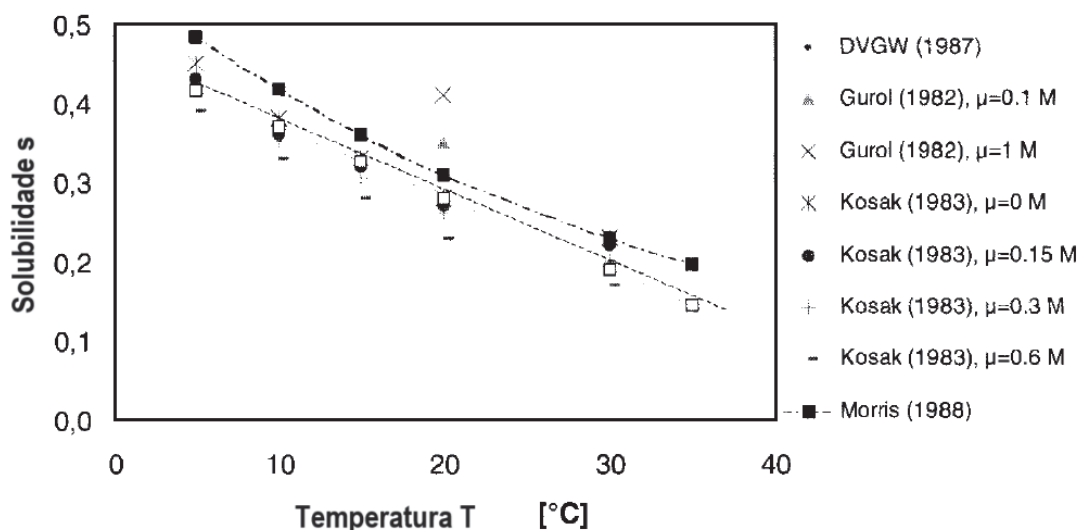
Não apenas vários nomes foram usados para o mesmo conceito, Morris (1988) encontrou uma variedade de valores para a concentração de equilíbrio de ozônio na água relatados na literatura. Com base nos dados de mais de nove autores, ele sugeriu que uma correlação linear entre a razão de solubilidade do ozônio, s (que é o inverso do adimensional Henry's Constante de lei H_c), e a temperatura pode ser usada como uma primeira estimativa para a solubilidade de ozônio na água (equação 5):

EQUAÇÃO 5 - RELAÇÃO ENTRE A TEMPERATURA E A CONSTANTE DE TRANSFERÊNCIA DE MASSA NO FILME.

$$\text{Log}_{10}s = -0,25 - 0,013 T [C] = 3,302 - 0,013 T [K] \quad (5)$$

Morris ainda adverte que a correlação pode subestimar a verdadeira solubilidade, uma vez que devido ao ozônio decomposição (dependendo da força iônica p, bem como do tipo de íons e da temperatura), alguns autores podem não ter conseguido atingir o verdadeiro equilíbrio ou estado estacionário em seus trabalhos. No entanto, em comparação com outros trabalhos como de Gurol (1982), Kosak (1983) e Preininger (2002), a sua correlação gera valores comparativamente mais altos que os demais autores, conforme pode ser observado na Figura 8.

FIGURA 8 – SOLUBILIDADE DO OZÔNIO “S” COMO FUNÇÃO DA TEMPERATURA DO FLUÍDO (T = 5 - 35°C).



FONTE: Adaptado de Gottschalk; Libra; Saupe, (2009).

Por exemplo, em temperatura igual a 20°C, a solubilidade aquosa do ozônio é cerca de um terço da concentração da fase gasosa sete vezes maior que a do oxigênio. Contudo, devemos considerar que o gás não contém ozônio puro, mas sim aproximadamente 20,5% em peso O_3 , em O_2 , (correspondente a $c_G = 320,1 \text{ g.m}^{-3}$ na CNTP), o que pode ser alcançado com sistemas elétricos modernos descarregar geradores de ozônio à pressão padrão. Assim, a concentração de equilíbrio de o ozônio no líquido é geralmente menor que $c_L^* = 108 \text{ g.m}^{-3}$ (Gottschalk; Libra; Saupe, 2009).

Desta forma, com a equação 5, podemos fazer a conversão da concentração de ozônio gerada em linha na fase gasosa por um equipamento na concentração esperada dissolvida em um líquido.

2.4.6 Degradação da fluoxetina por ozonização

O número de estudos dedicados à remoção de FLX pelo ozônio tem sido bastante limitado. Alguns estudos se concentram na ozonização de efluentes tratados terciariamente que incluem FLX. Aghaeinejad-Meybodi *et al.* (2014) já citado no capítulo 2.1.5.1 estudaram o ozônio/ H_2O_2 no processo de oxidação da FLX sob diferentes condições de ozonização do FLX detectando a curva de degradação do FLX, a remoção do carbono orgânico total (COT) e a formação de produtos inorgânicos em diferentes pH. Quanto à ozonização do metabólito da FLX, a NFLU, quase nenhum estudo foi encontrado. Os trabalhos anteriores mediram apenas as

curvas de degradação, as remoções de COT e a formação de alguns produtos inorgânicos durante a ozonização do FLX, mas não detectaram nenhum produto intermediário orgânico. Assim, o mecanismo de ozonização do FLX ainda não está claro. A mudança de toxicidade do FLX durante a ozonização também não é conhecida. Além disso, nenhum estudo relatou a ozonização da NFLU até o momento desta pesquisa (Zhao *et al.*, 2017).

2.4.7 Degradação do MIB e geosmina (GSM) por ozonização

A degradação do MIB e geosmina por processos oxidativos avançados é encontrado em diversos estudos no Brasil e no mundo. Tanto a oxidação por ozônio de forma individual, tendo com matéria prima o ar ou o oxigênio puro (O_2), como combinada com outras tecnologias são aplicadas nos estudos de remoção destes compostos (Berlt, 2018).

A busca por publicações relacionadas aos dois metabólitos alvo da pesquisa e a utilização de ozônio encontram-se 27 estudos nos últimos 10 anos, entre eles a utilização tanto de O_3 isoladamente, como associado a outros agentes oxidantes diversos. Xie *et al.* (2015) por exemplo, desenvolveram um estudo de degradação de MIB e GSM utilizando radiação UV/persulfato, e citam ainda outros estudos desenvolvidos empregando UV/ H_2O_2 , UV-vácuo, O_3/H_2O_2 e oxidação eletroquímica. Park *et al.* (2017) em seu estudo, investiram na utilização de foto-fenton para a degradação destes dois metabólitos, considerando o método efetivo na degradação, porém os melhores resultados encontrados na pesquisa foram obtidos em pH 3, muito abaixo dos limites legais para distribuição da água tratada, sendo necessário etapas adicionais de ajuste.

2.4.8 Sistema de ozonização

Por ser um gás instável, o ozônio precisa ser gerado no local onde será utilizado (in loco), e em função deste rápido decaimento quando comparado a outros desinfetantes, não é utilizado para manter um residual no sistema de distribuição. Além disso, o ozônio requer alguns cuidados especiais em suas instalações, por ser um gás tóxico e por possuir um elevado potencial de oxidação – sendo necessários equipamentos de segurança e materiais compatíveis quimicamente (Gottschalk; Libra; Saupe, 2009).

De acordo com Rakness (2011), com a modernização da indústria, sistemas de

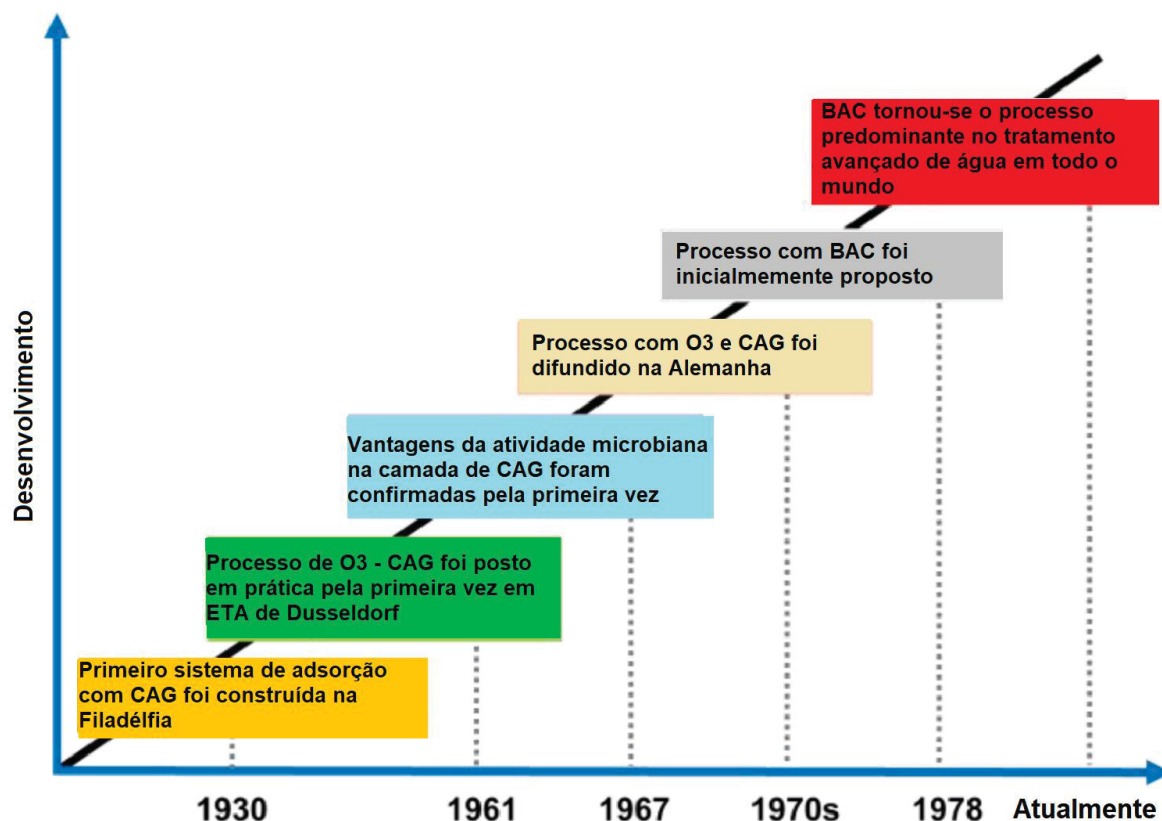
produção de ozônio mais econômicos estão cada vez mais disponíveis no mercado para aplicações em sistemas de tratamento de água. Assim, é possível observar uma diminuição no consumo de energia necessário para geração de ozônio, mesmo em altas concentrações. Há pelo menos três componentes básicos que compõem um sistema de ozonização para tratamento de água: o gerador de ozônio, o reator de contato e o destruidor de off-gas. Em algumas configurações, onde o gerador não utiliza o ar ambiente para a geração do O_3 , mas sim o gás O_2 , é necessário o alimentador de gás para ligar o cilindro de O_2 ao gerador.

2.5 CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO – CAB NO TRATAMENTO DE ÁGUA

2.5.1 Histórico do uso do carvão ativado biológico

A tecnologia CAB é derivada da tecnologia de carvão ativado granular (CAG). A primeira estação de tratamento de água usando tanque de adsorção com CAG foi construída na Filadélfia, EUA, em 1930 (Jin *et al.*, 2013). Nas primeiras aplicações do passado, a pré-cloração era frequentemente usada antes do tratamento com CAG. Como resultado, o crescimento de microrganismos na camada de carbono era significativamente inibido. Para melhorar a remoção de macromoléculas recalcitrantes, a ozonização às vezes é utilizada como a etapa de pré-oxidação do tratamento com CAG. A combinação de ozonização e processo CAG foi posta em prática pela primeira vez na Amstaad Water Plant em Dusseldorf, Alemanha, em 1961 (Weissenhorn, 1977). As vantagens da atividade microbiana na camada de carvão ativado foram confirmadas pela primeira vez por Parkhurst e seus colegas em 1967, o que permitiu prolongar a vida útil do meio CAG (Parkhurst *et al.*, 1967). Na década de 1970, a pesquisa e a aplicação do processo de ozonização-CAG foram amplamente realizadas na Alemanha. Em 1978, o processo de tratamento por CAB foi primeiramente definido por Miller e Rice (Jin *et al.*, 2013). Desde então, a tecnologia CAB é amplamente difundida e utilizada, e o tratamento em si é aperfeiçoado gradualmente. A Figura 9 resume os eventos importantes para o desenvolvimento do processo de tratamento com CAB. Até agora, o CAB tornou-se o processo predominante no tratamento avançado de água em todo o mundo e, além disso, o processo também é usado na recuperação de esgoto e no tratamento de águas residuais industriais (Fu *et al.*, 2022).

FIGURA 9 – HISTÓRICO DO DESENVOLVIMENTO DO PROCESSO DE TRATAMENTO POR CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO – CAB.



FONTE: Adaptado de Fu, *et al.* (2022).

2.5.2 Princípios do processo de tratamento com carvão ativado biológico

O princípio do processo de tratamento com CAB utiliza o efeito sinérgico entre a adsorção físico-química e a degradação biológico-oxidativa. O carvão ativado tem capacidade de adsorção com diferentes tamanhos de microporos, mesoporos e macroporos (Wang *et al.*, 2022a), onde moléculas orgânicas de diferentes tamanhos e o oxigênio dissolvido (OD) podem entrar nesses poros (Buchanan *et al.*, 2008). No entanto, os locais de adsorção seriam ocupados por adsorvatos por meio de mecanismos não específicos, incluindo interações hidrofóbicas, interações dipolo e forças de van der Waals (Gauden *et al.*, 2005). Para o tratamento com CAB, os microrganismos em carvão ativado ampliam a capacidade de adsorção do carvão ativado regenerando os locais de adsorção através da biodegradação de adsorventes orgânicos. Um tratamento utilizando o CAB baseia-se na interação entre carvão ativado, microrganismos, matérias orgânicas (MO) e OD (Jin *et al.*, 2013). Nestes casos, o carvão ativado é usado como um transportador de microrganismos, que se reproduzirão e crescerão no carvão ativado para formar o CAB, alimentando-se de MO e OD em quantidades suficientes para manter a colônia viva. A biota microbiana

que faz parte do CAB consiste em bactérias, fungos, algas, protozoários e metazoários (Fu *et al.*, 2022).

2.5.3 Uso de filtros biológicos no tratamento de água

Apesar, do mencionado sucesso as experiências com o CAG em sistemas variados de tratamento de água, a habilidade para purificação de água atendendo os padrões regulatórios aceitáveis ao consumo humano pode ser comprometida por algumas limitações. Estas limitações dizem respeito à capacidade de adsorção do CAG a longo do tempo, saturação do CAG com matéria orgânica, o que pode dificultar seu desempenho confiável na aplicação durante o tratamento de água (Borges *et al.*, 2016).

2.5.4 Filtros biológicos de carvão

Dentre os métodos biotecnológicos avançados utilizados no tratamento de água, o processo de filtração (biofiltração) utilizando o carvão ativado biologicamente representa uma proposta emergente que supera as diversas limitações associadas com os processos de tratamento convencional de água. O processo de biofiltração estabelece o uso do CAG como meio filtrante da água para remoção de microrganismos e material orgânico e inorgânico indesejável. Durante o funcionamento dos filtros de CAB, observa-se que a superfície porosa do leito de carvão granular favorece um meio acessível para fixação e colonização microbiológica, propiciando o crescimento em seu interior de uma significativa biomassa ou biofilme (Scholz e Martin, 1997). A principal vantagem da filtração em CAB no tratamento de água é a habilidade para remover compostos que integram a maior fração da matéria orgânica indesejável (Servais *et al.*, 1992). Um benefício adicional da biofiltração em CAB é a significativa redução do potencial formação de trihalometanos (THMs) e demanda de cloro no tratamento de água (Graham, 1999). A atividade biológica sobre o filtro CAG pode ser utilizada com outros processos (e.g., préozonização e membrana pós-filtração) para formar uma elevada e efetiva multi-barreira para tratamento de água. Após o processo de biofiltração, uma desinfecção final eficiente é extremamente necessária para assegurar uma proteção microbiológica no sistema de distribuição (Pernitsky *et al.*, 1995).

2.5.5 Funcionamento de um filtro CAB

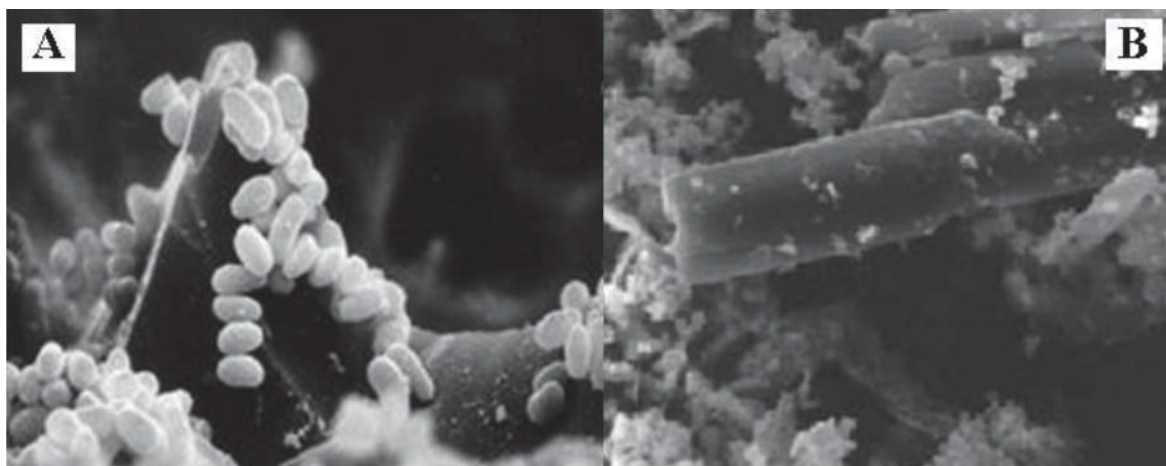
Um filtro de carvão ativado biologicamente (CAB) funciona como uma espécie de biorreator. Neste biorreator, dois processos distintos ocorrem simultaneamente, a adsorção e a biodegradação. Durante o processo de biodegradação, os diferentes compostos orgânicos são constantemente metabolizados por microrganismos formadores do biofilme (Servais *et al.*, 1994; Seredyńska-Sobecka *et al.*, 2006). O processo de biodegradação liberta os sítios adsorptivos do carvão, aumentando a capacidade de adsorção do carvão ativado e como consequência, a remoção de compostos não biodegradáveis da água é realçada. Este processo de metabolização das substâncias químicas adsorvidas promove a biorregeneração do carvão ativado. Com a biorregeneração, o tempo de uso do filtro CAB pode ser estendido, reduzindo a frequente necessidade de regeneração do carvão ativado no leito filtrante (Speitel e Digiano, 1987; Seredyńska-Sobecka *et al.*, 2006; Aktas e Çeçen, 2007).

A combinação dos processos de adsorção e biodegradação em conjuntos nos filtros CAB minimiza as flutuações da qualidade da água tratada (Simpson, 2008). Em condições de elevadas concentrações de poluentes, os processos de adsorção apresentam domínio em relação à biodegradação, mas quando esta concentração de poluentes reduz, a biodegradação assume este papel (Speitel e Digiano, 1987). Alguns autores sugerem que a absorção da matéria orgânica pelos microrganismos aderidos ao carvão ativado é um mecanismo adicional de remoção da MON. Durante este processo a remoção de compostos orgânicos dissolvidos e coloidais, metais e compostos inorgânicos em uma solução aquosa ocorrem por absorção das moléculas para o interior ou superfície do biofilme (Carlson e Silverstein, 1997).

2.5.6 Composição do biofilme no CAB

O biofilme presente no filtro de CAB consiste em células microbianas imobilizadas na superfície do CAG (substrato) ou incrustados na matriz de polímeros orgânica extracelular microbiana (Ghosh *et al.*, 1999), conforme observa-se na Figura 10. A composição típica dos biofilmes está constituída por água, microrganismos, substâncias poliméricas extracelulares (EPS), partículas retidas e substâncias dissolvidas e adsorvidas. A água é a fração mais significativa da massa do biofilme, podendo variar entre 70 a 95% de sua massa total (Flemming, 1993). Alguns autores referem que a razão massa de água/massa de biofilme pode estar próxima de 99% ou mesmo atingir valores superiores (Christensen e Characklis, 1990; Azeredo e Oliveira, 2000).

FIGURA 10 – MICROFOTOGRAFIA DE BIOFILME FORMADO EM PARTÍCULA DE CARVÃO ATIVADO EM LABORATÓRIO, EVIDENCIANDO UMA COMPLEXA COMUNIDADE DE BACILOS E COCOBACILOS (A) E COCOS E BACILOS (B) ADERIDAS À SUPERFÍCIE DO CAB.



FONTE: Adaptado de Silva *et al.* (2006).

2.5.7 Formação, crescimento e controle de biofilmes

Os biofilmes desenvolvem-se por meio de processos de aderência, crescimento, desprendimento e morte de microrganismos (Palmer e White, 1997; Hammes *et al.*, 2011). O grau de desenvolvimento do biofilme depende das propriedades da superfície de aderência e da composição físico-química da água, tais como concentração e características do carbono orgânico, nutrientes, pH e temperatura. O desenvolvimento do biofilme em uma superfície ocorre com a disponibilidade de matéria orgânica natural e sua fração biodegradável como substratos para crescimento bacteriano. Inicialmente, bactérias suspensas aderem-se à superfície sólida pela excreção. A seguir, os organismos passam a metabolizar os nutrientes presentes na fase líquida e crescem, formando agregados unidos pelas substâncias poliméricas extracelulares (*EPS - Extracellular polymeric substances*). Eventualmente, parte daqueles associados ao biofilme desprende-se para a água, enquanto outros morrem por predação e outros fatores. Um biofilme bem estruturado contém não somente bactérias, mas também fungos, protozoários e outros eucariotos. Bactérias indígenas normalmente têm vantagem sobre as patogênicas em ambientes oligotróficos, como os encontrados em água para consumo humano. Bactérias patogênicas são mais competitivas em ambientes com concentrações de nutrientes altas. No tratamento biológico de água para consumo humano, o objetivo é manter uma população microbiana benigna, capaz de remover o carbono orgânico dissolvido biodegradável (CODB) e reduzir a instabilidade da água (Westphalen *et al.*, 2016).

2.5.8 Atividade do biofilme no CAB

Com a atividade microbiana do biofilme sobre o CAG é notadamente observado um aumento expressivo da capacidade adsortiva no meio. Diversos parâmetros têm sido aceitos para contribuírem no aumento da atividade do biofilme. Uma hipótese é que sobre o biofilme aderido na superfície do CAG, células de bactérias sofram modificações fisiológicas promovidos por determinados genes (Costerton *et al.*, 1995). Uma segunda teoria estabelece que as mudanças no biofilme são promovidas por células de bactérias adjacentes que aumentam a concentração de nutrientes, oxigênio e enzimas (Ghosh *et al.*, 1999) ou limitem a invasão de substâncias tóxicas ou de substâncias inibidoras (Blenkinsopp e Costerton, 1991).

Estudos recentes têm demonstrado que biofilmes aderidos à superfície de carvão ativado granular em filtros de água potável não atuam apenas como camadas de adsorção física, mas desenvolvem atividade microbiana que complementa ou até potencializa a remoção de poluentes emergentes. Por exemplo, Piai *et al.* (2020) verificaram que, em filtros com GAC biologicamente ativado, o biofilme contribui para a degradação de micropoluentes como iopromide, iopamidol e metformina em águas destinadas a consumo, além de observar que a capacidade de adsorção residual do carvão usado permanece relevante comparada ao carvão novo (Piai *et al.*, 2020). Outro estudo examinou o impacto de filtros CAG em sistemas de água potável simulados, demonstrando que a filtração com CAG (e variantes com UV/H₂O₂ + CAG) reduziu substancialmente o COD e o carbono orgânico assimilável (COA), bem como influenciou a composição da comunidade bacteriana do biofilme, reduzindo a produção de substâncias extracelulares (EPS) e modulando a resistência ao desinfetante residual (Huo *et al.*, 2021). Além disso, em tratamento de água para reúso potável que inclui etapa O₃+CAB, observou-se que a filtragem com carvão ativado biologicamente ativo favorece nichos microbianos com genes expressos relacionados à biodegradação de compostos orgânicos emergentes, contribuindo para melhorar a eficiência global do sistema (Guarin *et al.*, 2022). Esses estudos reforçam que, em filtros de CAG para água de abastecimento, além da adsorção, o biofilme desempenha papel crítico numa “segunda barreira” microbiana, cuja otimização (tempo de contato, temperatura, renovação do carvão, retrolavagens) pode resultar em ganhos operacionais substanciais.

2.5.9 Técnicas para avaliar e quantificar atividade microbiana em leitos de CAB

A colonização dos filtros de CAG por bactérias foi inicialmente observada por meio de técnicas como a microscopia eletrônica de varredura, as convencionais de contagem bacteriana e determinação da concentração do ATP (Servais *et al.*, 1994). Com o advento da biologia molecular, a investigação da composição de biofilme associado ao CAG teve um grande avanço, sendo possível identificar gêneros bacterianos envolvidos na dinâmica da biodegradação de matéria orgânica (Mańdrecka-Witkowska *et al.*, 2023; Mirzaei *et al.*, 2025). Técnicas como a hibridação *in situ* fluorescente (FISH), a determinação da concentração do ATP, a citometria de fluxo (FC), a reação em cadeia da polimerase (PCR), a eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE) e a metataxonomia de sequenciamento de alvos tornaram-se cruciais para a pesquisa de biofilmes (Oh *et al.*, 2018; Zhang e Liu, 2019; Qin *et al.*, 2024). Assim, o estudo de métodos de inoculação de GAC para melhorar a estabilidade da água potável em ETAs é necessário (Piai *et al.*, 2022), apoiado por técnicas de detecção e quantificação microbiana (Iyer *et al.*, 2025).

Para esta pesquisa em específico, foi realizado um levantamento das principais técnicas que estão sendo empregadas com sucesso na investigação e avaliação de comunidades microbianas em sistemas de tratamento de água associados ao CAG. A Tabela 8 apresenta os resultados de uma revisão de escopo baseada na metodologia PRIMA (Tricco *et al.*, 2018), classificando os métodos como tradicionais ou avançados e resumindo suas principais aplicações, tipos de amostra e frequência de uso em estudos anteriores. A estratégia de busca correspondente, o fluxograma PRISMA e os detalhes complementares estão incluídos no Apêndice A - Material Suplementar 1 (Figura S1 e Tabela S1). Esta síntese destaca como a aplicação combinada de múltiplos métodos, com destaque para o uso de PCR, Metagenômica (Amplicon) e MEV / EDS com 43, 42 e 21 frequências de uso pesquisadas respectivamente é eficiente para o mapeamento de bactérias, eucariotos e fungos em biofilmes de CAG. Também foi possível verificar que de todas as 42 análises metagenômicas realizadas, apenas duas avaliaram a base genética de fungos (ITS) se comparada as 42 análises de base de bactérias (16S) e nenhuma análise foi realizada para base de eucariotos (18S). Por outro lado, métodos como a citometria de fluxo, citada 15 vezes e a análises por substâncias poliméricas extracelulares (SPE) estão sendo cada vez mais utilizadas nas pesquisa recentes. Percebe-se que, com esta análise, existe uma oportunidade para uso em conjunto de diversos desses métodos o que pode oferecer uma nova perspectiva para a validação da inoculação microbiana em filtros de CAG.

A seguir, são descritas as principais técnicas utilizadas para avaliar e quantificar atividade microbiana em leitos de CAB.

2.5.9.1 MEV, EDS, Raman e FT-IR

Técnicas microscópicas e espectroscópicas oferecem perspectivas complementares sobre as propriedades estruturais e químicas dos meios de CAG. A microscopia eletrônica de varredura (MEV) combinada com a espectroscopia de energia dispersiva (EDS) tem sido amplamente utilizada para visualizar a colonização de biofilmes em superfícies de CAG e para caracterizar sua composição elementar (Bi *et al.*, 2022; Li *et al.*, 2023). A espectroscopia Raman e de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) amplia ainda mais essa análise, identificando grupos funcionais e assinaturas bioquímicas associadas a substâncias poliméricas extracelulares e à atividade microbiana (Lu *et al.*, 2021; Zhou *et al.*, 2025). Em conjunto, essas técnicas fornecem uma estrutura integrada para avaliar as interações biofilme-carbono, esclarecendo como a colonização microbiana modifica a morfologia da superfície e o comportamento de adsorção e, por fim, relacionando os atributos físico-químicos dos meios de CAB com sua função biológica em sistemas de tratamento de água.

TABELA 8. TÉCNICAS E MÉTODOS PARA A AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Método	Avançado/ Tradicional	Áreas de aplicação	Tipos de amostra	Frequência de uso
MEV / EDS	Tradicional	Caracterização da superfície de CAG/CAB, morfologia de biofilme	Filtro de CAB, carvão ativado bio-aprimorado (CABA), filtro biologicamente ativo (FBA), CAG, filtro de antracitoFA), água bruta e filtro rápido de areia (FRA), água tratada, biofilme de CAB, biofilme cerâmico.	21
Raman / FT-IR	Avançado	Grupos funcionais de superfície de CAG, aromaticidade	Filtro de CAG, filtro de CAB e filtro de carvão ativado à base de casca de coco (CAC).	2
Análises de esgotamento em placa (HPC)	Tradicional	Enumeração de bactérias heterotróficas em água, biofilme, eluidos de CAG	CAB, FBA, FA, filtro de areia, anéis de cerâmica, CAC, biocarvão, biofilme, água bruta, efluente de CAG, água encanada, água tratada, água afluente de CAB e água efluente de CAB, água cinza, águas residuárias tratadas, águas residuárias efluentes de BAC.	19
qPCR	Avançado	Quantificação de genes funcionais e comunitários; detecção de genes de resistência/alvo	CAB, filtro de areia e brita, biofilme de sistema de distribuição de água potável (SDPA), biofilme de água potável, água e biofilme de CAB, água bruta.	9
PCR (targeted)	Avançado	Presença/ausência de táxons, genes alvos (16S, 18S, ITS)	CAB, FBA, CABA, filtro de CAG, FA, filtro de areia e brita, anéis de cerâmica, água bruta e FRA, biofilme, biofilme de SDPA, água afluente de CAB, água efluente de CAB, água, Resina de Troca Aniônica Biológica (RTIB)	43
Metagenômica (Amplicon)	Avançado	Composição e abundância relativa da comunidade em biofilme, CAB/CAG	BAC, FBA, CABA, filtro de CAG, FA, filtro de areia e brita, anéis de cerâmica, água bruta e FRA, biofilme, biofilme de SDPA, água afluente de BAC, água efluente de BAC, água, RTIB, biofilme cerâmico.	42
Citometria de fluxo	Avançado	Contagens rápidas de células, viabilidade (coloração, ex: IP), SDAP e monitoramento de efluentes de CAB/CAG	Filtros de CAB e CAG, FA, biofilme, biofilme de SDPA, água bruta, efluente de CAG, água encanada, água efluente de CAB, água cinza; água cinza efluente de CAB, água tratada; água residuária efluente de CAB, água residuária, biofilme de água potável, água.	15
ATP (Adenosina Trifosfato)	Avançado	Quantificação de biomassa metabolicamente ativa em CAB/CAG ou biofilmes	Filtros de CAB e CAG, FA, água bruta, água efluente de CAB, águas residuárias, águas cinzas, água cinza efluente de CAB, água, água potável.	19
Outros*	-	Diversos	CAB, CABA, RTIB, FA, anéis de cerâmica, CAG e biofilme, biofilme de SDPA, água bruta, água, concentrado de osmose reversa	38

FONTE: O autor (2025), resumido da Tabela Suplementar 1.

NOTA: *Substâncias poliméricas extracelulares (SPE) (5); Metaproteômica (4); Consumo de OD (4); DGGE (3); Eficiência de remoção de COD (3); Microscopia de varredura a laser confocal (MVL) (3); Consumo de NH₄ (1); micro-CT (1); Atividade de esterase (1); Atividade de fosfatase (1); Concentração de pirazol C/C₀ (1); Degradação de fenol com consórcio de bactérias (1); quantificação da redução hormonal (1); medição da massa dos sólidos voláteis anexados (1); Avaliação microscópica de epifluorescência da densidade do biofilme (1); Microscopia de epifluorescência e teste de atividade microbiológica (1); HPLC (1); DQO, UV₂₅₄, pH, cor e nitrogênio amoniacal (1); metatranscriptômica (1); espectrofotometria de fluorescência (1); Decaimento de carbono-14 (1); Contaminantes Orgânicos Residuais (COR) (1).

2.5.9.2 PCR

A PCR consiste na amplificação de um segmento do DNA que seja de interesse no estudo, como o gene 16S rRNA (Saiki *et al.*, 1985; Mullis e Fallona, 1987). Sua principal vantagem é possibilitar o estudo de comunidades in situ, como aquelas presentes em biofilmes. Lu *et al.* (2022) investigaram um método para modular comunidades bacterianas em filtros de carvão ativado biológico (BAC). Amostras de biomassa foram coletadas de cinco filtros e submetidas à extração de DNA, PCR e sequenciamento em plataforma de alto rendimento Illumina MiSeq. Os resultados indicaram a dominância de dois filos - Proteobacteria e Cyanobacteria - e a presença de cinco gêneros bacterianos (*Tabrizicola*, *Phreatobacter*, *Pseudorhodoplanes*, *Hyphomicrobium* e *Candidatus Obscuribacter*) nas comunidades microbianas dos filtros de BAC. Outros autores também utilizaram a técnica de PCR para investigar a composição das populações microbianas em biofilmes (Fish e Boxall, 2018; Wang *et al.*, 2022b; Li *et al.*, 2023; Pick e Fish, 2024; Zhou *et al.*, 2025).

2.5.9.3 Metagenômica

A metagenômica permite estudar os genomas de microrganismos de um nicho ecológico, sem a necessidade de fazer culturas individuais. O metagenoma, por sua vez, é o genoma coletivo da microbiota total encontrada em um determinado hábitat. Por meio da metagenômica, o DNA microbiano pode ser utilizado para compreensão da fisiologia e da genética de organismos não cultiváveis (Handelsman, 2004). O sequenciamento do metagenoma usando técnicas de última geração revolucionou o campo da metagenômica, fornecendo abordagens de alto rendimento e custo-efetivas para estudar o microbioma. Os métodos comuns incluem o sequenciamento do metagenoma shotgun, que lê todas as sequências de DNA em uma amostra, e a triagem de bibliotecas metagenômicas, que pode ser feita analisando sequências de DNA ou características expressas. Ainda, a metataxonomia de sequenciamento de alvos funcional permite a análise de alta resolução de micróbios não cultivados, conectando genética e função no ambiente (Ghosh *et al.*, 2025). Essas técnicas foram aplicadas em vários cenários, incluindo a investigação do papel das bactérias em sistemas ambientais, como tratamento de águas residuais, e a função metabólica do microbioma na digestão anaeróbica (Garner *et al.*, 2021). Assim como outras ferramentas de biologia molecular, tal técnica tem sido usada para investigar a

composição de comunidades microbianas em biofilmes.

No contexto de DNA-barcode/metabarcoding, os marcadores ribossomais 16S (bacteria/archaea), 18S (eukaryota) e a região ITS (fungos) são alvos padrão por possuírem regiões conservadas para primerização e regiões variáveis para discriminação taxonômica (Hebert *et al.*, 2003; Schoch *et al.*, 2012). Na prática, amostras ambientais (água, biofilme) são submetidas à extração total de DNA, seguida de PCR com conjuntos de primers validados que amplificam sub-regiões informativas (por ex. V3–V4 ou V4 de 16S; V9 de 18S; ITS1/ITS2 para fungos) escolhidos conforme sensibilidade e cobertura taxonômica (Klindworth *et al.*, 2013; Albaina *et al.*, 2016). Os amplicons são sequenciados (short-read ou long-read) e processados por pipelines que incluem filtragem de qualidade, remoção de quimeras e inferência de variantes ampliconais (ASVs - *Amplicon Sequence Variants*) com métodos como *Divisive Amplicon Denoising Algorithm 2* (DADA2), que evita a agregação arbitrária em *Operational Taxonomic Units* (OTUs) e permite resolução de variantes próximas (Callahan *et al.*, 2016). A anotação taxonômica é realizada por comparação a bases de referência curadas (exemplo: SILVA³ para 16S/18S e UNITE⁴ para ITS), sabendo-se que limitações existem: variabilidade de cópias genômicas, baixa resolução de 16S em nível de espécie e enviesamentos de primer/PCR que afetam quantificação semi-quantitativa (Quast *et al.*, 2013; Johnson *et al.*, 2019; Nilsson *et al.*, 2019). Esse fluxo, compreendido por: extração → PCR por marcador → sequenciamento → DADA2/ASV → anotação em SILVA/UNITE é amplamente empregado para separar, identificar e quantificar bacteriota, eucariotas e fungos, inclusive em amostras ambientais (Hebert *et al.*, 2003; Callahan *et al.*, 2016; Schoch *et al.*, 2012).

Lautenschlager *et al.* (2014) examinaram a composição e a abundância da comunidade microbiana em filtros de areia lento, rápido e CAG e seus respectivos efluentes, em uma estação de tratamento de água. Os resultados indicaram que a concentração da biomassa variou de 2 a 5 x 10¹⁵ em todos os filtros. Baseado em mais de 400 pirosequenciamentos dos genes 16S rRNA, os mesmos autores verificaram táxons semelhantes nos três biofiltros e em seus respectivos efluentes,

³ Base de dados global, curada, de sequências ribossomais (16S, 18S e rRNA geral), site oficial: <https://www.arb-silva.de/>

⁴ Base de dados curada dedicada exclusivamente a sequências ITS de fungos, site oficial: <https://unite.ut.ee/>

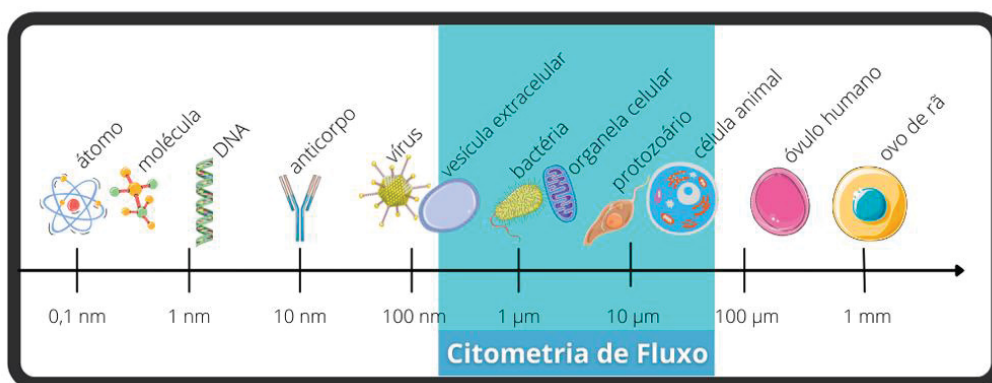
predominando Proteobacteria, Planctomycetes, Acidobacteria, Bacteroidetes, Nitrospira e Chloroflexi. Porém, as razões entre os táxons nos biofiltros eram diferentes, variando entre 50 e 60%. Liu *et al.* (2025) aplicaram sequenciamento de rRNA 16S e metataxonomia de sequenciamento de alvos baseada em genoma para examinar a montagem da comunidade microbiana em filtros BAC em escala de bancada. Zhang *et al.* (2021), Pinar-Méndez *et al.* (2022), Xu *et al.* (2023) e Sudarshan *et al.* (2024) também analisaram genomas de biofilme em ETAs.

2.5.9.4 Citometria de fluxo

A citometria de fluxo (CF) é uma técnica analítica poderosa utilizada para examinar e quantificar de forma rápida células ou partículas individuais, tais como microrganismos a qual é realizado por um equipamento denominado citômetro. A técnica permite quantificar as células viáveis e mortas numa população de microrganismos (Silva *et al.*, 2004; Priyadarsini *et al.*, 2023).

A maioria dos citômetros de fluxo são capazes de analisar partículas ou células que podem variar entre 0,2 e 50 micrômetros de diâmetro. Com isso, uma infinidade de tipos celulares, incluindo células animais, algas, protozoários, bactérias, fungos, e até mesmo organelas e vesículas extracelulares, são os muitos exemplos do que se pode analisar por esta tecnologia (Figura 11). Contudo, a CF requer que a amostra esteja em suspensão, com o mínimo de aglomerados e resíduos possíveis. Isso significa que a arquitetura, a organização do tecido e qualquer informação sobre a relação espacial entre as diferentes células não são obtidas neste tipo de análise (Costa, 2022).

FIGURA 11 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DO TAMANHO RELATIVO DE PARTÍCULAS E CÉLULAS ONDE EM AZUL REPRESENTA A FAIXA DE TAMANHO DETECTÁVEL PELA MAIORIA DOS CITÔMETROS DE FLUXO.

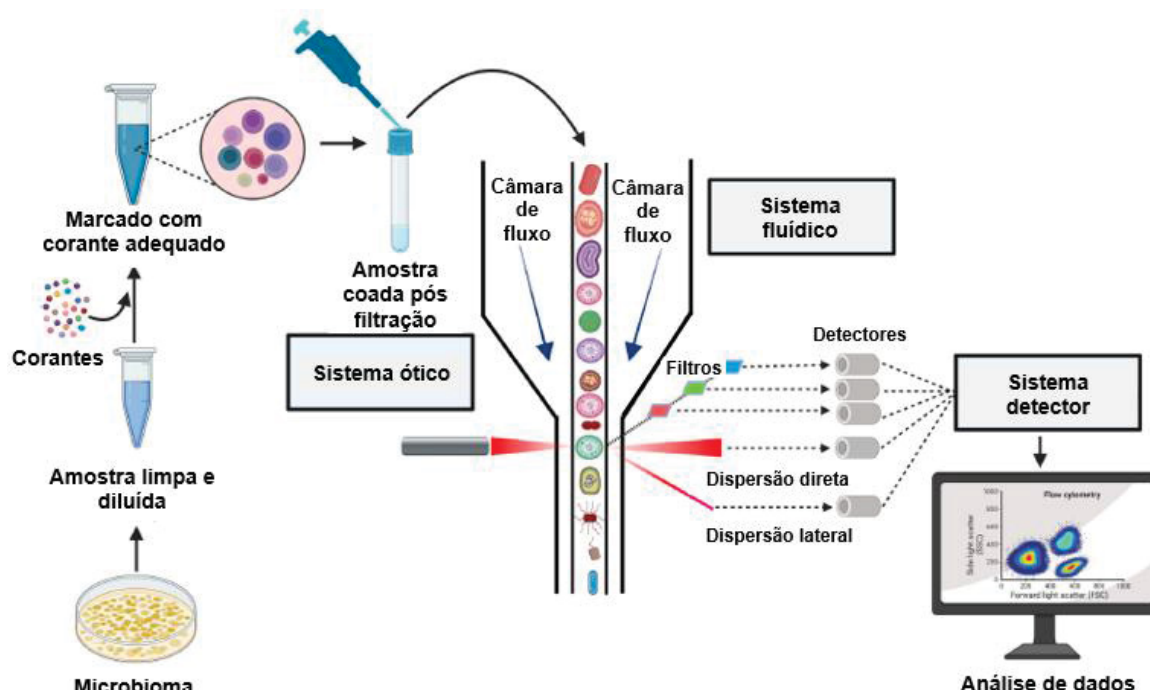


FONTE: Adaptado de Costa (2022).

Em geral, os citômetros de fluxo são compostos por três principais subsistemas: fluídico, óptico e eletrônico. Os três subsistemas trabalham em conjunto para medir simultaneamente várias características físicas de partículas à medida que se movem em um fluxo contínuo e passam através de um ou mais feixes de luz (Priyadarsini, *et al.*, 2023).

O processo, ilustrado na Figura 12, consiste em preparar a amostra com células de interesse que são direcionadas em fluxo contínuo à câmara de fluxo (subsistema fluídico) onde é interceptada pelo feixe de luz (subsistema óptico). Cada célula ou partícula é avaliada individualmente e, a partir desse momento, toda a luz dispersada e as fluorescências emitidas são filtradas em diferentes faixas de cores, que são direcionadas aos fotodetectores específicos (subsistema óptico). Estes, por sua vez, transformam os sinais luminosos (fótons) em sinais eletrônicos proporcionais, que são lidos em um software e traduzidos em gráficos (subsistema eletrônico) (Costa, 2022).

FIGURA 12 – ESTRUTURA BÁSICA DO FUNCIONAMENTO DE UM CITÔMETROS DE FLUXO COM SEUS TRÊS SUBSISTEMAS.



FONTE: Adaptado de Costa (2022) e Priyadarsini *et al.* (2023).

A contagem de células por CF sempre é auxiliada por meio de um marcador celular, mais conhecido como corantes. Estes corantes possuem a capacidade de diferenciar as células alvo conforme as condições e propriedades moleculares das amostras e configurações dos equipamentos. Cheswick *et al.* (2019) usaram iodeto de propídio (PI) e SYBR Verde I que têm capacidades de penetração distintas. O

SYBR Verde I se liga ao ácido desoxirribonucleico de fita dupla (dsDNA), pois é permeável à membrana e ajuda na quantificação da contagem total de células. Por outro lado, o PI não tem permeabilidade à membrana e, portanto, se liga ao material nuclear, ou seja, o DNA da célula comprometida pela membrana, como células mortas e danificadas. Desta forma, pode ser empregado para calibrar a contagem de células intactas calibrando as células mortas e danificadas (Nescerecka *et al.*, 2016). Diferentes corantes têm sido usados para estudar diferentes propriedades de células microbianas. As células marcadas com fluorocromo podem absorver luz e emití-la em um comprimento de onda diferente. O sistema detector eletrônico pode detectar esses sinais. Muitos fluoróforos e corantes celulares permitem que as células absorvam e emitam fótons (Grégori *et al.*, 2012). Alguns corantes e seus comprimentos de onda de absorbância e emitância estão listados na Tabela 9.

TABELA 9 – RESUMO DOS CORANTES DE FLUOROCROMO, SEUS COMPRIMENTOS DE ONDA DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO E SUAS APLICAÇÕES.

Corantes fluorocromáticos	Excitação (nm)	Emissão (nm)	Aplicativo	Referência
SYTO-9	485	498–501	Corante de ácido nucleico	(McGovern <i>et al.</i> , 2020; Hoefel <i>et al.</i> , 2003; Wang <i>et al.</i> , 2010)
SYBR Verde I	488	510–530	Coloração de ácido nucleico, Indicador de viabilidade	(Berney <i>et al.</i> , 2008; De Roy <i>et al.</i> , 2012; Wang <i>et al.</i> , 2009);
Iodeto de Propídio - PI	488	630	Indicador de viabilidade, diferenciação de células intactas e danificadas	(Hoefel <i>et al.</i> , 2003; Wang <i>et al.</i> , 2010; Berney <i>et al.</i> , 2008; De Roy <i>et al.</i> , 2012)
CFDA	488	510–530	Caracterização da viabilidade microbiana em água potável	(Hoefel <i>et al.</i> , 2003; Wang <i>et al.</i> , 2010; Berney <i>et al.</i> , 2008)
DAPI	355–358	455–463	Quantificação de ácido nucleico	(Müller <i>et al.</i> , 2012; Müller, 2007; Koch <i>et al.</i> , 2013a; Koch <i>et al.</i> , 2013b; Guo <i>et al.</i> , 2020)
Hoechst 34580	368	437	Deteção de bactérias marinhas e fitoplâncton	(Selph, 2021)
Cloreto de 5-ciano-2,3-ditolil tetrazólio	450	630	Atividade metabólica de bactérias aeróbicas e anaeróbicas	(Créach <i>et al.</i> , 2003)

FONTE: Adaptado de Priyadarsini *et al.* (2023).

As células, após coadas para remover as partículas de detritos e coradas com

corantes se tornam uma suspensão celular que é injetada no citômetro e atravessa uma câmara, na qual encontra um feixe de radiação perpendicular ao fluxo. Pelo controle da espessura de solução da amostra, o fluxo ocorre em regime laminar, com passagem de uma célula por vez. Podem ser detectadas até 10.000 células por segundo. A técnica analisa as células de forma individual, permitindo a detecção de uma variedade de estados fisiológicos existentes na população estudada (Nebe Von Caron *et al.*, 2000). A CF foi usada por Velten *et al.* (2011) para realizar a contagem de células de microrganismos presentes no efluente de um filtro CAG operado em escala-piloto. Prest *et al.* (2014) também a usaram para monitorar as alterações da população microbiana em um sistema de distribuição de água potável com filtro CAG e Nevel *et al.* 2017, usou a técnica para acompanhamento imediato (inferiores a uma hora) de redes de água potável após manutenção. Mais recentemente, Vignola *et al.* (2018) utilizou a FC para contar células microbianas no efluente de um filtro de CAG em escala laboratorial. Fish *et al.* (2020), Pick e Fish (2024) e Claveau *et al.* (2024) também empregaram essa técnica para monitorar alterações em populações microbianas em sistemas de distribuição de água potável utilizando filtros de CAG.

2.5.9.5 ATP - Adenosina Trifosfato

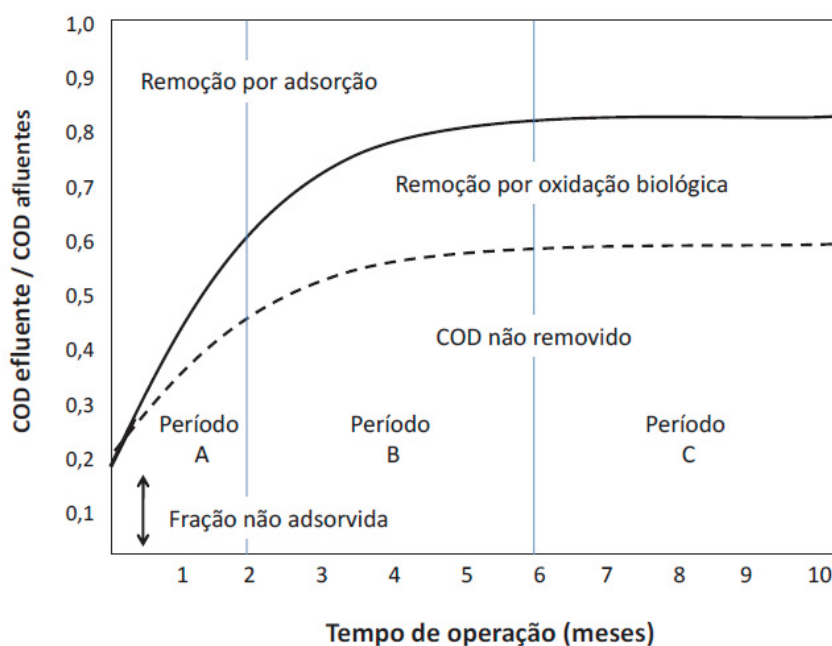
O ATP é aplicado como “moeda” de energética por todos os organismos, desde as bactérias até os seres humanos. Por isto, é considerado um parâmetro adequado para a quantificação da biomassa ativa em sistemas biológicos (Sousi *et al.*, 2021). A análise do ATP requer um equipamento analítico simples, é rápida, tem limite de detecção baixo e pode ser usado como método para a estimativa da biomassa ativa aderida ao CAG (Velten *et al.*, 2007). O método combina a determinação direta do ATP sobre as partículas de CAG com o valor específico de ATP por célula bacteriana. Os resultados são então convertidos para concentrações de ATP, por meio de uma curva de calibração. Em seguida, a concentração de ATP bacteriana é transformada em um número correspondente de bactérias usando um fator de conversão específico. Com este método, Velten *et al.* (2007) e Hammes *et al.* (2008) investigaram a formação de biofilme em filtro piloto de CAG, tratando-se água do Lago Zurique (Suíça). Os dados finais indicaram que tal método pode ser usado para determinar a biomassa ligada ao CAG aos biofilmes em desenvolvimento ou em estado estacionário. Já Betsholtz *et al.* (2021) utilizaram a análise de ATP em sistemas de CAG e biofilme para distinguir entre adsorção e degradação microbiana de

micropoluentes orgânicos, ressaltando sua utilidade na avaliação do desempenho do CAG. Outros estudos que investigaram biofilmes aderidos ao CAG também adotaram essa metodologia para quantificar microrganismos (Boon *et al.*, 2011; Lu *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2024; Liu *et al.*, 2025).

2.5.10 Remoção de substâncias na água pelo biofilme do CAB

A forma em que os filtros CAB e o biofilme associado removem ou elimina o carbono orgânico dissolvido (COD) na água ocorre através de processos em três estágios (Períodos A, B e C). Uma teórica representação do estágio de remoção do COD é demonstrada na Figura 13 (Dussert e Van Stone, 1994). Os períodos A, B e C são caracterizados por processos de adsorção física, simultaneamente adsorção/degradação biológica e degradação biológica, respectivamente.

FIGURA 13 – REPRESENTAÇÃO TEÓRICA DA REMOÇÃO DE COD REMOVIDO POR ADSORÇÃO E DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA AO LONGO DO TEMPO.



FONTE: Adaptado de Simpson (2008).

NOTA: As linhas tracejadas do gráfico representam a quantidade de COD removida afluente por processo de adsorção e degradação biológica respectivamente)

Inicialmente, a maior remoção do COD ocorre através de adsorção física deste para o meio CAG onde as bactérias associadas ao biofilme estão em fase de aclimação (Período A), que levam aproximadamente de 2 a 3 meses (Servais *et al.*, 1994). A remoção eficiente do COD ocorre nesta fase, com valores variando entre 40 e 90% (Rhim, 2006). Uma vez que as bactérias estão aclimatadas, a remoção do COD

por adsorção decresce gradualmente visto que os sítios de adsorção do CAG tornam-se saturado com o COD, como se observa no Período B. O grau de degradação biológica do COD aumenta significativamente durante período. Deste modo, o Período B exibe simultaneamente processo de adsorção e degradação biológica do COD. No Período C, a razão de remoção do COD na água estabelece um relativo estado estacionário. Nesta fase, a degradação biológica é o processo predominante responsável para remoção do COD uma vez que a maior parte da capacidade adsortiva do CAG está exaurida (Dussert e Van Stone, 1994; Woo *et al.*, 1997). Durante este estágio, a processo de filtração da água, a eficiência de remoção do COD atinge um êxito entre 15 a 45% (Servais *et al.*, 1994; Scholz e Martin, 1997), enquanto a remoção de THMs e HAA tem sido reportada com eficiência variando entre 20 e 70 % (Dussert e Van Stone, 1994; Xie e Zhou, 2002). Os microrganismos que colonizam a superfície externa e interior das partículas de macroporos do CAG podem ser removidos (desprendimento) com a água efluente ao invés de construir uma biomassa fixa no carvão ativado. Este desprendimento decorre por maioria dos microrganismos presentes no CAG durante este período podem não estarem adaptados a permanecer aderidos (Servais *et al.*, 1994).

Em adição a degradação biológica e adsorção, há ainda um mecanismo no CAB que contribui para remoção de contaminantes presentes na água. O biofilme microbiano no CAB apresenta a capacidade de desorver (desprender) substâncias tóxicas que estão adsorvidas no carvão ou presas na matriz formada com o material particulado (Ghosh *et al.*, 1999). Deste modo, o biofilme no CAB pode regenerar parcialmente as partículas adsorvidas no CAG e lentamente metabolizar estas, fazendo sua biodegradação (Jahangir, 1994).

2.5.11 Regeneração e reutilização de CAB

A regeneração e a reutilização são critérios importantes para a seleção de qualquer adsorvente, o que pode diminuir o alto consumo do carvão ativado e os custos gerais do processo de adsorção. A reutilização de adsorventes também diminui a dependência do fornecimento contínuo. No entanto, o processo de dessorção não depende apenas do tipo e das características do material adsorvente, mas também do tipo de adsorvato envolvido na adsorção. No processo de dessorção, a concentração de adsorvato no adsorvente e as forças de interação desempenham papéis importantes na regeneração térmica e química, que são os métodos mais

comuns usados para regenerar materiais adsorventes (Barquilha e Braga, 2021).

2.5.12 Inserção em economia circular

O carvão ativado é um recurso renovável exclusivo, com um potencial significativo para abordar várias questões ambientais que temos encontrado nos últimos anos, incluindo a remediação de poluentes no solo, na água e em meios gasosos. Essa condição poderia melhorar sinergicamente a qualidade do solo, da água e do ar, fazer o sequestro de carbono e mitigação das emissões de gases de efeito estufa (Oliveira *et al.*, 2017), mantendo a sinergia com a economia circular, tema tão relevante atualmente.

Sinergia esta que Hu *et al.* (2021) em sua pesquisa feita em Cingapura, criou requisitos para a aplicação do carvão ativado na agricultura e horticultura, na digestão anaeróbia, como material de construção civil e na ativação do carvão. Isto mostra a crescente tentativa de estruturar uma regulação para o uso do carvão ativado e fechar o processo de inclusão deste na economia circular.

2.6 USO COMBINADO DE O₃–CAB

O uso combinado das tecnologias de ozonização e CAB no tratamento de água e efluentes possuem diversas finalidades. Uma delas é a manutenção da estabilidade biológica e a remoção de precursores (subproduto de desinfecção como THMs e o COA) no processo de tratamento de ozonização (Shu e Zhang, 2008). Os resultados da pesquisa de Shu mostraram que a adsorção e a biodegradação do CAB foram efetivas no controle da COA. A ozonização levou ao aumento da concentração de COA, no entanto, a filtração de CAB após ozonização foi eficaz para reduzir a COA e manter a estabilidade biológica, obtendo uma eficiência no processo de ozonização/CAB em reduzir o THMFP em média 11,8%.

Estudo realizado por Loh *et al.* (2021), com o uso do processo de ozonização seguido de CAB, demonstrou ser uma solução tecnicamente viável para o tratamento do concentrado de osmose reversa - COR. A ozonização por microbolhas atuou como um processo de pré-tratamento eficaz para remoção de orgânicos recalcitrantes, aumento da biodegradabilidade e redução da toxicidade no COR bruto. O pré-tratamento com ozônio também foi benéfico para a formação de biofilme no sistema CAB a jusante. Com ozonização de microbolhas de 1 h e 120 min de tempo de contato do leito vazio (TCLV) de CAB, o processo combinado ozônio-CAB realizou remoção

consistente de orgânicos em COR com uma eficiência média de remoção de DQO de 49%, alcançando uma baixa média de efluentes DQO de 45 mg/L. Em relação a concentração de ATP da biomassa encontrada nos filtros de CAB, tanto o filtro precedido por ozonização com microbolhas como o filtro CAB sem ozonização apresentaram biomassa, com concentrações de ATP da ordem de 48 µg/g e 8 µg/g por grama de carvão ativado em peso úmido, respectivamente. Segundo o autor, esta diferença de concentração pode ser devido à maior biodegradabilidade e à redução da toxicidade aguda do COR quando tratado com ozônio.

No que diz respeito a remoção de fármacos e seus metabólitos, o tratamento combinado de ozonização seguido de CAB também demonstra eficiência de remoção. No estudo realizado por Kharel *et al.* (2021), em uma ETE, os metabólitos investigados de produtos farmacêuticos como a epóxi-carbamazepina, a di-OH-carbamazepina e o N-desmetil tramadol, originários do metabolismo humano ou lodo, puderam, em princípio, ser removidos por ozonização. Porém, apresentam uma reatividade ao ozono inferior à dos seus compostos de origem. A dose específica de ozônio necessária para atingir 90% de remoção foi de 1,02, 1,30 e 1,06 mg O₃/mg COD para Epóxi-carbamazepina, Di-OH-carbamazepina e N-Desmetil tramadol, respectivamente. O estudo também demonstrou que as frações de metabólitos remanescentes após a ozonização podem ser removidas por um filtro CAG, e comparado a eficiência de remoção do filtro de CAG, o filtro CAB apresentou eficiência inferior de remoção. Guarin *et al.* (2024), investigou a eficiência de remoção de 18 contaminantes de preocupação emergente (CPE) em um sistema avançado de tratamento de água com O₃+CAB. Também caracterizou a comunidade microbiana dentro do filtro CAB em condições operacionais e buscou identificar e vincular tais bactérias específicas capazes de remover os CEC. Com uma dose fixa de 6,4 mg.O₃.L⁻¹, tempo de contato com ozônio de 18 a 22 min e TCLV de 23 min obteve remoção variada dos CPE's da ordem de 0 a 95% após tratamento com ozônio e chegando a 100% após filtragem em CAB para os compostos como cafeína e sulfametoxazol. Em termos de comunidade microbiana, os únicos filos detectados nas amostras, após a passagem pelos filtros de CAB, foram Proteobacteria, Planctomycetes e Chloroflexi.

Já Shi *et al.* (2024) utilizaram a combinação de O₃+CAB para avaliar o desempenho do tratamento de água em filtros CAB novos (0 a 13 meses) e antigos (8 a 9 anos) por um ano, com base na eficiência de remoção de COD proveniente de

micropoluentes orgânicos recalcitrantes. Também caracterizou as diferenças temporais e espaciais da composição da comunidade microbiana concomitantes com mudanças no tempo operacional e profundidade dos filtros CAB. Considerando dosagem de ozonização na faixa de 0,4–0,5 mg.O₃.L⁻¹ e período de inicialização e operação estável, foi observado concentração de COD de água afluyente de 2,4–4,2 mg/L com taxa de remoção durante o período inicial da ordem de 49%, que diminuiu gradualmente até se estabilizar em aproximadamente 15%. Durante os primeiros 2 meses, o COD foi absorvido principalmente pelo carvão ativado do filtro. Posteriormente, devido à colonização microbiana gradual dos locais de adsorção do filtro, a remoção do COD mudou principalmente para a dependência da degradação microbiana (Lu *et al.*, 2020). Em comparação com o filtro CAB antigo, este removeu apenas 10% do COD da água, demonstrando a capacidade de maior remoção por parte de filtros de CAB com carvão mais novos. Tendências semelhantes na eliminação do COD foram relatadas anteriormente por Nemani *et al.* (2018). No tocante a comunidade microbiana, o estudo demonstrou que ambos os filtros CAB, novo e antigo, a Proteobacteria e Acidobacteria foram os filos bacterianos dominantes. No nível do gênero, a comunidade microbiana mudou gradualmente ao longo da operação de uma predominância de *Herminiimonas* e *Hydrogenophaga* para uma predominada por *Bradyrhizbium*, *Bryobacter*, *Hyphomicrobium* e *Pedomicrobium*, com *Bradyrhizobium* sendo estabelecido como o gênero mais abundante no antigo filtro CAB.

Desta forma, constata-se a versatilidade do uso do sistema combinado de ozonização seguido por CAB no tratamento de efluentes e água contendo os mais variados compostos químicos. Em adição, este formato de tratamento também gera maior capacidade de bioestabilidade da matriz aquosa tratada.

2.7 APLICAÇÕES COMERCIAIS E POTENCIAL DE EMPREGO DE SISTEMAS O₃–CAB NO SETOR DE SANEAMENTO

O crescente rigor das normas de potabilidade e reúso da água, aliado à necessidade de atender metas de sustentabilidade e eficiência energética, tem impulsionado a adoção de tecnologias avançadas de tratamento em concessionárias de saneamento e indústrias. Dentre essas soluções, a ozonização seguida de filtração biológica em carvão ativado (O₃–CAB) tem se consolidado como uma abordagem eficaz para a remoção de micropoluentes orgânicos, subprodutos de desinfecção,

compostos de sabor e odor e matéria orgânica dissolvida refratária (Xylem, 2016; Suez, 2020; Orthos, 2020).

Combinando a ação oxidante do ozônio, que degrada moléculas complexas e oxida contaminantes, a capacidade de adsorção e biodegradação do carvão ativado colonizado por biofilmes microbianos, essa tecnologia entrega como resultado uma água tratada de melhor qualidade microbiológica e química, com maior estabilidade durante o armazenamento e distribuição (Suez, 2019; Veolia, 2024).

A seguir é apresentado um panorama das principais soluções comerciais de O₃-CAB disponíveis no mercado internacional, destacando projetos de referência, resultados operacionais relatados e perspectivas de adoção no contexto brasileiro de saneamento público.

2.7.1 Tecnologias comerciais e experiências internacionais

2.7.1.1 Xylem – Sistema Oxelia™

A empresa Xylem desenvolveu o sistema Oxelia™, que integra ozonização, filtração biologicamente ativa e desinfecção final. Projetado para tratamento de águas potáveis e de reúso, o sistema proporciona remoção eficiente de COT e micropoluentes refratários, além de reduzir odores e melhorar o sabor da água (Xylem, 2016).

Estudos técnicos divulgados pela empresa indicam que o sistema alcança reduções típicas de 50–80% de COT, dependendo da qualidade da água de entrada e da dosagem de ozônio. Além disso, demonstra alta eficiência na eliminação de compostos farmacêuticos e disruptores endócrinos (Impeller, 2014).

A solução Oxelia™ é amplamente utilizada em sistemas de reúso e abastecimento público na Europa e América do Norte, estando também disponível no portfólio da Xylem Brasil, embora ainda sem casos documentados de implantação plena no país (Xylem Brasil, 2024).

2.7.1.2 Veolia – Sistemas Ozonia™ e Filtração Biológica

A Veolia Water Technologies combina seus geradores de ozônio Ozonia™ com unidades de filtração biológica em carvão ativado (CAB) para aplicações municipais e industriais. A linha Ozonia™ (modelos L e M) é projetada para alto rendimento, controle automático e baixo consumo energético, sendo aplicada em ETAs e sistemas

de reúso (Veolia, 2024).

Projetos internacionais relatam ganhos expressivos na remoção de compostos de sabor e odor, com reduções superiores a 90% de geosmina e MIB, além de melhoria da biodegradabilidade da matéria orgânica dissolvida. Em 2025, a Veolia divulgou resultados de reúso de água em larga escala na EPAR de Vitória (ES), onde tecnologias avançadas de tratamento foram aplicadas (Veolia, 2025). Ainda que este caso específico utilize membranas e osmose reversa, demonstra a presença ativa da empresa no setor de saneamento brasileiro com potencial de integração de etapas O₃–CAB.

2.7.1.3 SUEZ / Degremont – Soluções O₃–CAB para potabilização

A SUEZ (por meio da marca Degremont) é uma das pioneiras na aplicação combinada de ozonização e carvão ativado biológico para água potável e reúso. Entre 2017 e 2020, a empresa executou projetos piloto e em escala plena documentados no seu Water Handbook e em relatórios técnicos internos, demonstrando remoção de pesticidas, subprodutos de desinfecção e compostos de odor (Suez, 2020).

As implementações europeias relatadas pela SUEZ mostram que a integração O₃–CAB permite atender aos padrões de água potável com redução média de 60–90% de COD, e melhor controle do residual de cloro e gosto na rede de distribuição (France Environnement, 2021).

2.7.1.4 Orthos Liquid Systems – Unidade Piloto Proteus™ O₃+CAB

A Orthos Liquid Systems (EUA) oferece o sistema Proteus™ O₃+CAB, voltado a testes piloto e demonstrações em pequenas vazões (10–200 galões por minuto, equivalentes a 1,1–11,3 m³/h). O equipamento permite avaliar a eficiência da tecnologia em diferentes matrizes de água, com foco em remoção de compostos de sabor, odor e micropoluentes (Orthos, 2020).

Embora seja um sistema modular e de demonstração, o Proteus™ tem sido usado por concessionárias e universidades norte-americanas como ferramenta para dimensionamento de plantas em escala real.

2.7.1.5 Arisu / Seoul Metropolitan Government

A Seoul Metropolitan Government (SMG), por meio da marca Arisu, consolidou-se como um dos principais casos internacionais de aplicação em larga escala da

combinação ozonização (O₃) seguida de filtração biológica em carvão ativado granular (CAB) para tratamento de água potável. O programa de modernização denominado *Advanced Water Purification* foi iniciado em 2007 (Seoul Solution, 2015), fundamentado em ensaios piloto e em evidências crescentes sobre a remoção de compostos de gosto e odor (como 2-MIB e geosmina), matéria orgânica natural (MON) e micropoluentes utilizando o arranjo O₃+CAB. Estudos realizados na Coreia do Sul desde meados dos anos 2000, como Ahn *et al.* (2007) e Joe *et al.* (2007) reforçaram a viabilidade técnica e a eficiência do processo, especialmente em contextos com elevada presença de MON e compostos sensoriais.

A primeira grande implantação operacional ocorreu na Estação de Purificação de Yeongdeungpo, que entrou em operação com o novo sistema em 2010, tornando-se a unidade referência para o programa de retrofit das demais estações (Seoul Metropolitan Government, 2023a). De acordo com os relatórios oficiais da SMG, a modernização incluiu a introdução de geradores de ozônio de alta capacidade, otimização dos tempos de contato e a conversão dos filtros de carvão ativado granular para operação biológica contínua (Seoul Metropolitan Government, 2023a; 2023b).

Entre 2010 e 2015, o sistema avançado foi progressivamente expandido às seis maiores estações de Seul — Yeongdeungpo, Amsa, Guui, Ttukdo, Gwangam e Gangbuk — com a meta declarada de fornecer água tratada com O₃+CAG/CAB a toda a população da cidade até 2015 (Seoul Solution, 2015; Seoul Metropolitan Government, 2023b). Documentos técnicos do governo de Seul descrevem que as modernizações envolveram, além da instalação do processo O₃+CAB, a reconstrução de unidades filtrantes, readequação hidráulica, atualizações de instrumentação e sucessivos contratos destinados à manutenção e otimização do sistema em estações como Amsa, Guui e Gwangam (Seoul Metropolitan Government, 2023a).

A experiência de Arisu tem sido amplamente citada na literatura técnica como um dos estudos de caso mais robustos de adoção plena do processo O₃+CAB em megacidades, demonstrando melhorias na qualidade sensorial, redução de compostos precursores de subprodutos da desinfecção, remoção eficiente de MON e maior estabilidade microbiológica da água distribuída (Kim *et al.*, 2005; Ahn *et al.*, 2007; Joe *et al.*, 2007). Assim, o programa da SMG constitui referência internacional em políticas públicas de modernização de sistemas de tratamento de água em larga escala.

2.7.2 Panorama e perspectivas no Brasil

Apesar de sua maturidade tecnológica no exterior, não há registros públicos de plantas brasileiras em escala plena que empreguem a sequência completa O₃–CAB com monitoramento publicado de desempenho. No entanto, observa-se crescente oferta comercial desses sistemas por empresas atuantes no país — incluindo Xylem Brasil e Veolia Brasil o que gera potencial também para integradores nacionais buscarem se preparar para o fornecimento desta tecnologia.

Um exemplo desta tendência no Brasil, mais especificamente na cidade de Porto Alegre/RS, é a iniciativa WOnD3r – Água Maravilhosa, projeto multi-setorial articulado no âmbito do Pacto Alegre, proposta como piloto para implementar pré-ozonização e estratégias de bioestabilização aplicadas ao abastecimento urbano, com foco em transparência dos dados de qualidade e integração entre universidade, poder público e setor privado (Pacto Alegre, 2019; Prefeitura de Porto Alegre, 2019). Essa ação-piloto, alinhada a propostas acadêmicas locais que indicou a ozonização como alternativa técnica para melhorar remoção de micropoluentes e compostos sensoriais (Gomes, 2021). A ação abriu um leque de oportunidades comerciais como: demanda por geradores de ozônio de média/alta capacidade, fornecedores de carvão ativado granular (CAG/CAB), empresas de Engenharia, Suprimentos e Construção (EPC) para retrofit de ETAs, prestadores de serviços de automação/controle e laboratórios de monitoramento, gerando postos técnicos e de operação. A literatura técnica sustenta o papel sinérgico de O₃ seguido de CAB na remoção de COD, gosto e odor e precursores de subprodutos de desinfecção (Dong *et al.*, 2019; Pan *et al.*, 2022), embora ressalte a necessidade de regimes de operação e reposição de carvão bem definidos para evitar riscos associados a subprodutos. Assim, o projeto WOnD3r constitui um exemplo de política-piloto capaz de catalisar mercado e capacitação local para aplicações O₃+CAB no Brasil.

Estes exemplos de disponibilidade tecnológica indicam viabilidade imediata de projetos-piloto, especialmente em estações de tratamento com fontes de mananciais impactados por matéria orgânica natural ou micropoluentes (por exemplo, águas de represas eutrofizadas ou áreas agrícolas).

2.7.3 Desafios e requisitos para adoção no saneamento

A implementação de O₃+CAB em ETAs brasileiras requer atenção a alguns

aspectos críticos, tais como:

- a. Adequação da qualidade da água bruta, com pré-tratamentos para reduzir turbidez e sólidos em suspensão (Zhou e Zhang, 2024);
- b. Controle da dosagem de ozônio, evitando formação de subprodutos indesejáveis (Morrison *et al.*, 2023);
- c. Gestão da biomassa no filtro BAC, assegurando oxigenação e ciclos adequados de lavagem (Korotta-Gamage *et al.*, 2021);
- d. Custos energéticos e operacionais, devido à necessidade de geradores de ozônio e reativação periódica do carvão (Amaya-Santos *et al.*, 2025);
- e. Atendimento às normas nacionais, especialmente às diretrizes do Ministério da Saúde (Portaria GM/MS nº 888/2021) e resoluções da ANA e CONAMA para reúso (Cossu *et al.*, 2024).

A análise das soluções comerciais revela que o processo O_3 +CAB é tecnicamente consolidado e amplamente adotado por concessionárias em países da Europa, América do Norte e Ásia. Empresas como Xylem, Veolia, SUEZ e Orthos oferecem sistemas completos, com comprovação de desempenho e capacidade de customização (Xylem, 2016; Suez, 2020; Orthos, 2020; Veolia, 2024). A Tabela 10 apresenta um panorama de alguns fornecedores destas soluções em escala comercial para o tratamento de água e efluentes.

No Brasil, embora ainda faltem casos documentados de aplicação em escala real, o cenário regulatório e tecnológico é favorável à introdução dessa tecnologia em ETAs e ETEs. O uso combinado de ozonização e filtração biológica em carvão ativado representa uma rota promissora para o aprimoramento da qualidade da água tratada, redução de compostos orgânicos refratários e mitigação de micropoluentes emergentes, fortalecendo a sustentabilidade do setor de saneamento.

TABELA 10 - PANORAMA DE EMPRESAS E SOLUÇÕES COMERCIAIS QUE INTEGRAM OZONIZAÇÃO E FILTRAÇÃO BIOLÓGICA EM CARVÃO ATIVADO (O₃+CAB) APLICADAS AO TRATAMENTO DE ÁGUA E REÚSO.

Empresa	Produto/Solução	Exemplos de projetos/referências	País de origem	Ano da implantação ou publicação	Fonte
Xylem (Leopold Oxelia)	Oxelia — Filtração biologicamente ativa aprimorada por ozonização (ozônio + CAB). Ozonização + filtração	Brochuras e páginas de produtos do sistema Oxelia para águas de reúso e sensíveis.	Estados Unidos (global)	2014-2016	(1)
Veolia	biologicamente ativa (FAB – filtro ativado biológico / CAB) para água potável e reúso. Experiência Degremont/SUEZ em ozonização e CAB; manual de água e referências a testes piloto e em escala real	Pôster técnico da Veolia sobre Ozônio + Filtros Biologicamente Ativados (2024); diversas implementações de usinas referenciadas na literatura.	França (global)	2024	(2)
SUEZ / Degremont	Sistema piloto/demonstração Proteus™ O ₃ +CAB de filtro biologicamente ativo	Referências da SUEZ à remoção de micropoluentes usando ozonização + carvão ativado (testes de 2017–2020).	França (global)	2017–2020	(3)
Orthos Liquid Systems (ORTHOS) — Proteus™	Carvão bioativo BODAC combinado com Ozone Strong Water — lançado/apresentado na Aquatech Amsterdam	Página do Sistema de Demonstração Proteus O ₃ +CAB (26 de maio de 2020).	Estados Unidos	2020	(4)
Aquatech / BODAC & Ozone Strong Water (partners)	Programa <i>Advanced Water Purification</i> — integração de ozonização (O ₃) e filtração biológica em carvão ativado granular (CAB) aplicada às estações de purificação de Seul.	Notícias da Aquatech (7 de abril de 2025) anunciam parceiros que lançaram a solução combinada BODAC+Ozônio.	Holanda (global)	2025	(5)
Arisu / Seoul Metropolitan Government		Implementação progressiva do sistema O ₃ +CAB entre 2007 e 2015 nas seis principais estações de Seul (Yeongdeungpo, Amsa, Guui, Ttukdo, Gwangam e Gangbuk); primeiras unidades avançadas operacionais a partir de 2010;	Coreia do Sul	2007–2015	(6) e (7)

Fonte: O autor (2025).

Nota: (1) <https://www.xylem.com/siteassets/brand/leopold/resources/brochure/1934-leopold-oxelia-sensitive-waters-filtration.pdf>;

(2) https://www.veolia.ca/sites/g/files/dvc2386/files/document/2024/10/2.3_poster_adriano_viera.pdf;

(3) <https://www.suez.com/en/denmark/references/micropollutants-removal-based-on-ozonation-and-powder-activated-carbon>

(4) <https://orthosfilters.com/proteus-biologically-active-filter-system/>;

(5) <https://www.aquatechtrade.com/news/water-treatment/pollutant-removal-technology-bodac-ozone-strong-water>

(6) <https://english.seoul.go.kr/seoul-tap-water-arisu/>

(7) <https://english.seoul.go.kr/wp-content/uploads/2014/06/Seoul-Tap-Water-Arisu-English1.pdf>

3 MATERIAIS E MÉTODOS

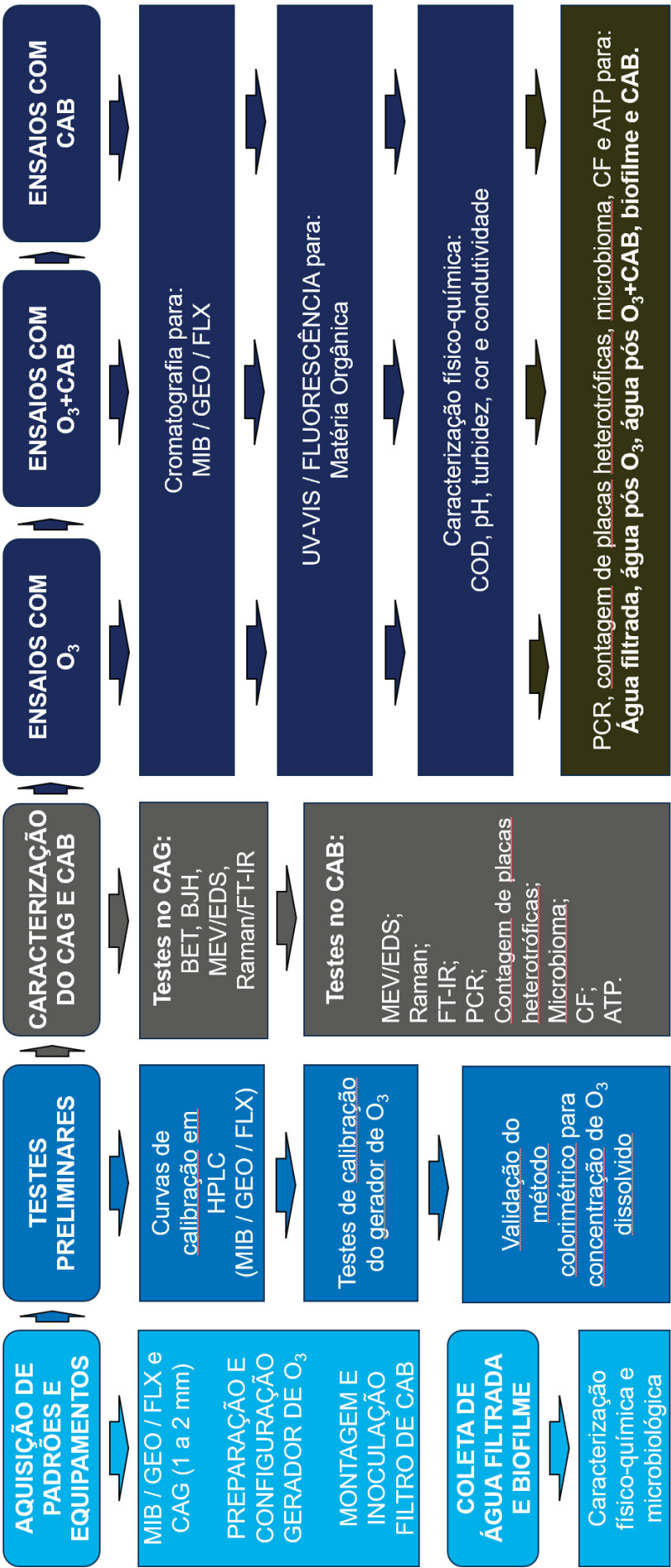
A pesquisa do tratamento de água filtrada da ETA Iguaçu, em escala de bancada, incorporando poluentes como MIB/Geosmina e cloridrato de fluoxetina usando o processo combinado de ozonização e biofiltração em colunas CAB foi conduzida no Laboratório de Engenharia Ambiental (LABEAM) e Laboratório de Pilotos de Saneamento (LABSAN) na UFPR. Nestes locais ocorreram os experimentos com gerador de ozônio, inoculação e biofiltração em reator de CAB, juntamente as análises de COD e físico-químicas complementares. No Laboratório Multiusuário de Equipamentos e Análises Ambientais (LAMEAA) da UTFPR foram realizadas as análises cromatográficas das concentrações dos micropoluentes. No Laboratório Multiusuário de Análises Químicas (LAMAQ) da UTFPR, foram realizados os testes de espectroscopia de fluorescência e UV-Vis para análise da matéria orgânica. No laboratório *Microbiological Collections of Paraná Network* (CMRP) e Laboratório de Ecologia Molecular e Parasitologia Evolutiva (LEMPE) do Departamento de Patologia Básica ocorreram o isolamento do DNA e as análises de microbioma. Por fim, no *Laboratory of Cancer Drug Resistance* (LCDR) do Departamento de Análises Clínicas da UFPR, foram realizadas as análises de citometria de fluxo e ATP – adenosina trifosfato.

Os procedimentos físico-químicos foram realizados de acordo com a metodologia especificada pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Apha, 2017) e normas técnicas brasileiras.

Com relação a infraestrutura de equipamentos e insumos, o presente trabalho fez o uso de: reagentes e vidraria de laboratório, bomba peristáltica, coluna de leito fixo, tubos, conexões e equipamentos de laboratório (pHmetro, turbidímetro, condutivímetro, colorímetro, HPLC, TOC-V, entre outros), além dos padrões dos micropoluentes MIB/geosmina e fluoxetina, utilizados para os ensaios de oxidação e biofiltração.

O fluxo de trabalho da pesquisa seguiu as seguintes etapas conforme a Figura 14:

FIGURA 14 – ETAPAS DA PESQUISA.



FONTE: O autor (2025).

3.1 MATERIAIS

A matriz aquosa experimental possuía adição de três substâncias que foram analisadas. O padrão de gosto e odor de MIB e geosmina e o fármaco cloridrato de fluoxetina que foram preparados, inicialmente, em soluções mãe de maior concentração, por meio da dissolução em água destilada. A matriz aquosa testada nos sistemas de tratamento de bancada foi a água filtrada da ETA Iguaçu (ver item 3.1.5) adicionada de volumes da solução mãe das substâncias até atingir as concentrações de trabalho pré-definidas. A seguir são apresentadas as principais características das substâncias utilizadas.

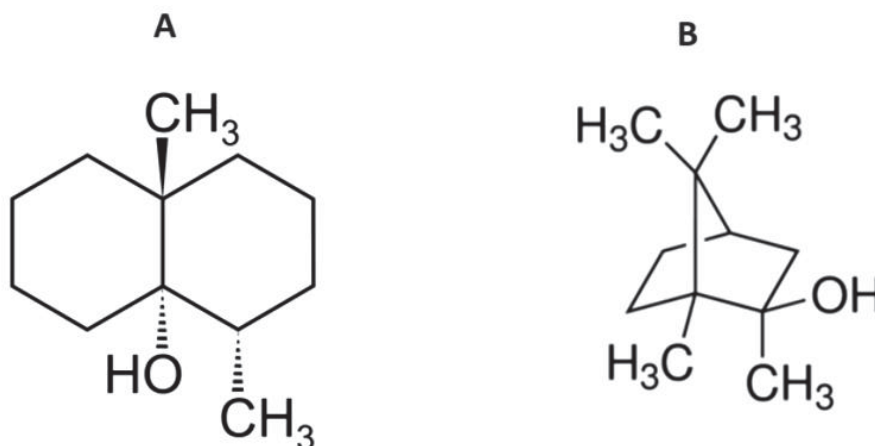
3.1.1 Padrão de MIB e geosmina

O padrão utilizado para simular gosto e odor nos ensaios com a água tratada possui as seguintes características:

- Nome do produto: Geosmina e MIB
- Marca: SIGMA ALDRICH
- Número de Catálogo: SIGCRM47525
- CAS Number: N/A
- Fórmula Molecular: Trans-1,10-dimetil-trans-9 decalol- $C_{12}H_{22}O$ e 2-metilisoborneol- $C_{11}H_{20}O$
- Pureza: > 98%.
- Peso Molecular: 182,3 e 168.28 respectivamente
- Número do Lote: LRAB8931
- Forma de apresentação: ampola de vidro com volume de 1 mL e concentração de $100 \mu g.mL^{-1}$ diluído em metanol.

A seguir são descritas as principais características do padrão de gosto e odor e sua estrutura molecular (Figura 15).

FIGURA 15 – ESTRUTURAS MOLECULARES DA GEOSMINA A ESQUERDA (A) E DO MIB A DIREITA (B).



FONTE: O autor (2023).

Os reagentes utilizados para eluição da solução de MIB e geosmina foram grau HPLC. Sendo eles: etanol, acetonitrila e metanol. Os demais reagentes utilizados nas outras etapas deste trabalho possuíam grau de pureza adequado ao tipo de experimento a ser realizado. Os reagentes em pó ou granulado foram secos em estufa para reduzir a umidade destes, com a função de manter a concentração das soluções com o menor erro possível.

3.1.2 Fármaco – Cloridrato de Fluoxetina

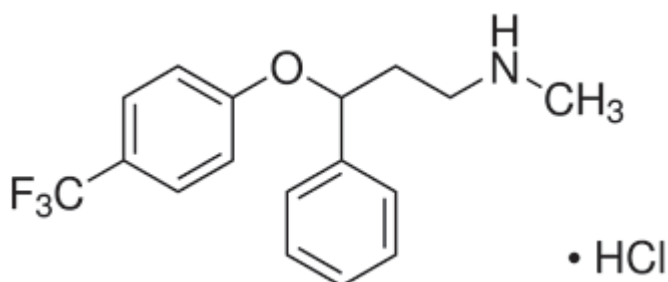
O fármaco utilizado na proposta de tratamento possui as seguintes características:

- Nome do produto: Fluoxetine hydrochloride
- Marca: SANTA CRUZ
- Número de Catálogo: sc-201125^a
- CAS Number: 56296-78-7
- Formula Molecular: $C_{17}H_{18}F_3NO \cdot HCl$
- Pureza: > 98%
- Peso Molecular: 345,79
- Número do Lote: C1417
- Forma de apresentação: Frascos de vidro âmbar contendo 50 mg do sal cloridrato de fluoxetina na forma de pó.

A seguir são descritas as principais características do fármaco e sua estrutura

molecular (Figura 16).

FIGURA 16– ESTRUTURA MOLECULAR DO CLORIDRATO DE FLUOXETINA.



FONTE: O autor (2023).

Os reagentes utilizados para injeção da fluoxetina em cromatógrafo líquido também foram de grau HPLC como os usados no caso do poluente MIB e geosmina.

3.1.3 Carvão Ativado Granular - CAG

O carvão ativado utilizado para servir de substrato para a inoculação microbiológica possui as seguintes características (Labsynth, 2022):

- Nome do produto: carvão ativo granulado
- Marca: LABSYNTH
- Características: Granulo, negro, inodoro
- Diâmetro médio dos grãos: entre 1 a 2 mm.
- CAS Number: 7440-44-0
- Número do Lote: 257756
- Forma de apresentação: Frasco de plástico na cor preta contendo 1 kg de carvão no formato granular.

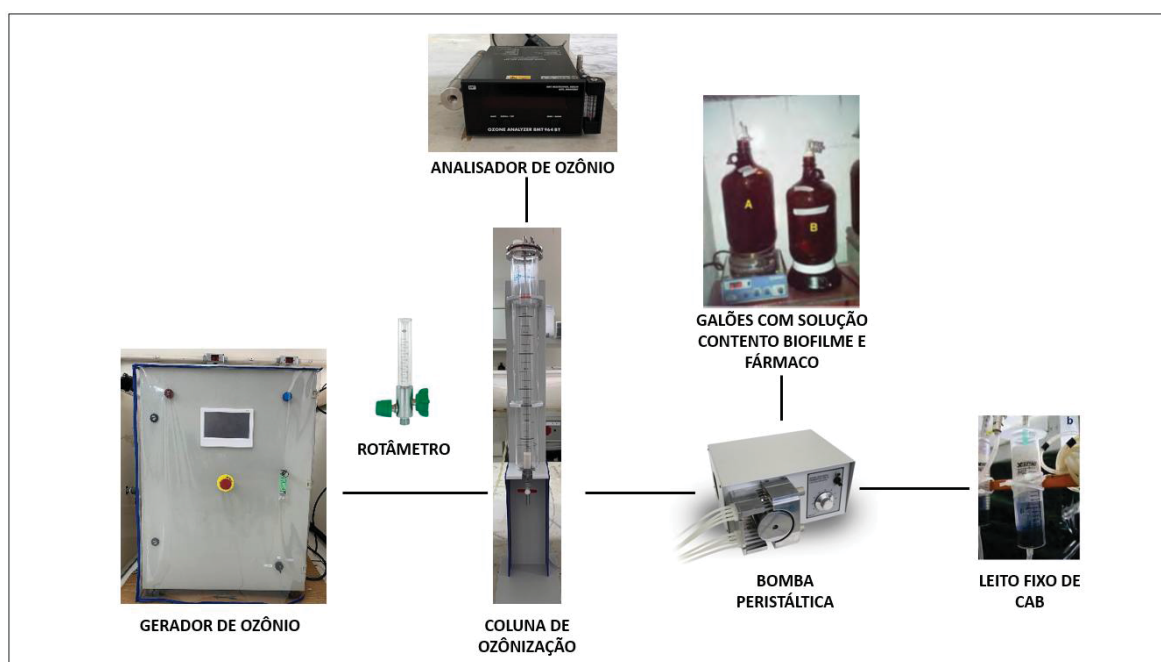
3.1.4 Equipamentos

Neste trabalho foram utilizados os seguintes equipamentos para promover os testes de tratabilidade por ozonização e CAB que podem ser visualizados na Figura 17:

- Analisador de ozônio gasoso em linha da marca BMT, modelo 964;
- Coluna de ozonização de vidro marca Philozon com capacidade para 1 litro de amostra;
- Difusor de sílica em formato cúbico para transferência do gás O₃ para a amostra;

- Destruidor de ozônio da marca Philozon (acoplado a coluna de ozonização de vidro);
- Gerador de ozônio industrial, marca Philozon, modelo IDP 5 com concentrador de oxigênio 10 LPM.
- Rotâmetro 0 a 15 L.min⁻¹ fêmea da marca Protec;
- Bomba peristáltica, marca Milan, modelo BP600/4, quatro canais, vazão por canal de 0,8 ml.min⁻¹ à 25 ml.min⁻¹;
- Galões âmbar de capacidade 4L contendo o biofilme e solução com poluentes;
- Colunas de leito fixo (seringas de vidro com bico metálico) com dimensões de 12 cm de altura por 1,2 cm de diâmetro interno, marca Arti Glass de capacidade 20 ml;

FIGURA 17 – EQUIPAMENTOS UTILIZADOS NOS ENSAIOS DE OZONIZAÇÃO E BIOFILTRAÇÃO COM CAB.



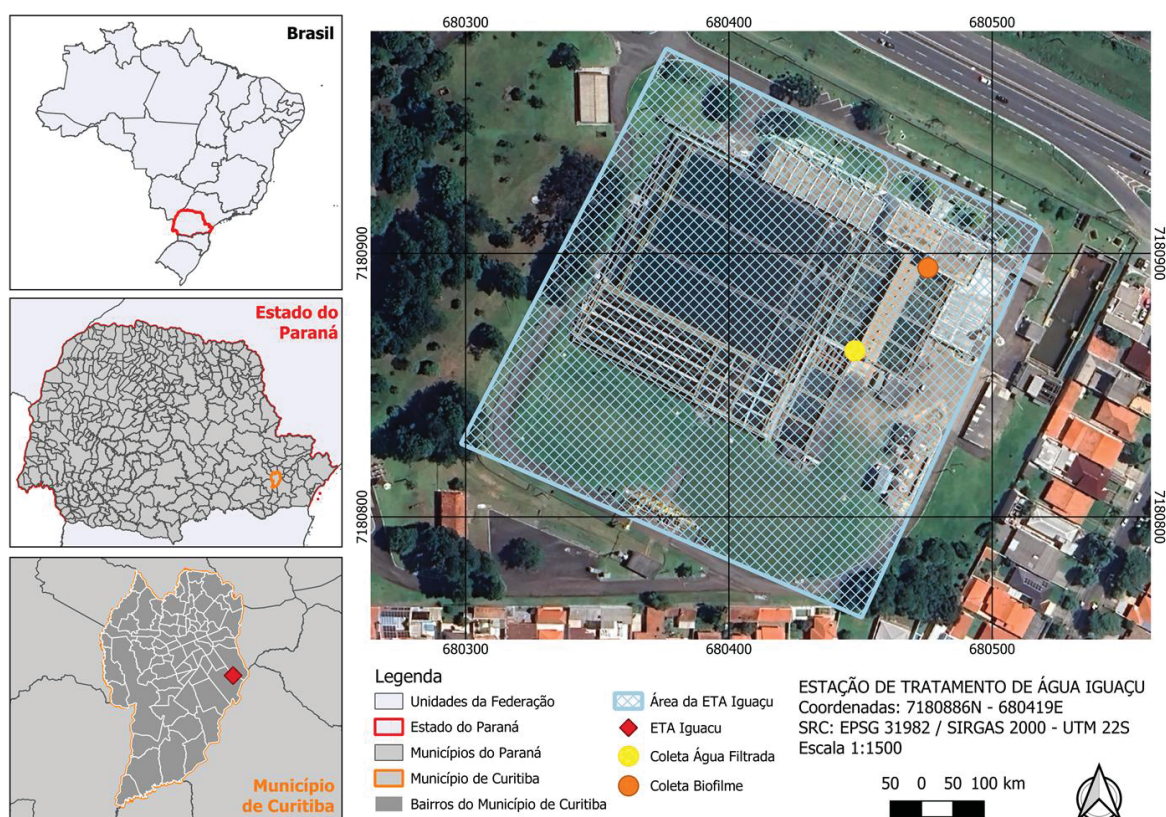
FONTE: O autor (2023).

3.1.5 Características da matriz aquosa

A matriz aquosa considerada neste estudo foi a água filtrada da ETA - Estação de Tratamento de Água do Iguaçu, coletada após a etapa de filtração (Figura 18). Considerada a maior ETA do estado do Paraná, está localizada defronte a BR-277, na Rua Atílio Pioto, 930, bairro Cajuru, Curitiba/PR, coordenadas -25°28'40.0"S e 49°12'15.3"W de propriedade da Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR.

A água bruta que alimenta a ETA provém do reservatório do Irai (coordenadas 25°23'46"S e 49°05'48"W) situado na cidade de Piraquara, na RMC (com volume 58 milhões de m³, área superficial de 14 km² e profundidade média de 4,73 m) e também do Rio Pequeno. O objetivo de usar a matriz real, foi avaliar a capacidade de remoção dos micropoluentes em estudo dentro da água real em tratamento na ETA, buscando demonstrar a eficiência real de remoção destes micropoluentes e gerando dados para uma futura operação em escala real na estação.

FIGURA 18 – LOCALIZAÇÃO DA ETA IGUAÇU E PONTOS DE RETIRADA DA ÁGUA FILTRADA PARA OS TESTES E DO BIOFILME PARA INOCULAÇÃO DO CAG.



FONTE: O autor, adaptado de Google Maps (2025).

A caracterização físico-química e microbiológica da matriz aquosa e biofilme consideraram ensaios de turbidez, cor, pH, condutividade, DQO – Demanda Química de Oxigênio, DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio, COD – Carbono Orgânico Dissolvido, perfil de sólidos (totais, dissolvidos e suspensos), coliformes totais e termotolerantes e absorbância UV254.

3.2 MÉTODOS

3.2.1 Preparação das soluções mãe dos poluentes a serem estudados

A preparação das soluções mãe concentradas dos poluentes seguiram os seguintes procedimentos:

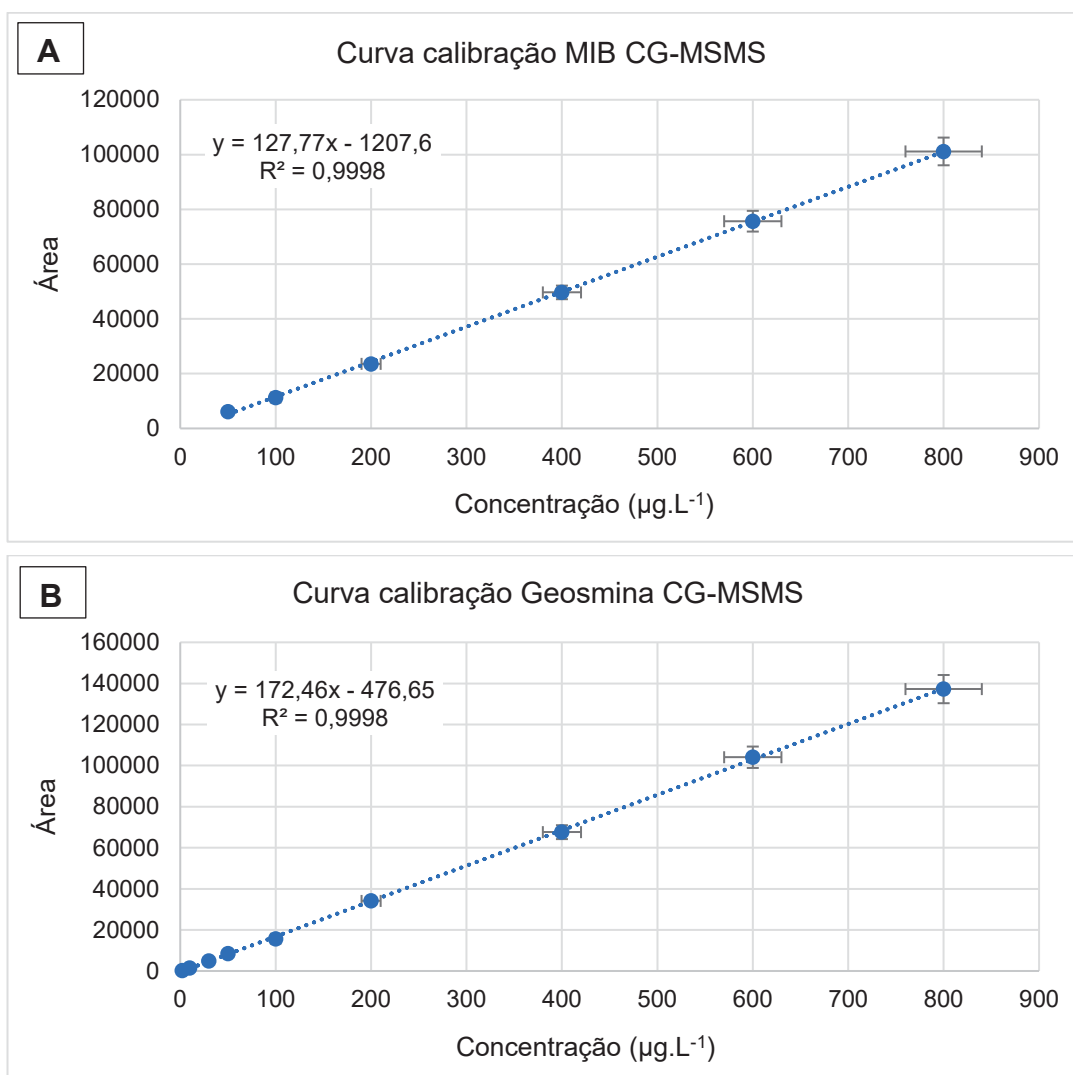
- MIB e Geosmia: foi misturado o conteúdo de uma ampola de 1 mL do padrão cromatográfico de MIB e geosmina de concentração $100 \mu\text{g.mL}^{-1}$ (Sigma, 2022) citado no item 3.1.1 e avolumado com água ultrapura em balão volumétrico de 100 mL, gerando uma solução com concentração inicial de $1 \mu\text{g.mL}^{-1}$. A solução foi acondicionada em frasco de vidro âmbar de 250mL em geladeira a 4°C ;
- Fluoxetina: foi misturado o conteúdo de um frasco de 50 mg do sal de cloridrato de fluoxetina (Santa Cruz, 2021) citado no item 3.1.2 e avolumado com água ultrapura em balão volumétrico de 1000 mL, gerando uma solução com concentração inicial de 50 mg.L^{-1} ou 1000 doses de 1 mL de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentração. A solução foi acondicionada em frasco de vidro âmbar de 1000 mL em geladeira a 4°C até seu uso nos experimentos.

3.2.2 Métodos analíticos de quantificação dos poluentes antes e após processo de tratamento

3.2.2.1 Análises do MIB e geosmina em HPLC CG/MSMS

A determinação a concentração do MIB e geosmina (afluente e efluente dos tratamentos) foi efetuada em um cromatógrafo gasoso de alta eficiência (Modelo 7890A, MS/MS 7000, marca Agilent). Os picos cromatográficos foram obtidos em uma coluna cromatográfica DB-5 30m X 0,25 um X 0,25 mm com injeção líquida de $1 \mu\text{L}$ de solvente metanol. Fluxo de hélio de $1,0 \text{ mL/min}$ com rampa de aquecimento de 50°C por 1 min e tempo de corrida de 19 minutos. O tempo de retenção para MIB foi de 9,658 min e para geosmina de 12,858 min. A curva analítica para calibração do equipamento para o MIB e a GSM já foram construídas no intervalo de $25 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $800 \mu\text{g.L}^{-1}$ considerando a pré-concentração de 100 vezes da concentração de trabalho que foi de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$. As curvas foram geradas com quantidade de 6 pontos para MIB (A) a qual obteve-se para o ajuste da reta um R^2 de 0,9998 e de 7 pontos para GSM (B) com um R^2 de 0,9998. O limite de quantificação (LQ) do método para MIB atingiu $0,34 \mu\text{g.L}^{-1}$ e o limite de detecção (LD) em $0,11 \mu\text{g.L}^{-1}$. Para a geosmina o LQ atingiu $0,18 \mu\text{g.L}^{-1}$ e o LD ficou em $0,06 \mu\text{g.L}^{-1}$. As curvas para estes poluentes estão apresentadas na Figura 19.

FIGURA 19 – CURVAS ANALÍTICAS OBTIDAS PARA MIB (A) E GSM (B) EM CROMATÓGRAFO HPLC-CGMSMS.



FONTE: O autor (2024).

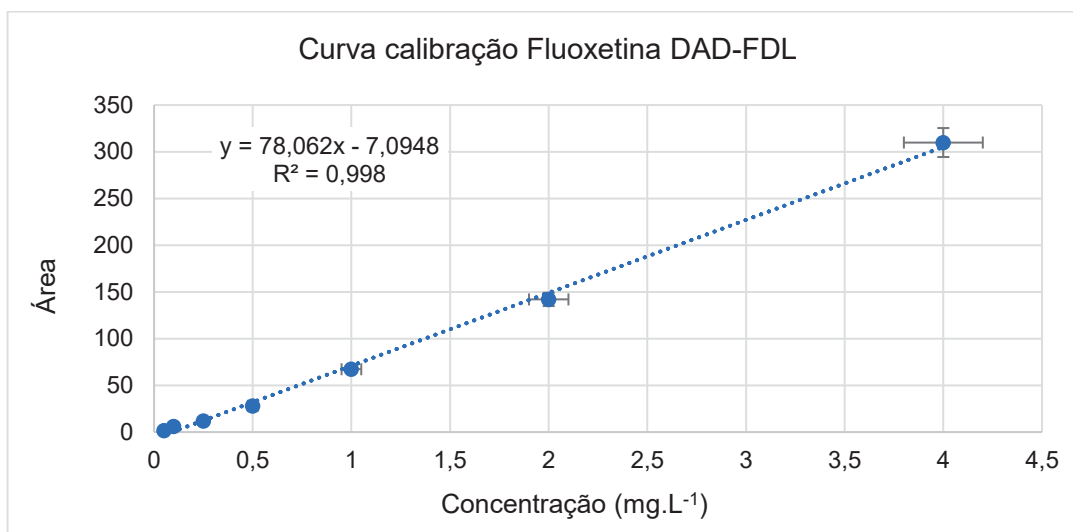
Um teste de exatidão do método também foi realizado considerando três concentrações pré-definidas. Foram preparadas amostras pré concentradas (100x) com 30, 300 e 700 µg.L⁻¹ e efetuados testes de detecção da concentração em HPLC onde foram obtidos para MIB: $29,08 \pm 3,25$ µg.L⁻¹ de concentração para o primeiro ponto (96,94% de exatidão), $291,43 \pm 34,45$ µg.L⁻¹ de concentração para o segundo ponto (97,14% de exatidão) e $742,19 \pm 13,43$ µg.L⁻¹ de concentração para o terceiro ponto (106,02% de exatidão). Para geosmina: $31,05 \pm 9,98$ µg.L⁻¹ de concentração para o primeiro ponto (103,52% de exatidão), $293,36 \pm 27,97$ µg.L⁻¹ de concentração para o segundo ponto (97,78% de exatidão) e $750,61 \pm 6,00$ µg.L⁻¹ de concentração para o terceiro ponto (103,23% de exatidão).

Devido ao processo de extração dos poluentes ter ocorrido via SPE, também foram realizados testes de validação dos cartuchos de extração C18 utilizados. Foram preparadas amostras com 1,0, 3,5 e 7,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, pré-concentradas em cartucho 100 vezes e efetuados testes de detecção da concentração em HPLC onde foram obtidos para MIB: $109,50 \pm 2,78 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentração para o primeiro ponto (109,5 % de recuperação), $316,57 \pm 37,31 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentração para o segundo ponto (90,45% de recuperação) e $732,35 \pm 74,99 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentração para o terceiro ponto (104,62% de recuperação). Para geosmina: $106,59 \pm 3,14 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentração para o primeiro ponto (106,59% de recuperação), $326,60 \pm 14,13 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentração para o segundo ponto (93,31% de recuperação) e $685,01 \pm 56,21 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentração para o terceiro ponto (97,86% de recuperação). Os testes de exatidão e validação de cartuchos ficaram dentro da faixa recomendada de limite de variação que é entre 80 a 120%.

3.2.2.2 Análises da fluoxetina em HPLC-DAD-FDL E HPLC-LCMSMS

Inicialmente, para a determinação da concentração da fluoxetina (afluente e efluente dos tratamentos) foi efetuada em um cromatógrafo líquido de alta eficiência (Modelo 1260 Infinity, marca Agilent.) acoplado coluna cromatográfica. A metodologia foi adaptada de Simão (2016). As separações dos picos cromatográficos foram realizadas em uma coluna cromatográfica Hypersil BDS C18 150 x 4,6 mm 5 μm . As fases móveis constituíram-se de Tampão de fosfato pH 3,55 (fase A) e acetonitrila – ACN (fase B). O uso de um gradiente que entre 0-5 min 35% de Fase B e de 5 -20min 50% de Fase B por 35 minutos (a temperatura de 30°C) com fluxo de 0,5 mL/min. O processo de fluorescência ocorreu com excitação em comprimento de onda 230nm e emissão em 290 nm e tempo de retenção de 18,8 min. O volume de injeção das amostras foi de 50,0 μL , sendo as amostras analisadas em triplicata. A identificação do fármaco foi efetuada de acordo com o seu respectivo tempo de retenção e através de cada perfil espectrofotométrico, no comprimento de onda específico de detecção do composto. A curva analítica para calibração deste equipamento para a FLX foi construída no intervalo de 0,05 ppm a 4 ppm considerando o intervalo inicial a capacidade de detecção do equipamento e o ponto final considerado a quantidade de 7 pontos para geração da curva. Para esta curva de calibração obteve-se para o ajuste da reta um R^2 de 0,998. A curva está apresentada na Figura 20.

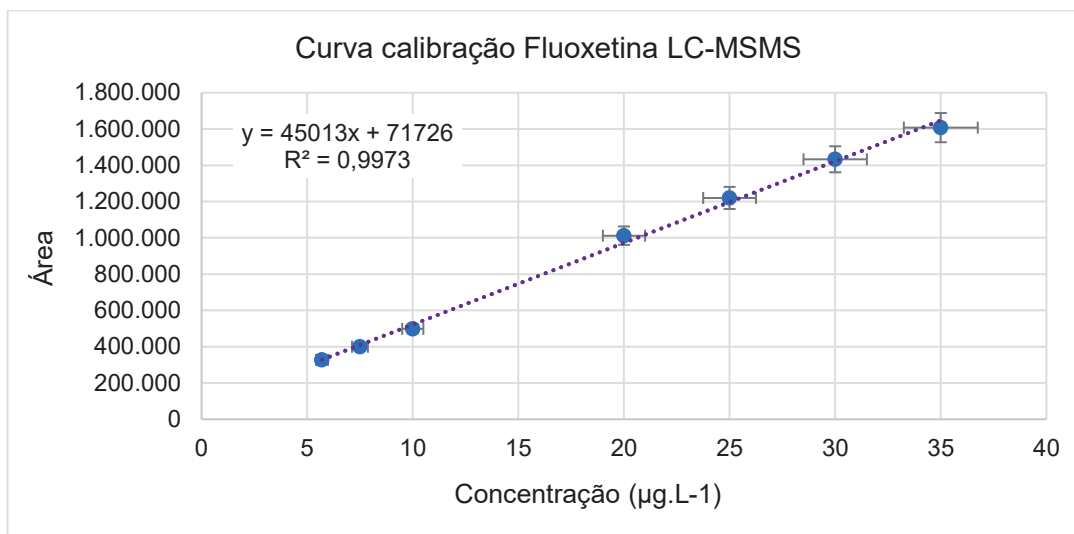
FIGURA 20 – CURVA ANALÍTICA OBTIDA PARA FLUOXETINA EM CROMATÓGRAFO HPLC-DAD-FDL COM SETE PONTOS.



FONTE: O autor (2024).

Devido a faixa de concentração do fármaco nos testes de calibração ter sido considerada alta, se optou por fazer uma nova curva analítica para calibração em equipamento HPLC de maior precisão, um cromatógrafo líquido de massa-massa (LCMSMS) acoplado a uma coluna HPLC column Shim-pack XR-ODS III 2.2um 150mm x 2.0mm, na temperatura de trabalho de 40°C, fase móvel utilizando HCOOH 0,1% (A) / ACN 0.1%HCOOH (B) e fluxo de 0,3 mL.min⁻¹. Foi injetando de 5 uL de amostra contendo FLX e esta foi vaporizada com fluxo de gás nitrogênio a 10 L.min⁻¹ e temperatura de 300°C. A curva construída ficou no intervalo de 5 µg.L⁻¹ a 40 µg.L⁻¹ considerando o intervalo inicial a capacidade de detecção do equipamento e o ponto final considerado a quantidade de 7 pontos para geração da curva. Foi obtido um R² de 0,9973 para a curva de calibração. O LQ do método ficou em 5,12 µg.L⁻¹ e o LD em 1,69 µg.L⁻¹. A curva está apresentada na Figura 21.

FIGURA 21 – CURVA ANALÍTICA OBTIDA PARA FLUOXETINA EM CROMATÓGRAFO HPLC-LC/MS/MS COM SETE PONTOS.



FONTE: O autor (2024).

Para a fluoxetina, também foi realizado teste de exatidão do método considerando três concentrações pré-definidas. Foram preparadas amostras com 18, 22 e 28 µg.L⁻¹ e efetuados testes de detecção da concentração em HPLC onde foram obtidos $17,10 \pm 0,32$ µg.L⁻¹ de concentração para o primeiro ponto (95,05% de exatidão), $20,79 \pm 0,32$ µg.L⁻¹ de concentração para o segundo ponto (94,51% de exatidão) e $24,89 \pm 0,24$ µg.L⁻¹ de concentração para o terceiro ponto (88,87% de exatidão). O teste de validação para fluoxetina também ficou dentro da faixa recomendada que é de 80 a 120%.

3.2.2.3 Remoção dos poluentes

Os experimentos de ozonização e ozonização seguida de biofiltração em reator de carvão ativado biológico foram realizados no LABEAM e LABSAN. O ozônio foi produzido por meio de um gerador marca Philozon, com capacidade máxima nominal de produção de ozônio de até 60 mg.L⁻¹ na condição de produção máxima em 100% e vazão de 1 L.m⁻¹.

Com a finalidade de reduzir contaminações externas, as vidrarias e outros materiais utilizados nos ensaios seguiram os procedimentos de preparo e descontaminação dos materiais descritos nas NBR's 9897 e 9898 (ABNT, 1987a, 1987b). Antes da realização das análises os materiais foram lavados utilizando detergente Extran neutro 5% (v/v), submetidos à uma solução de ácido clorídrico 10% (v/v) durante 24 horas. Após este período, os materiais foram lavados com água

deionizada. As vidrarias volumétricas foram secas à temperatura ambiente e o restante do material foi submetido à mufla a 550°C por 4 horas.

A avaliação do percentual de remoção dos poluentes (MIB, geosmina e FLX) testados é estabelecida por meio da equação (6) a seguir:

EQUAÇÃO 6 - PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE POLUENTES.

$$R = \frac{G-F}{G} . 100 \quad (6)$$

Onde:

R= remoção dada em porcentagem (%);

G= valores quantificados na amostra afluyente do filtro;

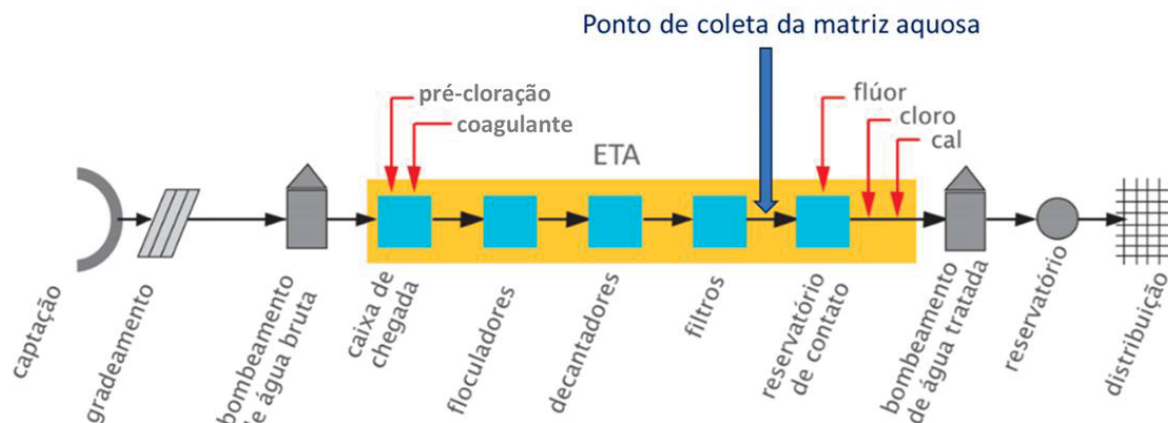
F= valores quantificados na amostra efluente do filtro.

3.2.3 Ensaio de tratamento

3.2.3.1 Confeção da matriz aquosa para os testes

A matriz aquosa considerada neste estudo foi a água filtrada da ETA que representa o ponto de coleta no fluxograma da ETA antes da cloração final para envio a rede de distribuição (Figura 22). Esta matriz foi escolhida para os ensaios para que houvesse maior controle da concentração dos poluentes. O objetivo foi fazer o uso da água antes do processo de cloração para evitar que o cloro atacasse os microrganismos dos leitos de CAB, uma vez que estes são sensíveis a capacidade de desinfecção do cloro usado na estação. A proposta de usar água de um processo de tratamento real foi buscar atingir as condições operacionais que poderão ser enfrentadas pela ETA caso o sistema combinado de O₃+CAB seja escalado nas instalações onde a matriz aquosa foi coletada.

FIGURA 22 – FLUXOGRAMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA – ETA IGUAÇU COM O PONTO DE COLETA DA MATRIZ AQUOSA PARA OS TESTES.



FONTE: O autor (2023).

3.2.3.2 Ensaios de calibração com gerador de ozônio

Ensaios de calibração do gerador de ozônio foram executados para verificar a condição real de geração de O_3 considerando as condições locais onde o equipamento estava instalado. Efetuou-se testes utilizando um analisador de ozônio BMT 964 que possui limitação de operação com fluxo máximo de $0,5 \text{ L.min}^{-1}$ e concentração máxima de ozônio (O_3) de 50 g.Nm^{-3} . As potências avaliadas do gerador foram de 100, 90, 80, 70, 60, 50, 40, 30, 20 e 10%, na ordem decrescente, visando começar com o cenário de maior concentração para o de menor concentração. Os fluxos foram avaliados nos pontos de vazão de 10, 8, 6, 4 e 2 L.min^{-1} , neste caso a ordem decrescente foi adotada para verificar a concentração produzida em cada potência a partir da menor concentração possível, levando em conta as limitações do analisador.

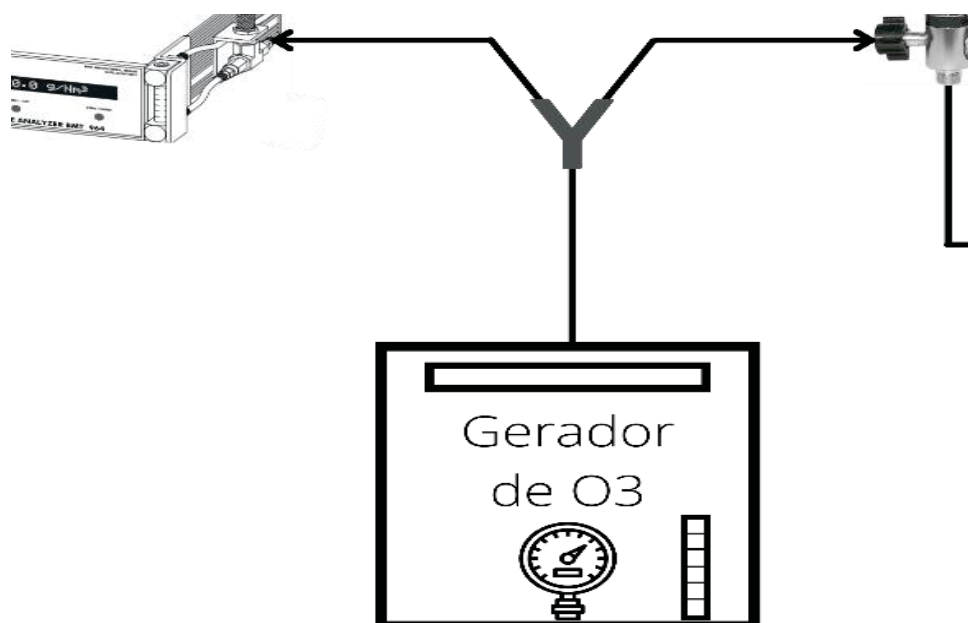
As datas da realização dos testes foram os dias 20, 21, 27 e 28/09/2022. Antes da realização dos ensaios o gerador de O_3 foi ligado e posto em funcionamento por 20 min para a aclimação do equipamento. Pelo mesmo motivo, a leitura das concentrações, após a variação das condições experimentais, também foi feita com intervalos de pelo menos 15 min. A Tabela 11 apresenta as condições climáticas e datas dos experimentos.

TABELA 11 - CONDIÇÕES CLIMÁTICAS NAS DATAS DOS EXPERIMENTOS DE CALIBRAÇÃO.

Data	Temperatura (°C)	Humidade relativa (%)
20/09/22	12 – 22	~ 80
21/09/22	11 – 15	~ 80
27/09/22	12 – 15	~ 80
28/09/22	13 – 16	~ 80

A Figura 23 exemplifica a configuração experimental dos ensaios, sendo que nesta configuração o rotômetro foi utilizado como controlador de fluxo, considerando as limitações do analisador de ozônio.

FIGURA 23 – CONFIGURAÇÃO EXPERIMENTAL PARA OBTENÇÃO DA CONCENTRAÇÃO REAL GERADA PELO GERADOR.



FONTE: O autor (2023).

Após os testes de calibração, para obtenção da geração real de ozônio pelo gerador, ocorreram nos dias 16 e 23/11/2022 a avaliação da concentração de O₃ que foi injetada na amostra e na corrente de off gas que saía da coluna de ozonização e que iria para o destruidor de gases. Os testes foram feitos considerando as potências do gerador em 10%, 15%, 20% e 25% na ordem crescente, visando começar com o cenário de maior concentração para o de menor concentração. Os fluxos foram avaliados nos pontos de vazão 2 e 3 L.min⁻¹, em ordem crescente para verificar a concentração produzida em cada potência a partir da maior concentração possível, levando em conta as limitações do analisador. A Tabela 12 apresenta as condições climáticas e data dos experimentos.

TABELA 12 - CONDIÇÕES CLIMÁTICAS NAS DATAS DOS EXPERIMENTOS DE AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE O₃ INJETADA NA AMOSTRA E NO OFF GAS.

Data	Temperatura (C°)	Humidade relativa (%)
16/11/22	18 – 22	~ 75
23/11/22	20 – 26	~ 65

A metodologia considerou neste experimento medir a concentração da corrente de off gas nos minutos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 para verificar a estabilização

da concentração e a partir do minuto 11 ao 15 era avaliada a concentração de ozônio no injetado na amostra de água deionizada dentro da coluna de ozonização. Esta operação foi necessária uma vez que o laboratório possui apenas um analisador de ozônio, o que não permitiu a leitura ao mesmo tempo das duas correntes (off gás e injetado). Para cada condição do ensaio, foram feitos testes em quadruplicata.

3.2.3.3 Medição da concentração de ozônio produzida pelo equipamento e no off gas

Para a quantificação da concentração de ozônio produzida pelo gerador de ozônio, foi utilizado um analisador de ozônio gasoso, da marca BMT, modelo 964 que foi conectado a linha de geração de ozônio que levava a coluna de ozonização por uma conexão do tipo T que realizava a leitura em tempo real da concentração do ozônio injetado da amostra.

A quantificação de ozônio no off gas da amostra, atmosfera concentrada de ozônio que saía da coluna de ozonização, foi medida também com o analisador de ozônio gasoso, de mesma marca e modelo conectado na saída da coluna de ozonização.

3.2.3.4 Medição da concentração de ozônio dissolvida na matriz aquosa

Para a quantificação da concentração de ozônio dissolvida na matriz aquosa, foi considerado o cálculo seguindo o método colorimétrico, utilizando o corante índigo como reagente (Apha, 2017). O índigo possui apenas uma dupla ligação em sua cadeia molecular, desta forma o ozônio só pode reagir neste ponto da molécula. Esta reação faz com que a coloração inicial do reagente, azul, perca intensidade de forma proporcional à concentração de ozônio em solução.

Após a ozonização da água tratada, foi coletada uma amostra de 10 mL em um frasco específico para leitura no equipamento espectrofotômetro. Nesta amostra foi adicionado 1 mL do reagente índigo e a cubeta foi posicionada no espectrofotômetro para leitura da absorbância no ponto de 600 nm. O cálculo da concentração de ozônio em solução foi realizado utilizando a equação (7):

EQUAÇÃO 7 - CONCENTRAÇÃO DO OZÔNIO DISSOLVIDO EM SOLUÇÃO.

$$\text{mg O}_3\cdot\text{L}^{-1} = \frac{100 \times \Delta A}{f \times b \times V} \quad (7)$$

Onde,

ΔA = diferença entre a absorbância da amostra ozonizada e a absorbância do branco;

f = constante de proporcionalidade a 600 nm ($0,42 \text{ L.cm}^{-1}.\text{mg}^{-1}$);

b = caminho óptico da cubeta (cm);

V = volume da amostra (mL).

Os testes de validação da concentração do ozônio produzido pelo gerador em linha e o ozônio dissolvido na amostra foram feitos utilizando o tempo de contato de 10 minutos e como meta para atingir uma concentração dissolvida de $\sim 2 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$ de ozônio na amostra, concentração esta usualmente e suficientemente utilizada para oxidação de compostos orgânicos em matrizes aquosas.

3.2.3.5 Método analítico de quantificação dos poluentes

3.2.3.5.1 Quantificação do MIB e Geosmina

O método analítico para quantificar o MIB e Geosmina antes e após os experimentos de ozonização e biofiltração foi a cromatografia gasosa de alta eficiência. Para a avaliação de cada etapa do tratamento, foi necessário coletar amostras em cada fase do processo de tratamento que foi composto das seguintes etapas: a) batelada inicial com a concentração inicial dos poluentes; b) após a oxidação por O_3 ; c) após tratamento por $\text{O}_3 + \text{CAB}$. As amostras de cada fase do tratamento foram coletadas em garrafas de vidro âmbar de volume de 1.000 mL. As amostras foram mantidas a 4°C até a chegada ao laboratório. A extração em fase sólida (SPE) utilizou a metodologia adaptada de Böger *et al.* (2020) e foi realizada no laboratório LEAQUA da UTFPR. Cartuchos do modelo Cleanert ODS C18, da marca Agela Technologies e capacidade 200 mg / 3 mL (Made in China) foram acoplados a um coletor de vácuo Waters (Milford, Massachusetts, EUA) permitindo um fator de concentração de 200 vezes. Os cartuchos de SPE foram acondicionados com 10 mL de metanol seguido de 10 mL de água ultrapura. Uma amostra de 200 mL de água do tratamento foi pré-concentrada através do cartucho a uma vazão constante de 10 mL.min^{-1} . Em seguida, os cartuchos foram secos em fluxo de ar constante por 2 min, e os analitos foram eluídos em 2 mL de metanol e acondicionado em vials de vidro que posterior injeção em HPLC-CG-MSMS. A pré-concentração foi realizada com um protocolo simples e rápido, permitindo um fator de concentração de 100 vezes.

3.2.3.5.2 Quantificação da fluoxetina

O método analítico para quantificar a FLX antes e após os experimentos de ozonização e biofiltração foi a cromatografia líquida de alta eficiência. As coletas e etapas do tratamento seguiram a mesma sequência para MIB e geosmina: a) batelada inicial com a concentração inicial dos poluentes; b) após a oxidação por O₃; c) após tratamento por O₃ + CAB. As amostras de cada fase do tratamento foram coletadas em garrafas de vidro âmbar de volume de 1.000 mL. Nesta a metodologia, adaptada de Silva *et al.* (2019) e Simão (2016), não foi necessária extração em fase sólida, sendo efetuada apenas a coleta de 2 mL de cada amostra que foi filtrada em filtro de seringa Ø 25mm x 0,22 µm, PTFE hidrofílico, marca Filtrilo. Em seguida o filtrado foi armazenado em kit vial com tampa com capacidade para 2 mL. As amostras foram levadas ao LAMEAA – Laboratório Multiusuário de Equipamentos e Análises Ambientais para as análises cromatográficas em HPLC-LC-MSMS.

3.2.3.6 Método de quantificação do COD

Para a quantificação do COD - carbono orgânico dissolvido das amostras foi necessário preparo preliminar das amostras. Foram separados 100 mL de cada amostra e estas filtradas em membrana de acetato de celulose (0,45 µm) para remoção do material particulado e reservadas em frascos de vidro âmbar previamente calcinados a 550°C e acidificadas com uma gota de ácido sulfúrico. Após esta etapa as amostras foram borbulhadas por 20 min em fluxo de N₂ para remoção do carbono inorgânico. Para determinação da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD), foi aplicado o método analítico 5310 B – Método de Combustão a Alta Temperatura com equipamento Analisador de Carbono Orgânico Total, marca Shimatzu, modelo TOC-VCPH e para os constituintes orgânicos das amostras também foram realizadas análises de absorbância UV254 utilizando o método 5910 B – Método de Absorção no Ultravioleta em espectrofotômetro da marca Kasuaki. Ambas as análises preconizadas por Apha (2005).

3.2.3.7 Método de avaliação qualitativa e quantitativa da matéria orgânica

A análise qualitativa da matéria orgânica recalcitrante foi realizada por espectroscopia de fluorescência. De acordo com Carstea (2012), esta técnica é uma abordagem promissora para avaliação dos componentes orgânicos aquáticos e

poluentes orgânicos devido a sua rápida análise e alta sensibilidade. O preparo das amostras considerou separar 100 mL de cada amostra e estas filtradas em membrana de acetato de celulose (0,45 μm) para remoção do material particulado e reservadas em frascos de vidro âmbar previamente calcinados a 550°C. Nesta pesquisa foi utilizada a técnica de matrizes de excitação-emissão (MEE), com auxílio dos equipamentos do LAMAQ (Laboratório Multiusuário de Análises Químicas), do Departamento de Química e Biologia (UTFPR). Os espectros de fluorescência foram obtidos com o auxílio do fluorímetro Cary Eclipse (Varian Inc), em cubeta de quartzo com caminho ótico de 1 cm e água pura como branco. Os comprimentos de onda (λ) de excitação e emissão foram entre 200 nm e 600 nm com um intervalo de 5 nm e velocidade de leitura de 1.200 nm min⁻¹ (modo fast).

O espectrofotômetro UV-Vis Varian, modelo Cary 50, foi utilizado para determinar as absorbâncias entre 200 nm e 600 nm, com intervalo de 1 nm, e velocidade de leitura de 600 nm min⁻¹ (modo médium). A criação das matrizes (MEE) e o cálculo dos índices de fluorescência e ultravioleta, foram realizados com o auxílio do software Origin PRO 2024. As matrizes foram normalizadas utilizando os valores de carbono orgânico dissolvido (COD), as absorbâncias de UV-Vis e a banda Raman (espalhamento) da água.

3.2.4 Experimentos com carvão ativado granular – CAB em coluna de leito fixo

3.2.4.1 Caracterização do Carvão Ativado Granular

Os ensaios para a determinação da área de superfície específica, o tamanho dos poros e o volume dos poros foram realizados pelo método BET (Brunauer, Emmett, Teller). As isotermas de N₂, a adsorção/dessorção foi determinada pelo método BJH (Barrett, Joyner e Hallena) usando o equipamento Quantachrome NOVA Win a uma temperatura de 77 K. As amostras foram desgaseificadas a 120 °C por 4 h antes da análise (Prado, 2018).

A aromaticidade do CAG foi determinada por um microscópio confocal Witec Alpha 300 R Raman, com resolução lateral de 200 nm, potência do laser de 69,6 mW e comprimento de onda de excitação de 532 nm, com resolução lateral de 200 nm, resolução vertical de 500 nm. Os dados foram suavizados pelo método Savitksi-Golay de 10 pontos no software Origin PRO 2024.

Os grupos funcionais foram identificados por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) em 15/09/2023 no LaMIV – Laboratório de Microscopia Infravermelho do Departamento de Química da UFPR. Em espectrofotômetro Varian 604-IR usando o método de pellets KBr. Essas análises foram realizadas através de 16 varreduras com resolução de 4 cm^{-1} na faixa entre 4000 cm^{-1} e 400 cm^{-1} .

A morfologia, as características superficiais e a composição elementar do carvão foram realizadas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) e espectroscopia de energia dispersiva de raios X (EDS). Micrografias eletrônicas foram produzidas utilizando um microscópio eletrônico TESCAN VEGA3 LMU operando a 15 kV. Resolução de 3 nm com magnificações de até 60.000X. Imagens com pressão controlada entre 3 a 500 Pa. Análise de aspectos tridimensionais por estereoscopia de elétrons secundários processadas pelo programa Mex da Alicona. O sistema de análise química do tipo EDS (Oxford) utilizou software AZ Tech (Advanced) com detetor tipo SDD de 80 mm^2 . As amostras foram fixadas em suporte de alumínio com fita de cobre e metalizadas com pó dourado em secador de ponto crítico Balzer Union FL 9496 (SCD 030) sob pressão de 0,1 mbar.

Para a determinação do pH, uma massa de 10 g do CAG foi misturada com 25 ml de água de osmose pura na proporção de 1:2,5. A mistura foi agitada por 60 segundos e deixada descansar por 1 h. Após esse período, foi utilizado um medidor de pH (Hach HQ40d multi) para determinar o pH da mistura (Embrapa, 2017).

Por fim, para o cálculo da porosidade do leito de carvão ativado foi considerando a densidade real do carvão ativado ($\rho_m = 2,0\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$), valor típico relatado por Bedia e Belver (2022) e Scholz (2023). A densidade aparente do leito foi calculada pela equação (8) a seguir:

EQUAÇÃO 8 - DENSIDADE APARENTE DO LEITO.

$$\rho_{\text{bulk}} = \frac{m}{V_{\text{leito}}} \quad (8)$$

Onde:

m = Massa de CAG (g)

V_{leito} = Volume do leito (cm^3)

O cálculo da densidade de partícula (incluindo poros intrapartícula) é dado pelas equações 9, 10 e 11 a seguir:

EQUAÇÃO 9 - VOLUME DA MATRIZ SÓLIDA.

$$V_{sólido} = \frac{1}{\rho_m} \quad (\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}) \quad (9)$$

Onde:

$$\rho_m = 2,0 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$$

EQUAÇÃO 10 - VOLUME TOTAL DA PARTÍCULA (MATRIZ + POROS INTRAPARTÍCULA).

$$V_{part} = V_{sólido} + V_{poro} \quad (\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}) \quad (10)$$

Onde:

$$V_{sólido} = \text{Volume da matriz sólida } (\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1})$$

$$V_{poro} = 0,2753 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \text{ (dados do ensaio de BET e BJH)}$$

EQUAÇÃO 11 - DENSIDADE DA PARTÍCULA.

$$\rho_p = \frac{1}{V_{part}} \quad (\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}) \quad (11)$$

Onde:

$$V_{part} = \text{Volume total da partícula } (\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1})$$

E a porosidade interpartícula do leito é dada pela equação 12 conforme descrita a seguir:

EQUAÇÃO 12 - POROSIDADE INTERPARTÍCULA DO LEITO.

$$\varepsilon = 1 - \frac{\rho_{bulk}}{\rho_p} \quad (12)$$

Onde:

$$\varepsilon = \text{porosidade interpartícula (adimensional ou \%)}$$

$$\rho_{bulk} = \text{Densidade aparente do leito } (\text{g} \cdot \text{cm}^{-3})$$

$$\rho_p = \text{Densidade da partícula } (\text{g} \cdot \text{cm}^{-3})$$

3.2.4.2 Dimensionamento simplificado e preparação do reator de fluxo contínuo de CAB

Para os ensaios de bancada foram utilizados dois filtros de carvão ativados biológicos (CAB) confeccionados em colunas de vidro (borosilicato) de 15 cm de altura total e diâmetro interno de 1,2 cm (seringa de vidro). Ambos foram preenchidos com uma camada do carvão ativado granular. O CAG utilizado possuía diâmetro do grão entre 1 e 2 milímetros (Tyler mesh entre 18 e 10). Os CAG's, com faixa de diâmetro de partículas variando entre ~ 0,8–1,5 mm apresentaram percentual de remoção de

fármacos na ordem de 92 a 100% em estudos de biofiltração realizados por Chen *et al.* (2019) e Farghal *et al.* (2023).

Baseado nos dados da caracterização da amostra 4 do carvão ativado, nas dimensões das seringas de borosilicato e do teste de vazão da bomba peristáltica foi proposto um dimensionamento simplificado para as colunas de CAB. Dois leitos foram preenchidos com 10 gramas de CAG cada perfazendo altura útil de 10 cm e diâmetro interno de 1,2 cm. Esta condição gerou uma relação altura diâmetro de 8,33, atendendo ao recomendado de que esta relação deve ser superior a 3 para reduzir a possibilidade de caminhos preferenciais dentro do leito. Esta configuração gerou uma área superficial do leito de 4.860 m².

A porosidade foi calculada utilizando as equações 8 a 12 conforme descrito por Bedia e Belver (2022) e Scholz (2023) resumido conforme descrito no Apêndice B desde trabalho. Os demais dados da coluna de carvão ativado são apresentados na Tabela 13 a seguir.

TABELA 13 - PARÂMETROS E DIMENSIONAMENTO DA COLUNA DE CAG INOCULADO.

Dados do carvão ativado – Amostra 4		
Parâmetro / dimensão	Unidade	Valor
Área superficial	m ² /grama	486
Granulometria do carvão	mm	1 a 2
Volume do poro (ensaios de BET e BJH)	cm ³ /grama	0,2753
Diâmetro do poro (Ø _p)*	Angstrom	11,34
Dimensionamento simples da coluna de carvão ativado		
Diâmetro interno (Ø)	cm	1,2
Altura (h)	cm	10,0
Relação h x Ø	-	8,33
Volume útil de trabalho do leito	cm ³	11,31
Peso seco do carvão para o volume útil de trabalho	gramas	10,0
Área superficial do leito	m ²	4.860
Porosidade interpartícula do leito ($\epsilon \approx 0,314$)	%	31,4
Vazão de trabalho	mL/min	3,0
Volume de efluente a ser biofiltrado (batelada)	mL	500
Tempo de filtragem com vazão de 3 mL/min para 1 L	min	167

* 1,134 nanômetro

3.2.4.3 Análises para verificação da atividade biológica do reator de CAB

Para inocular o CAG adquirido, foi coletada amostra de água bruta da adução da ETA Iguaçu (a estação é abastecida pelo reservatório do Iraí e pelo Rio Pequeno), conjuntamente com o biofilme aderido na câmara de adução desta ETA, de forma a

potencializar a concentração de microrganismos e consequentemente a inoculação do carvão ativado.

A atividade biológica do filtro CAB foi garantida por conta da promoção de oxigênio dissolvido provindo de uma bomba de ar da marca JAD, de potência 2,8W, com pressão de 0,010Mpa e vazão de saída de 4 L.min⁻¹. O ar era aplicado na amostra por meio de difusor tipo pastilha de sílica colocada dentro do reservatório de biofilme com volume de 5 litros. Para manter a viabilidade microbiana, nutrientes foram adicionados em proporções balanceadas (glicose 20 mg·L⁻¹; NH₄Cl 2–5 mg de nitrogênio·L⁻¹; KH₂PO₄ 1–2 mg de fósforo·L⁻¹ e C:N:P ≈ 100:10:1), conforme recomendado por Lehtola *et al.* (2002) (Figura 24).

FIGURA 24 – CONFIGURAÇÃO DO PROCESSO DE INOCULAÇÃO DO CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO.



FONTE: O autor (2023).

A avaliação do crescimento microbiano foi realizada através de microfotografias feitas em MEV, ensaios de microbioma para identificar as espécies, famílias e gêneros dos microrganismos presentes no carvão e ensaios de contagem de cultura por meio de paca de ágar. Ensaios de citometria de fluxo e ATP – Adenosina Trifosfato também foram aplicados nas amostras. Uma medição semanal do oxigênio dissolvido também foi realizada dentro do recipiente de biofilme para garantir OD para o crescimento microbiano.

A metodologia utilizada para fazer a filtragem e extração do material genético das amostras de biofilme, do carvão inoculado, do carvão virgem e da água filtrada utilizada no experimento seguiram os seguintes passos:

- separou-se 50 microlitros das amostras de biofilme e água filtrada as quais foram depositadas em microtubos de centrifugação tipo eppendorf;
- as amostras de carvão inoculado e carvão virgem passaram pela técnica de separação do DNA utilizando a maceração. Amostras de 1,5 gramas de cada carvão foram masseradas separadamente em cadinho com uso de pilão. Foi adicionado 5 microlitros de água ultra pura em cada amostra para promover maior área de contato do material contendo DNA. Deste volume macerado, foi coletado 1 microlitro de cada amostra e depositado em microtubos de centrifugação tipo Eppendorf;
- o conteúdo dos microtubos contendo carvão foram lavados com 40ml de água destilada para seguir para a filtração.
- o método de separação consistiu na filtragem de uma alíquota das amostras através de uma membrana eletronegativa marca Millipore, com porosidade de 0,45 μm e diâmetro 47mm utilizando um sistema de filtração à vácuo;
- a extração do material genético retido na membrana ocorreu utilizando o protocolo da Qiagen (2017) com o uso do kit Quick-Start Protocol – Allprep® PowerViral® DNA/RNA Kit;
- o volume retido nos filtros foi colocado dentro de tubos do tipo PowerBead, da marca Qiagen e congelados a -20°C até execução do teste de PCR.

Estas filtrações ocorreram no dia 06/02/2024 para as amostras de biofilme, do CAG inoculado com o biofilme e do carvão ativado granular virgem (sem contato com o biofilme) e em 09/07/2024 para a água filtrada da ETA antes e depois do tratamento por O_3 +CAB. A Figura 25 apresenta o momento da filtração em membrana de acetado 0,45 μm e extração de DNA das amostras (biofilme, do CAG inoculado com o biofilme e do CAG virgem) realizadas no laboratório *Microbiological Collections of Paraná Network* (CMRP) do Departamento de patologia básica da UFPR.

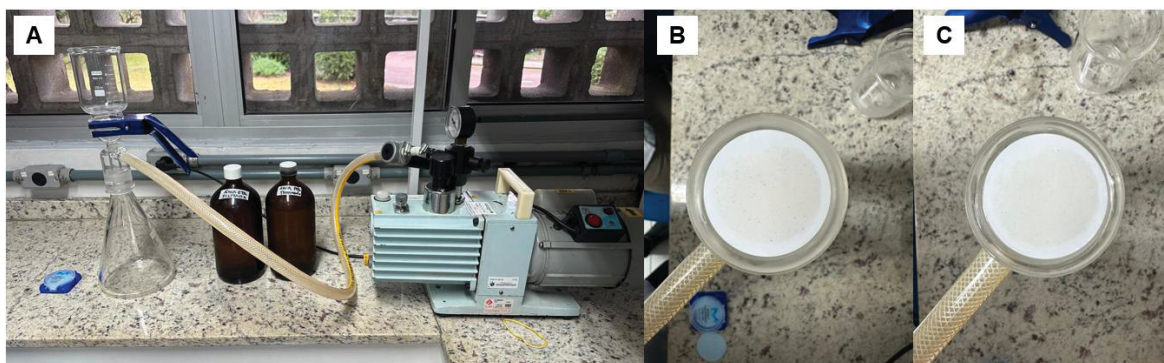
FIGURA 25 – FILTRAGEM (ESQUERDA) E EXTRAÇÃO (DIREITA) DE DNA DAS AMOSTRAS DE BIOFILME, CARVÃO INOCULADO E CARVÃO VIRGEM.



FONTE: O autor (2024).

A Figura 26 apresenta o momento das filtrações de 200 mL das amostras de água filtrada da ETA antes (25B) e depois do tratamento por O_3 +CAB (25C) em membrana de acetado $0,45\mu m$ realizadas no Laboratório de Ecologia Molecular e Parasitologia Evolutiva (LEMPE) do Centro de Ciências Biológicas da UFPR com o objetivo de verificar se havia presença de microrganismos na matriz aquosa usada como base no sistema de tratamento O_3 +CAB.

FIGURA 26 – FILTRAGEM DE DNA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA FILTRADA DA ETA ANTES (B) E DEPOIS DO TRATAMENTO POR O_3 +CAB (C).



FONTE: O autor (2024).

Antes de fazer o teste de PCR, efetuou-se um teste rápido de todas as amostras em espectrofotômetro da marca Thermo Fisher Scientific™ com a técnica de NanoDrop™ 2000/2000c, que consistia em pingar uma gota da amostra em leitor ligado a um programa de computador para verificação preliminar da concentração em ng/ μl de DNA das amostras.

Testes de PCR foram realizados para verificar a amplificação do DNA das amostras antes da realização das análises metagenômicas. Estes testes foram

realizados seguindo a metodologia padrão conforme Zhang (2011) e Fish e Boxall (2018) e seguiram o protocolo a seguir:

- As amostras receberam adição de primer específico para gerar o PCR e ficaram 2h em termociclador para o anelamento de primer ao DNA;
- Para receber o DNA com primer, foi preparado gel com agarose e este foi colocado em cuba da marca Locus, modelo LCH 7x8 para efetuar eletroforese das amostras de DNA;
- Nos poços criados dentro do gel foram aplicadas as amostras de DNA preparadas com GEL RED;
- A cuba contendo gel foi energizada por gerador de energia elétrica com tensão entre 100 e 105 volts e as amostras sofreram eletroforese por 30 minutos, cobertas por uma tampa para proteger da luminosidade;
- Concluída a etapa de eletroforese, o gel com as amostras foi avaliado em luz UV para verificar se houve amplificação da região dos genes de bactérias para 16S rRNA, de eucariotos para 18S rRNA e fungos para ITS.

A metodologia para os ensaios de microbioma seguiram o protocolo do laboratório GoGenetic com sede na Pontifícia Universidade Católica do Paraná - PUC-PR onde os amplicons foram marcados com códigos de barras Nextera de acordo com as instruções do fabricante (Illumina) e foram quantificados usando o Quantus DNA Kit (Promega) e sequenciados com o kit P1-600 (Illumina) em um NextSeq 1000 (Illumina) no modo paired-end (2 × 300 pb). Os dados de sequenciamento foram processados usando QIIME2 v.2022.2 (Bolyen *et al.*, 2019). As sequências foram pré-processadas, incluindo a remoção de sequências de baixa qualidade, correção de erros de sequenciamento, remoção de quimeras e identificação de variantes de sequência de amplicon (ASVs). Para este propósito, usamos o método DADA2 com parâmetros padrão. A taxonomia foi atribuída aos ASVs usando a abordagem Naive Bayes implementada através da biblioteca Python scikit-learn com parâmetros padrão e o banco de dados GTDB (v. 207) para bactérias e Unite (v. 9.0) para fungos. A abundância relativa foi calculada usando o programa R (v. 3.6.1) (<https://www.R-project.org/>) com os pacotes reshape2 (v. 1.4.3) (Wickham, 2007), phyloseq (v. 1.14.0) (Mcmurdie e Holmes, 2013) e vegan (v. 2.4.1) (Oksanen *et al.*, 2019). Para análise do gene 16S rRNA (comunidades bacterianas e arqueias), foi utilizado o método descrito

por Caporaso *et al.* (2011). Para 18S rRNA (eucariotos), foi empregado o protocolo descrito por Bradley *et al.* (2016), e para a região ITS (fungos), foram seguidos os métodos de Bellemain *et al.* (2010) e Yu *et al.* (2022).

Análises preliminares de contagem microbiológica do biofilme, do carvão ativado e água filtrada usada antes e depois do tratamento também foram realizadas por meio de contagem da densidade total de bactérias heterotróficas. A semeadura foi realizada em câmara de fluxo laminar, com 0,1 mL de cada amostra de água aplicada em placa de Petri contendo meio de cultura Plate Count Agar (PCA) (APHA, 2017). Foram realizadas três diluições seriadas de cada amostra e na sequência, as placas foram incubadas em estufa bacteriológica a $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ por 48 ± 3 horas sendo o experimento foi realizado em triplicata. Na primeira tentativa não houve crescimento de colônias devido a diluição das amostras. Em seguida, se repetiu o teste sem a diluição seriada, aplicando as amostras diretamente na placa de ágar. Este procedimento gerou crescimento e foi possível a contagem total das colônias formadas.

Para comparar a estimativa da contagem de microrganismos das amostras, foram realizadas análises por citometria de fluxo no LCDR - Laboratory of Cancer Drug Resistance do Departamento de Análises Clínicas situado no Setor Ciências da Saúde da UFPR. O equipamento utilizado foi o citômetro de fluxo da marca BD Biosciences, modelo FACS Calibur™ (Figura 27) que utiliza dois lasers (azul em 488 nm para excitação e vermelho em 633 nm para emissão) para a contagem de células.

FIGURA 27 – CITOMETRO DE FLUXO MARCA BD BIOSCIENCES, MODELO FACS CALIBUR™.



FONTE: O autor (2024).

Foram analisadas cinco amostras, em triplicata, nomeadas de 1 a 5 que foram previamente coletadas em frascos muflados a 550°C com volume de 75 mL. Uma alíquota de volume de 30 mL foi filtrada em filtro de papel qualitativo de porosidade 15 µm. Assim, as mostras de 1 a 5 foram divididas em: não filtrado (pura) e filtrado. O procedimento de permeabilização a partir da fixação das amostras foi adaptado de Wouters *et al.* (2001) e Chen *et al.* (2020). Resumidamente, 300 µL de amostra foram fixados com 700 µL de etanol 100%, obtendo-se 1 mL de amostra fixada em etanol a 70%, seguida da coloração com iodeto de propídio (PI), marca Roche, em concentração de 50 µg/mL.

A análise foi realizada em um citômetro de fluxo FACS Calibur (BD Bioscience), equipado com laser azul (488 nm) e filtro FL2 (585/42). Água Milli-Q não corada e água Milli-Q corada com PI foram utilizadas como controles. O citômetro foi ajustado com limiar (threshold) de 500 no canal FSC e 150 no filtro FL2. As amostras foram coletadas por 180 segundos com taxa de fluxo de 60 µL/min, aplicando-se a estratégia de “gating” para selecionar a população em FSC-H vs. SSC-H, seguida de FSC-H vs. FL2, de modo a remover o ruído de fundo da coleta. Os parâmetros FSC-H, SSC-H e FL2 foram configurados em escala logarítmica e a aquisição dos dados foi realizada em modo HI (high-speed) por um tempo de 180 segundos e após análises. Os resultados foram tratados pelo software FlowJo™ Versão 10.

A técnica de ATP - Adenosina Trifosfato foi utilizada para a quantificação de microrganismos viáveis das amostras de água filtrada da ETA (1), água filtrada após ozonização (2), no biofilme (3), na superfície do carvão ativado inoculado (4) e na água após biofiltração em filtro de CAB (5). Os testes também foram realizados no LCDR da UFPR. O protocolo utilizado para contagem foi o *BacTiter-Glo™ Microbial Cell Viability Assay* da Promega (Promega, 2024a). O substrato e o tampão do BacTiter-Glo foram combinados para formar o reagente BacTiter-Glo, o qual foi equilibrado à temperatura ambiente antes dos experimentos. Água estéril foi utilizada como controle negativo. Em triplicata, 100 µL de água estéril, juntamente com as amostras filtradas, foram adicionados a uma placa opaca de 96 poços. O mesmo volume de cada amostra foi então misturado ao reagente BacTiter-Glo. A placa foi brevemente agitada em agitador orbital e, após cinco minutos, a luminescência das amostras foi medida no leitor da marca Promega, modelo Glomax®Multi E8032 (Figura 28), utilizando o software Glomax Multi Detection System (Promega). Uma curva de calibração de ATP, com reagente de ácido nucleico, marca Promega, variando de

0,00165 femtomoles a 1,65 picomoles, também foi aplicada em triplicata para cada repetição.

FIGURA 28 – LEITOR PARA ANÁLISE DE ATP MARCA PROMEGA, MODELO GLOMAX®MULTI E8032.



FONTE: O autor (2025).

Os detalhes dos kits utilizados nas análises de ATP são apresentados a seguir:

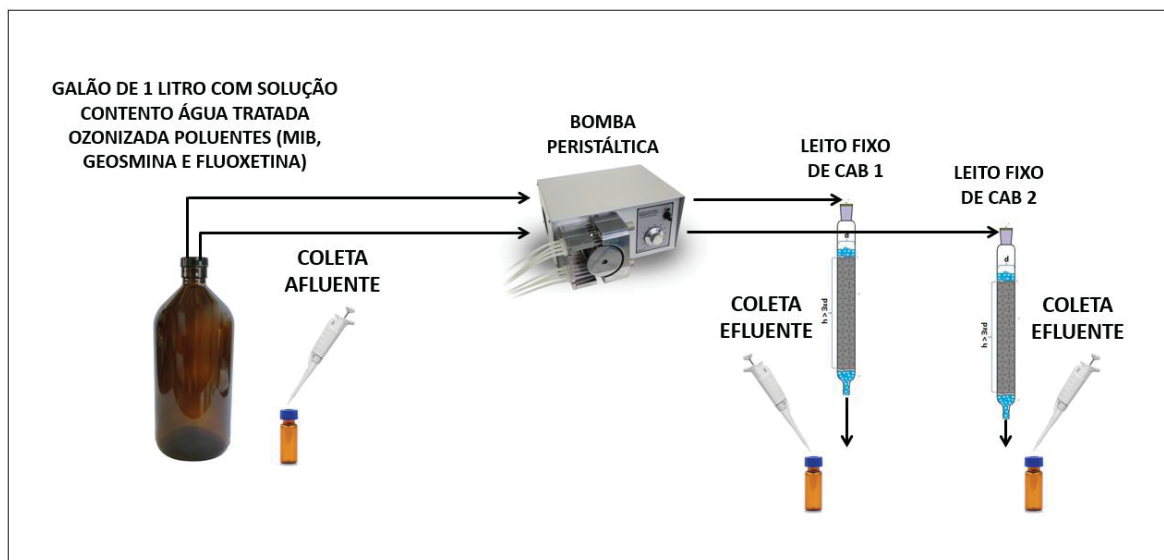
- Reagente de ácido nucleico para curva de calibração rATP, 10 mM, 0,5 ml, marca Promega (Promega, 2024b);
- Microplacas estéreis de 96 poços, livre de DNase detectável, RNase e DNA humano de fundo sólido e plano, cor branca, com chaminé LUMITRAC™ 600 para acondicionamento das amostras (Promega, 2024c);
- Reagente de viabilidade celular microbiana luminescente modelo BacTiter-Glo™ (Promega, 2024d).

3.2.4.4 Delineamento do ensaio de remoção dos poluentes em filtros de CAB

Para o ensaio de remoção em leito de CAB, duas colunas de filtros de carvão inoculados com biofilme foram expostas a água tratada adicionada de poluentes (MIB, geosmina e fluoxetina) bombeada em fluxo contínuo por uma bomba peristáltica (Milan BP600/4), conforme representado na Figura 29. Os leitos foram operados sob fluxo descendente com taxa de filtração constante. A vazão descensional escolhida foi de 3 mL.min⁻¹ e tempo de contato de 12 min. O experimento foi realizado em batelada com volumes de um litro provindos da fase anterior do processo de oxidação com O₃. Foram recolhidas amostras de 250 mL afluente e efluente dos filtros a cada teste, para leituras do pH, turbidez, cor, condutividade, determinação das

concentrações dos poluentes MIB, geosmina e fluoxetina em cromatógrafo HPLC, níveis de carbono orgânico dissolvido em leitor de carbono orgânico total TOC e matéria orgânica em UV-Vis e fluorímetro.

FIGURA 29 – CONFIGURAÇÃO DOS TESTES DE REMOÇÃO DOS POLUENTES COM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO.



FONTE: O autor (2023).

3.2.5 Planejamento experimental

O planejamento experimental foi dividido em 3 campanhas com a finalidade de entender a capacidade de remoção dos três compostos orgânicos, do COD e da matéria orgânica por parte do tratamento proposto baseado na oxidação e biofiltração em CAB.

3.2.5.1. Campanha 1 – Oxidação com Ozônio (melhor condição)

Inicialmente a produção de ozônio foi fixada em $\sim 2 \text{ mg.L}^{-1}$ de O_3 dissolvido para todos os ensaios, pois esta é uma concentração usualmente utilizada em pesquisas semelhantes. Na primeira campanha, conforme apresentado na Tabela 9, o tempo de contato para os ensaios de ozonização ficou nos intervalos de 1, 5, 10, 15, 20, 30, 45 e 60 min, com uma concentração de FLX de $50 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ e MIB/GSM de 10 de $\mu\text{g.L}^{-1}$ com pH original da amostra (próximo de 7) para confirmar a melhor condição de tempo da remoção dos micropoluentes.

Os valores de pH e concentração da MIB, GSM e FLX foram fixos nesta campanha porque a finalidade desta é avaliar qual será o menor tempo para a estabilização da degradação do micropolvente (Tabela 14).

TABELA 14 - PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL PARA CAMPANHA 1 (CONCENTRAÇÃO DE FLX E MIB E GSM FIXAS).

Condições variáveis		Condições fixas		
Tempo de contato O ₃ (min)	pH	O ₃ (mg.L ⁻¹)	FLX (µg.L ⁻¹)	MIB/GSM (µg.L ⁻¹)
1, 5, 10, 15, 20, 30, 45 e 60	7	2	50	10
Total de ensaios		3 ensaios (24 condições)		

NOTA: O número total de ensaios foi calculado considerando ensaios em triplicata.

3.2.5.2. Campanha 2 – Oxidação com Ozônio seguido de biodegradação com CAB

A segunda campanha avaliou o efeito do pH no processo de tratamento. Foi testado um pH ácido em torno de 4, o neutro e um pH alcalino m torno de 9. A concentração dos poluentes se manteve fixa em 50 µg.L⁻¹ para a FLX e em 10 de µg.L⁻¹ para MIB/GSM, considerando ensaios em triplicata, conforme Tabela 15. Após os testes de oxidação, os volumes das bateladas oriundas da oxidação, passaram pelos filtros de CAB para avaliar capacidade de remoção extra dos poluentes por biofiltração e da sua bioestabilidade. Para evitar testes de bancada excessivos, devido a falta de padrões analíticos, foi proposto apenas a variação de pH, conforme Tabela 15. Esta proposta de planejamento reduziu o número de testes para 9 variações e 72 passagens pelo sistema de ozonização, já considerando ensaios em triplicada.

TABELAS 15 - PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL PARA OZONIZAÇÃO DA FLX E MIB E GSM FIXAS).

Condições variáveis		Níveis	
pH	4	sem alteração	9
Tempo de contato O ₃ (min)	1, 5, 10, 15, 20, 30, 45 e 60		
Condições fixas		Níveis	
Conc. FLX (µg.L ⁻¹)		50	
Conc. MIB/GSM (µg.L ⁻¹)		10	
O ₃ (mg.L ⁻¹)		2	
Total de ensaios		9 ensaios (72 condições)	

NOTA: O número total de ensaios foi calculado considerando ensaios em triplicata.

3.2.5.3. Campanha 3 – Biodegradação com CAB

Com intuito de avaliar a capacidade de biodegradação do MIB, GSM e FLX pelo do CAB sem a influência da oxidação por ozônio, foi proposta a campanha 3 onde a água filtrada da ETA, adicionada dos poluentes com concentração fixas de FLX em 50 µg.L⁻¹ e MIB/GSM em 10 de µg.L⁻¹, foi biofiltrada pelos leitos de CAB e avaliada a concentração de entrada e saída dos poluentes, do carbono orgânico dissolvido (COD), matéria orgânica e considerando a retrolavagem do leitos entre os ensaios.

Esta condição variando o pH de 4, neutro e 9 gerou três ensaios (24 condições), já prevendo ensaios em triplicata.

4 RESULTADOS E DUSCUSSÕES

A seguir são apresentados os resultados e discussões dos ensaios propostos e realizados no capítulo anterior.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA TRATADA E BIOFILME

Os resultados das análises físico-químicas e microbiológicas da água bruta com biofilme usada como inoculador do CAG e da água filtrada da ETA Iguaçu apresentaram características distintas, como era esperado, em relação a cor, turbidez, condutividade, DQO DBO₅, COD, perfil de sólidos e coliformes totais e termotolerantes. Um dos parâmetros de destaque foram os coliformes totais e termotolerantes que indicaram 148,3 e 2 NMP/100 mL, respectivamente para o biofilme e não acusou presença para a água filtrada. A ausência de coliformes totais e termotolerantes na água filtrada pode estar relacionada a pré-cloração que ETA promove no início do processo de tratamento. No momento da coleta da amostra de água filtrada, esta apresentou concentração de cloro residual dentro da estação da ordem de 0,17 mg.L⁻¹. Os resultados de todos os parâmetros analisados são apresentados na Tabela 16.

TABELA 16 - ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA BRUTA/BIOFILME E ÁGUA FILTRADA DA ETA IGUAÇU.

Parâmetro	Unidade	Água bruta (biofilme)	Água filtrada
Turbidez	NTU	5,65	1,19
Cor	uC	35,00	2,50
pH	-	6,86	6,60
Condutividade	µS/cm (25°C)	63,88	106,6
DQO	mg O ₂ .L ⁻¹	47,05	17,19
DBO ₅	mg O ₂ .L ⁻¹	9,50	6,00
DQO/DBO ₅	-	4,95	2,86
COD	mg.L ⁻¹	4,08	2,91
Sólidos totais (ST)	mg.L ⁻¹	194,0	84,0
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	mg.L ⁻¹	146,0	70,0
Sólidos suspensos totais (SST)	mg.L ⁻¹	48,0	14,0
Coliformes totais	NMP/100 mL	148,3	0
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	2,00	0
Abs 254 nm	-	0,1423	0,033

Observação: Análises realizadas entre os dias 18 e 20/09/2023 e em triplicata.

FONTE: O autor (2023).

Avaliando as características e parâmetros obtidos para a água bruta de abastecimento, que foi utilizada como biofilme/inóculo para o leito de CAG, esta foi enquadrada como característica de rio com águas de classe II segundo (Brasil, 2005).

4.2 OXIDAÇÃO COM OZÔNIO

4.2.1. Calibração do gerador de ozônio

Os resultados dos ensaios para avaliar a concentração real do geração de ozônio em relação a concentração teórica fornecida pelo manual do fabricante obedeceram a sequência de variar a potência de 10 a 100% e de 10 em 10 pontos percentuais e os fluxos avaliados nos pontos de vazão de 2, 4, 6, 8, e 10 L.min⁻¹. Estes resultados (tabelas e gráficos) são apresentados no Apêndice C – Material Suplementar 3.

Como resumo do processo de calibração, foi observado que as concentrações medidas em laboratório foram superiores às concentrações informadas no laudo técnico fornecido pelo fabricante. Também se constatou que a partir do quarto minuto de ozonização das amostras ocorreu a estabilização da concentração na corrente de *off-gas* indicando que a oxidação de eventuais compostos presentes na água deionizada já poderia ter ocorrido e a dissolução do O₃ nas amostras estaria em sua máxima concentração. Esta informação foi importante para a escolha dos tempos de oxidação que foram utilizados no planejamento experimental para obter a remoção dos compostos orgânicos estudados.

4.2.2. Ensaios de Validação do teste colorimétrico

Foram realizados três ensaios de validação da concentração do ozônio dissolvido na amostra, baseadas nas concentrações produzidas em linha pelo gerador. O objetivo foi buscar a melhor calibração entre vazão do equipamento e concentração gerada pelo gerador para se obter 2,0 mg.O₃.L⁻¹ dissolvido na amostra durante os testes de oxidação dos micropoluentes. Após a realização dos ensaios - que variaram potência entre 10 e 50% e vazões de 2, 4 e 8 L.m⁻¹ conclui-se que a configuração do gerador com vazão de 4 L.m⁻¹ e potência entre 35 e 40% foi a configuração ideal para se atingir os 2,0 mg.O₃.L⁻¹ dissolvido na amostra. Estes resultados (tabelas e gráficos) são apresentados no Apêndice D – Material Suplementar 4.

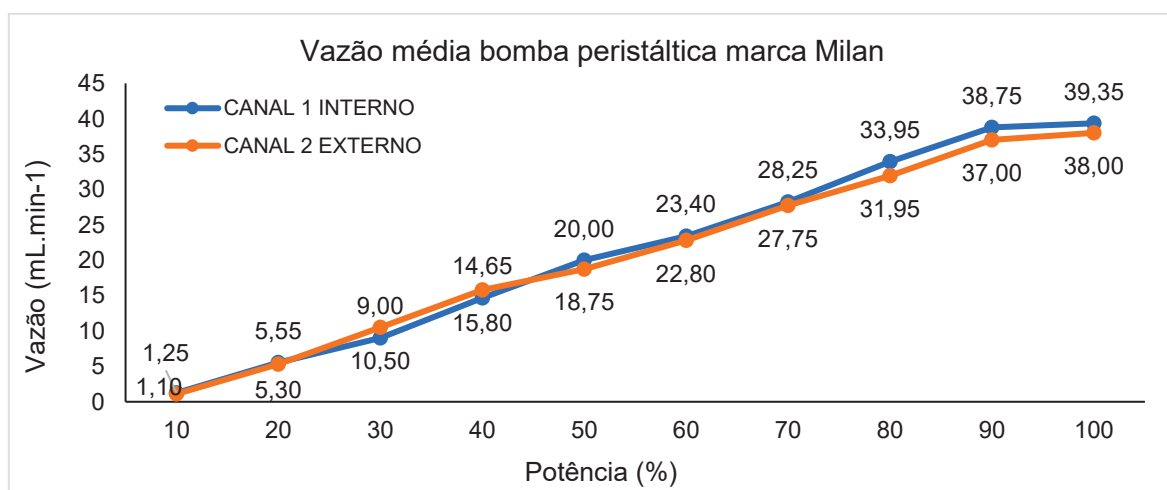
4.3 CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO

4.3.1. Testes de vazão com bomba peristáltica

Para avaliar a capacidade real da bomba peristáltica usada no processo de inoculação do CAG e posteriormente nos testes de remoção dos micropoluentes,

foram feitos testes de vazão em duplicata para os dois canais de bombeamento a serem utilizados. Os testes ocorreram em 18/04/2023 e as vazões utilizando o potenciômetro em 10% foi de 1,25 mL.min⁻¹ e 1,10 mL.min⁻¹ para o canal 1 (interno) e canal 2 (externo) respectivamente. A vazão foi aumento de forma linear até 90% de potência da bomba onde chegou a 38,75 mL.min⁻¹ e 37 mL.min⁻¹ para o canal 1 e canal 2 respectivamente. Com vazão utilizando 100% da potência da bomba pôde-se perceber que curva apresentou inclinação tendendo a horizontal indicando que o limitador da vazão é o diâmetro da mangueira usada, medindo vazões máximas de 39,35 mL.min⁻¹ e 38 mL.min⁻¹ para o canal 1 e canal 2 respectivamente. Para o caso da vazão de trabalho inicial deste estudo (3 mL.min⁻¹) o intervalo de potência da bomba ficou no intervalo de 10 a 20% que, por interpolação linear, a potência foi de 14,5% (Gráfico 1).

GRÁFICO 1 - TESTE DE VAZÃO DA BOMBA PERISTÁLTICA.



FONTE: O autor (2024).

4.3.2. Inoculação do biofilme

A inoculação do biofilme nos dois leitos de CAG iniciou em agosto de 2023 com o uso do biofilme obtido na ETA Iguaçu e permaneceu em circuito fechado até o final dos testes. A recirculação ocorreu com o uso de bomba peristáltica e tubulações que coletam, recirculam e depositavam o biofilme no recipiente contendo volume de 5 litros. A aeração foi promovida por aerador elétrico com pastilha difusora. A Figura 30 apresenta o arranjo em escala de bancada do sistema de inoculação.

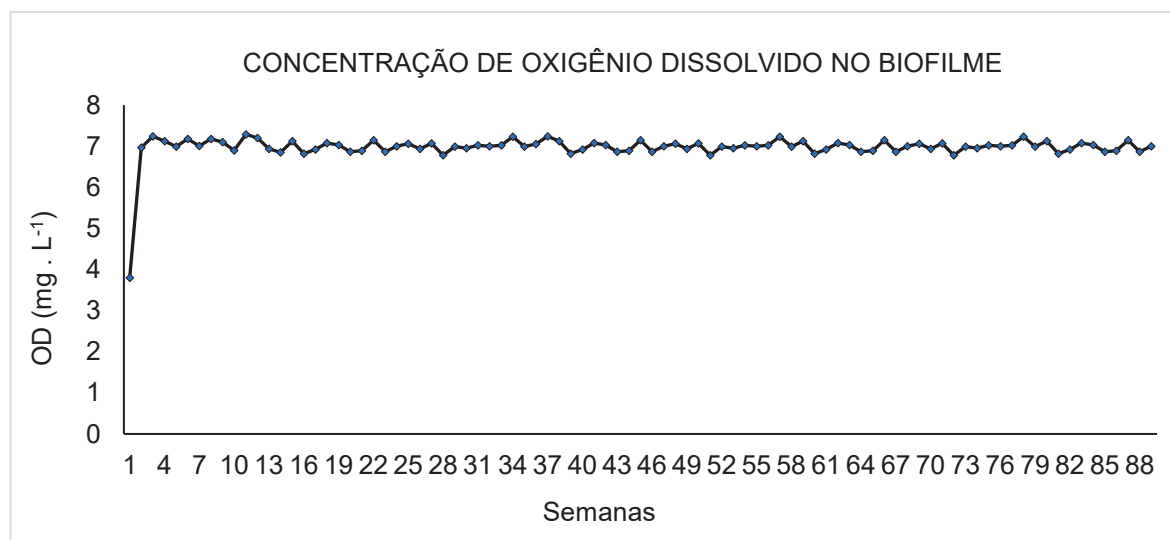
FIGURA 30 – INOCULAÇÃO DO BIOFILME NOS LEITOS DE CAB COM O USO DE BOMBA PERISTÁLTICA.



FONTE: O autor (2024).

A inoculação do biofilme nos dois leitos de CAG iniciou em agosto de 2023 com o uso da água bruta de abastecimento obtido na ETA Iguaçu e o oxigênio dissolvido foi monitorado semanalmente. Na primeira leitura a concentração medida foi de 3,8 mg.L⁻¹. Nas semanas seguintes, com o auxílio do aerador, o OD da amostra variou entre 6,78 e 7,24 mg.L⁻¹, gerando uma média de 6,97 mg.L⁻¹ no período de 89 semanas. Esta constância da concentração de OD pôde ser atribuída a aeração artificial proporcionada pela bomba aeradora ao biofilme (Gráfico 2).

GRÁFICO 2- CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO DENTRO DO RESERVATÓRIO DURANTE O PROCESSO DE INOCULAÇÃO DAS COLUNAS DE CAG.



FONTE: O autor (2024).

4.3.3. Caracterização do carvão ativado granular - Testes de BET, Raman, FT-IR, MEV, EDS e pH

4.3.3.1 Análises de BET, BJH e pH

Os testes de BET e BJH ocorreram em 17/08/2023 e foram realizados em uma amostra de carvão ativado granular comercial onde este foi macerado e passado por peneiras mesh # 42, #28, #20 e #10 para obter 4 amostras de carvão com granulometria diferentes. As granulometrias ficaram entre 0,35 a 0,60 mm, 0,33 a 0,85 mm, 0,60 a 0,85 mm e 1,0 a 2,0 mm. O objetivo foi avaliar se, com granularidade menor, haveria um aumento significativo na área superficial do carvão e aumento do volume e diâmetro dos poros, o que não ocorreu. O pH de cada amostra também foi medido conforme método citado no capítulo 3. A Tabela 17 mostra a comparação entre os dados obtidos do ensaio de BET, BJH e pH para as amostras.

TABELA 17- COMPARAÇÃO ENTRE ÁREA SUPERFICIAL, VOLUME E DIÂMETRO DO PORO E PH PARA DIFERENTES TAMANHOS DE PARTÍCULAS DO CARVÃO ATIVADO GRANULAR.

Amostra	Área superficial (m ² .g ⁻¹)	Volume do poro (c ³ .g ⁻¹)	Diâmetro médio do poro (Å)	pH
0,35 a 0,60 mm	498	0,2727	10,95	8,71
0,35 a 0,85 mm	488	0,2691	11,03	8,82
0,60 a 0,85 mm	470	0,2637	11,23	8,79
1,00 a 2,00 mm	486	0,2753	11,34	8,85

FONTE: O autor (2024).

NOTA: Um Å (angstrom) é igual a 0,1 nanômetro.

A União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC) especifica o tamanho dos poros como i) microporo, cuja largura de poro é inferior a 20 Å; ii) mesoporo, cuja largura de poro está na faixa de 20 Å e 500 Å; e iii) macroporo, cuja largura de poro é superior a 500 Å (Rouquerol *et al.*, 1994). Desta forma, todas as amostras testadas se enquadram na classificação de microporos.

Como não houve variações significativas na área superficial, volume do poro e diâmetro médio do poro entre os grãos com diferentes granularidades, optou-se por seguir com a amostra com diâmetro de grãos maior (1,00 a 2,00 mm) uma vez que estes diâmetros favorecem a operacionalização dos filtros de leito de CAB, com menos colmatagem por matéria orgânica.

Lu *et al.* (2020) também verificaram a importância do tamanho de poros e da aromaticidade para a adequada fixação microbiana nas superfícies das partículas de CAG, especialmente em macroporos em escala micrométrica, entre 0,2 e 10 µm. Variações na distribuição granulométrica do CAG influenciam a dinâmica de colonização microbiana, a acessibilidade superficial e a diversidade das comunidades.

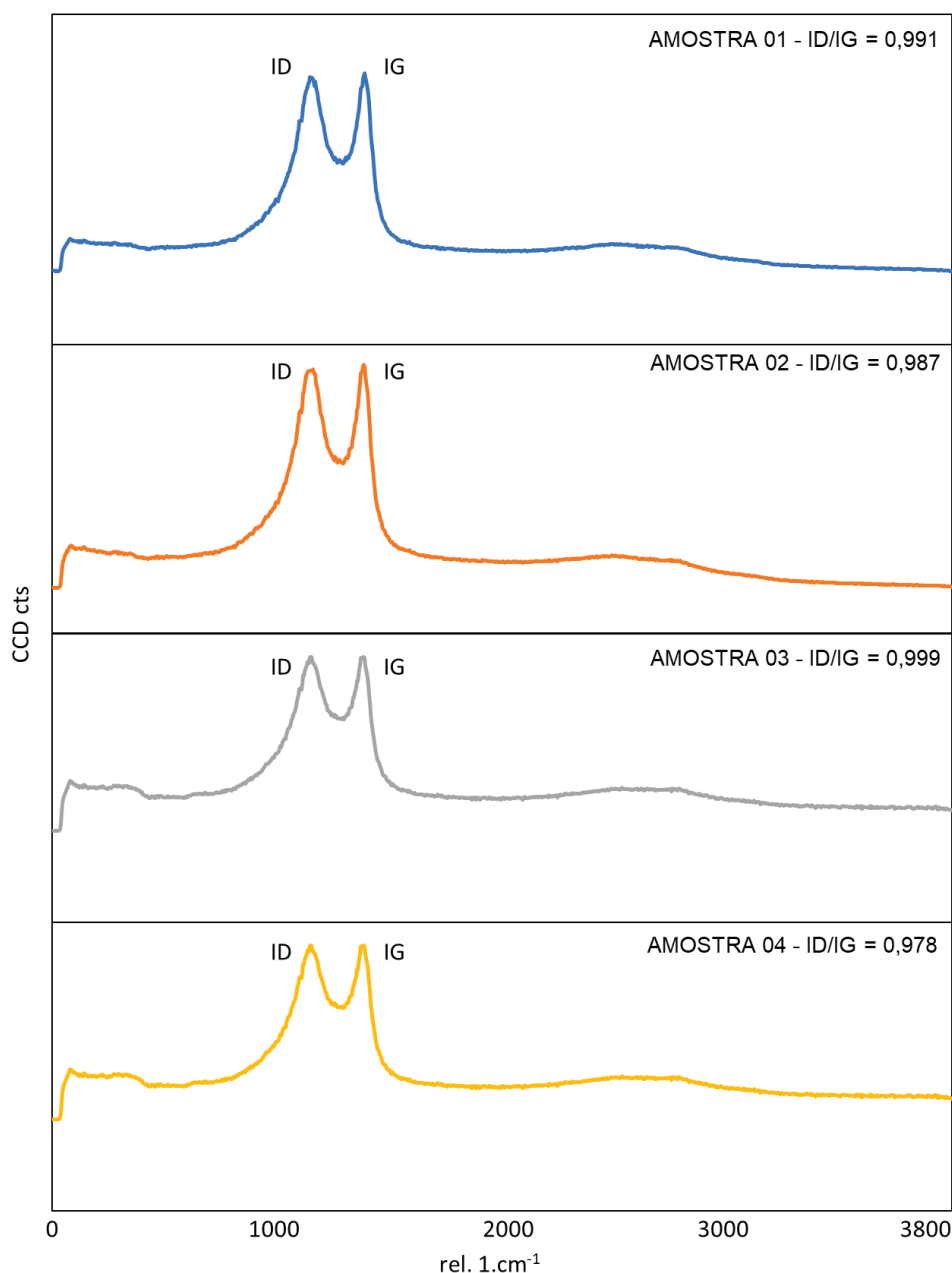
Grãos menores tendem a favorecer a adesão e a atividade metabólica microbiana devido à maior área superficial específica, enquanto grãos maiores melhoram a condutividade hidráulica, mas podem reduzir a diversidade de nichos microbianos.

Estudos recentes também demonstraram que o tamanho das partículas e a porosidade modulam as interações entre adsorção e biodegradação (Yuan *et al.*, 2022; Betsholtz *et al.*, 2024) e que o pré-carregamento de substratos e as propriedades superficiais regulam a eficiência da colonização (Qin e Hammes, 2021). Em conjunto, esses achados destacam que a otimização do tamanho dos grãos de CAG é fundamental para equilibrar o desempenho adsorptivo, a colonização microbiana e a estabilidade de longo prazo do BAC.

4.3.3.2 Análises de Raman

A espectroscopia Raman foi realizada em 30/08/2023 e utilizada para determinar a aromaticidade das quatro amostras de carvão ativado. O desenvolvimento das bandas D e G (Figura 31) estão associadas a matéria prima com que o carvão ativado é produzido e parâmetro de processo como temperatura de queima e do tempo de residência da pirólise. A banda D na faixa de $1300 \pm 10 \text{ cm}^{-1}$ está associada a ligações de carbono simples entre anéis aromáticos ou ligações entre átomos de carbono em cadeias ou anéis (Li *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2018). A faixa G, na faixa de $1580 \pm 10 \text{ cm}^{-1}$, pode estar relacionada tanto à vibração molecular de anéis aromáticos quanto a ligações entre átomos de carbono localizados em anéis aromáticos hexagonais (Li *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2018).

FIGURA 31 – ESPECTROSCOPIA DE RAMAN SOBRE OS GRÃOS DAS QUATRO AMOSTRAS DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR VARIADO ENTRE 0,35 A 0,60MM (AMOSTRA 1), 0,35 A 0,85MM (AMOSTRA 2), 0,60 A 0,85MM (AMOSTRA 3) E 1,0 A 2,0 MM (AMOSTRA 4) – COMPRIMENTO DE ONDA 532NM E CENTRO DE LINHA A 2200.

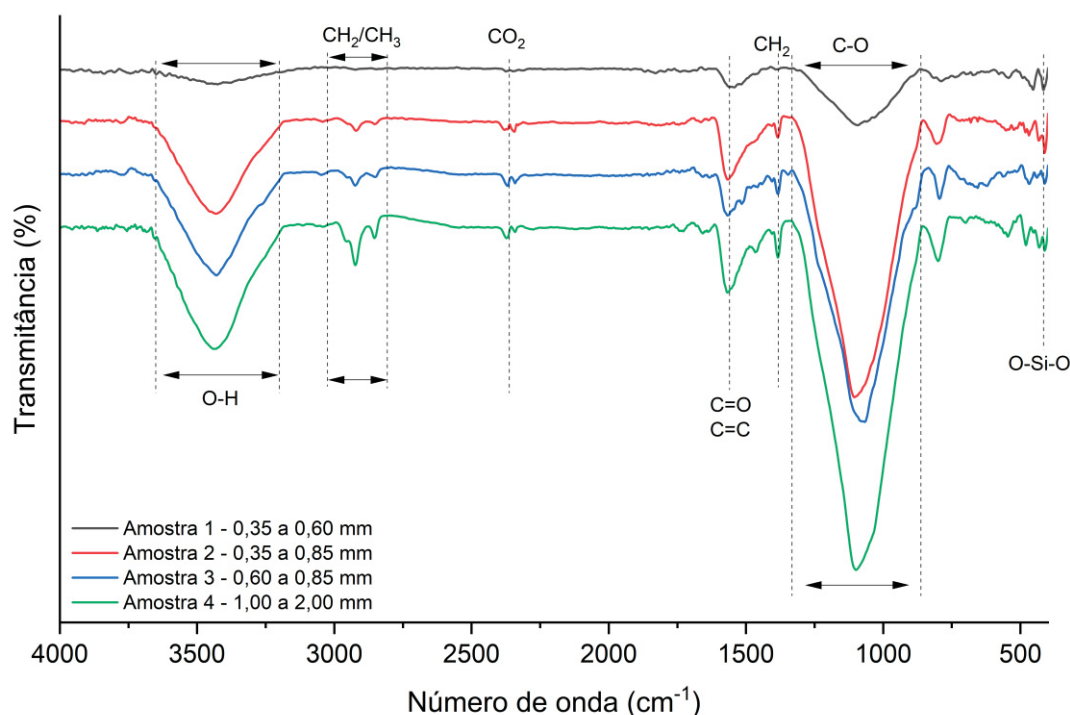


FONTE: O autor (2024).

4.3.3.3 Análises de FT-IR - Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier

A identificação das funções orgânicas e grupos funcionais presentes na superfície das quatro amostras do CAG com as granulometrias anteriormente citadas foi realizada mediante ensaios de FT-IR, cujos resultados são apresentados na Figura 32.

FIGURA 32 – RESULTADO DOS ENSAIOS DE FT-IR PARA AS QUATRO AMOSTRAS DE CARVÃO ATIVADO COM DIFERENTES TAMANHOS DE PARTÍCULAS VARIADO ENTRE 0,35 A 0,60MM, 0,35 A 0,85MM, 0,60 A 0,85MM E 1,0 A 2,0 MM.



FONTE: O autor (2024).

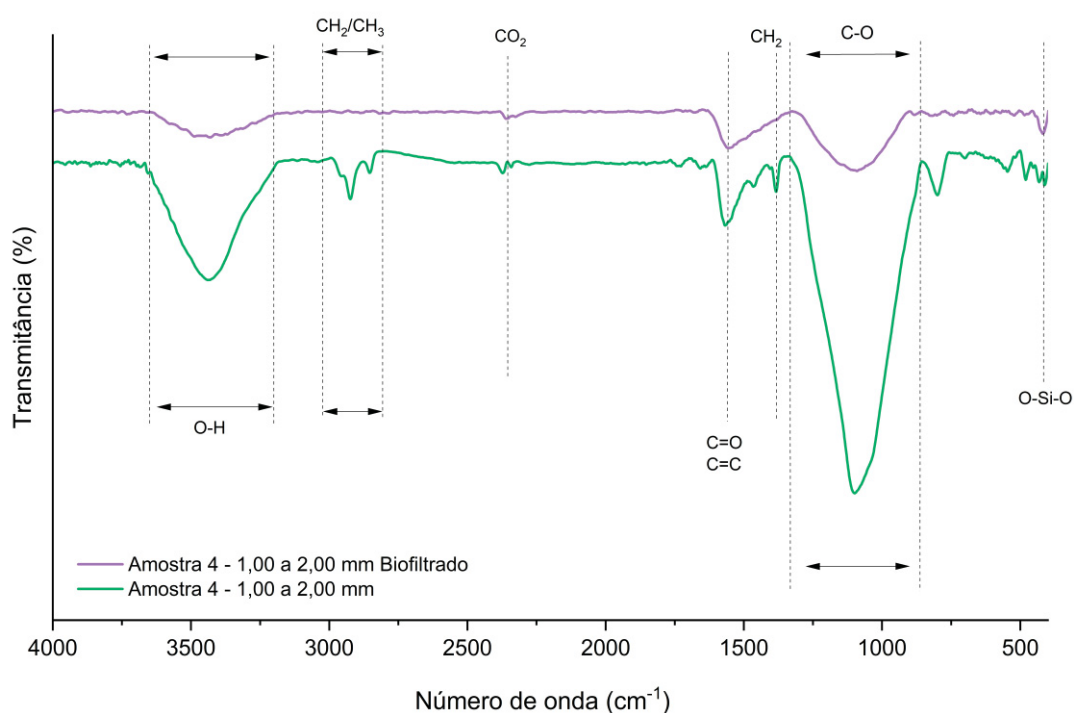
Nesta figura pode-se observar que os quatro espectros dos carvões ativados apresentaram bastante semelhança, podendo ser identificadas praticamente as mesmas bandas nas quatro amostras de carvão. Esta característica era esperada uma vez que todas as amostras eram provenientes de uma mesma amostra de carvão, tendo apenas sua granulometria alterada. A banda entre 3400 cm^{-1} e 3600 cm^{-1} é usualmente relacionada com o O-H de grupos hidroxila da água ou grupos fenólicos (Liu *et al.*, 2016). As bandas identificadas nos comprimentos de onda próximos a 2900 cm^{-1} e 2850 cm^{-1} estão relacionados aos compostos CH_2 e CH_3 , assim como as bandas entre 1450 cm^{-1} e 1380 cm^{-1} , estão relacionadas as vibrações das ligações alifáticas C-H ou CH_2 (Liu *et al.*, 2016). Ressalta-se que a banda próxima a 1380 cm^{-1} foi identificada em todos os espectros analisados. Entre 1550 cm^{-1} e 1570 cm^{-1} identifica-se o grupo carbonila (C=O) que pode ser referente aos ésteres e ácidos carboxílicos por exemplo, e também, ao C=C de anéis aromáticos, conforme relatado por outros autores (Liu *et al.*, 2016; Prado, 2018).

A banda próxima de 1100 cm^{-1} referente ao C-O e também pode indicar a presença de grupos funcionais de oxigênio na superfície analisada. Bandas próximas de 500 cm^{-1} e 410 cm^{-1} normalmente associadas à fração mineral e aos grupos Si-O-

Si e O-Si-O (Liu *et al.*, 2016) foram observadas em todos os espectros. De maneira geral, observou-se que as superfícies de ambas as amostras dos carvões ativados apresentavam diferentes grupos funcionais orgânicos, além de partículas minerais e grupos OH-, -CH, C=O, C=C e Si-O-Si.

Após os ensaios de biofiltração, uma amostra do carvão ativo inoculado (CAB) foi submetido ao ensaio de FT-IR e comparado com sua amostra inicial virgem (amostra 4). Pôde-se observar na Figura 33 que perfil dos dois espectros ficou semelhante mantendo os picos de seus compostos, com exceção dos comprimentos de onda próximos a 2900 cm^{-1} e 2850 cm^{-1} onde os compostos de CH_2 e CH_3 não foram identificados na amostra biofiltrada. Esta condição demonstra que esses elementos foram removidos pela inoculação com microrganismos ou cobertos pela matéria orgânica que deve ter se acumulado sobre os grãos de carvão.

FIGURA 33 – COMPARATIVO DOS ENSAIOS DE FT-IR PARA A AMOSTRA 4 DE CARVÃO ATIVADO DE TAMANHO DE PARTÍCULA 1,0 A 2,0 MM ANTES E DEPOIS DA BIOFILTRAÇÃO EM CAB



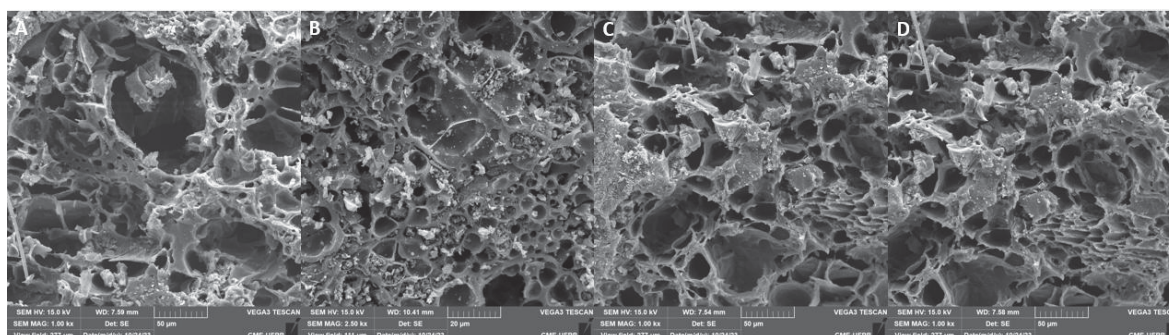
FONTE: O autor (2024).

4.3.3.4 Imagens de MEV

As imagens de MEV – microscopia eletrônica de varredura no carvão ativado granular virgem, mostraram grãos com tamanho de micro, meso e macro poros variados e presença de pólen alojado nos poros do carvão, possivelmente proveniente

do processo produtivo do carvão ativado uma vez que o carvão foi produzido com matéria orgânica vegetal (Figura 34). Uma vez que as quatro amostras eram provenientes da mesma matriz de carvão, onde ocorreu apenas a trituração em cadinho para se obter as granulometrias menores, as características de área superficial, volume e diâmetro dos poros permaneceram semelhantes, o que também foi demonstrado nos ensaios de BET.

FIGURA 34 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA AS QUATRO AMOSTRAS COM DIFERENTES TAMANHOS DE PARTÍCULAS VARIADO ENTRE 0,35 A 0,60MM, 0,35 A 0,85MM, 0,60 A 0,85MM E 1,0 A 2,0 MM.

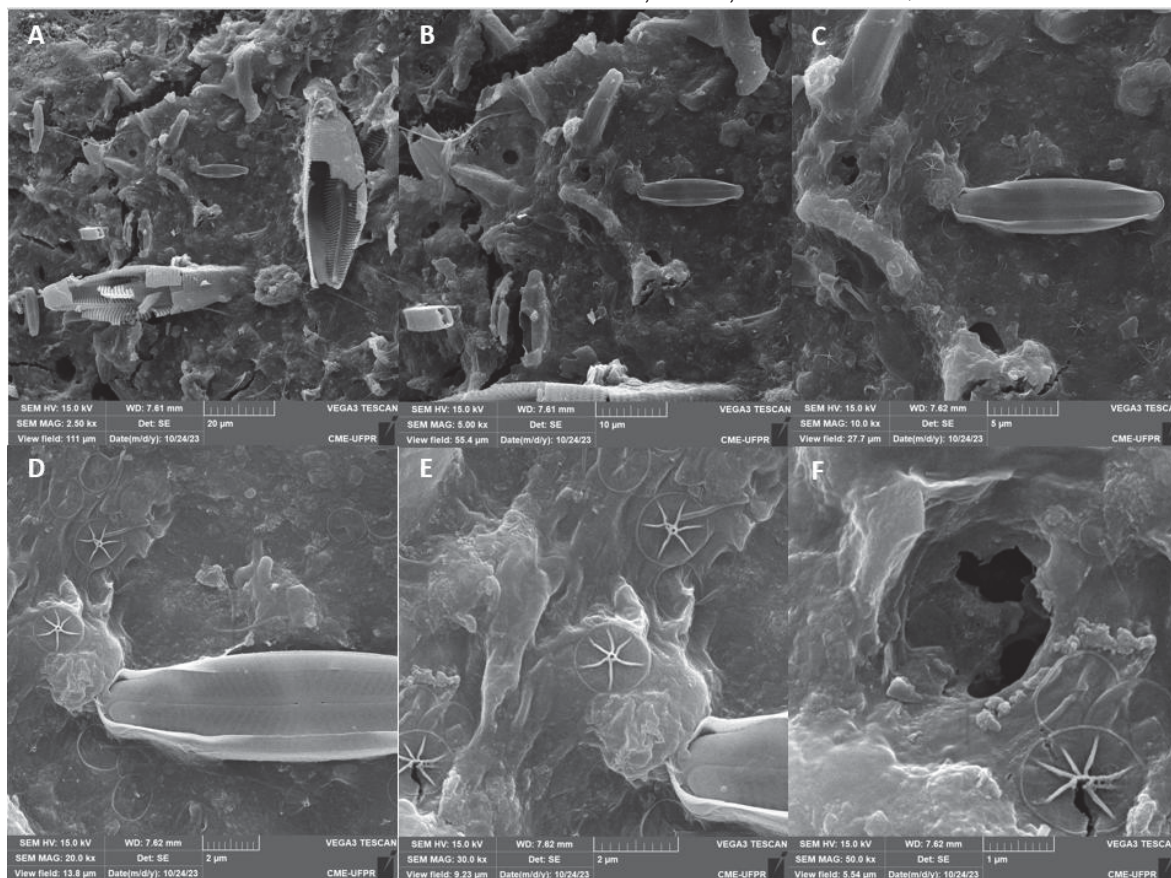


FONTE: O autor (2024).

(A) Amostra 0,35 a 0,60MM com magnificação de 1.000 vezes; (B) Amostra 0,35 a 0,85MM com magnificação de 2.000 vezes; (C) Amostra 0,60 a 0,85MM com magnificação de 1.000 vezes; (D) Amostra 1,00 a 2,00MM com magnificação de 1.000 vezes;

Após quatro meses do processo de inoculação do biofilme uma amostra do carvão ativado foi retirada do leito fixo e submetida imagens de MEV onde pôde-se verificar a presença de diatomáceas penadas e cilíndricas e aglomerados de estruturas que remetem a colônia de bactérias como apresentado na Figura 35 onde o quadrante F da imagem foi aumentada em 50.000 vezes.

FIGURA 35 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS QUATRO MESES

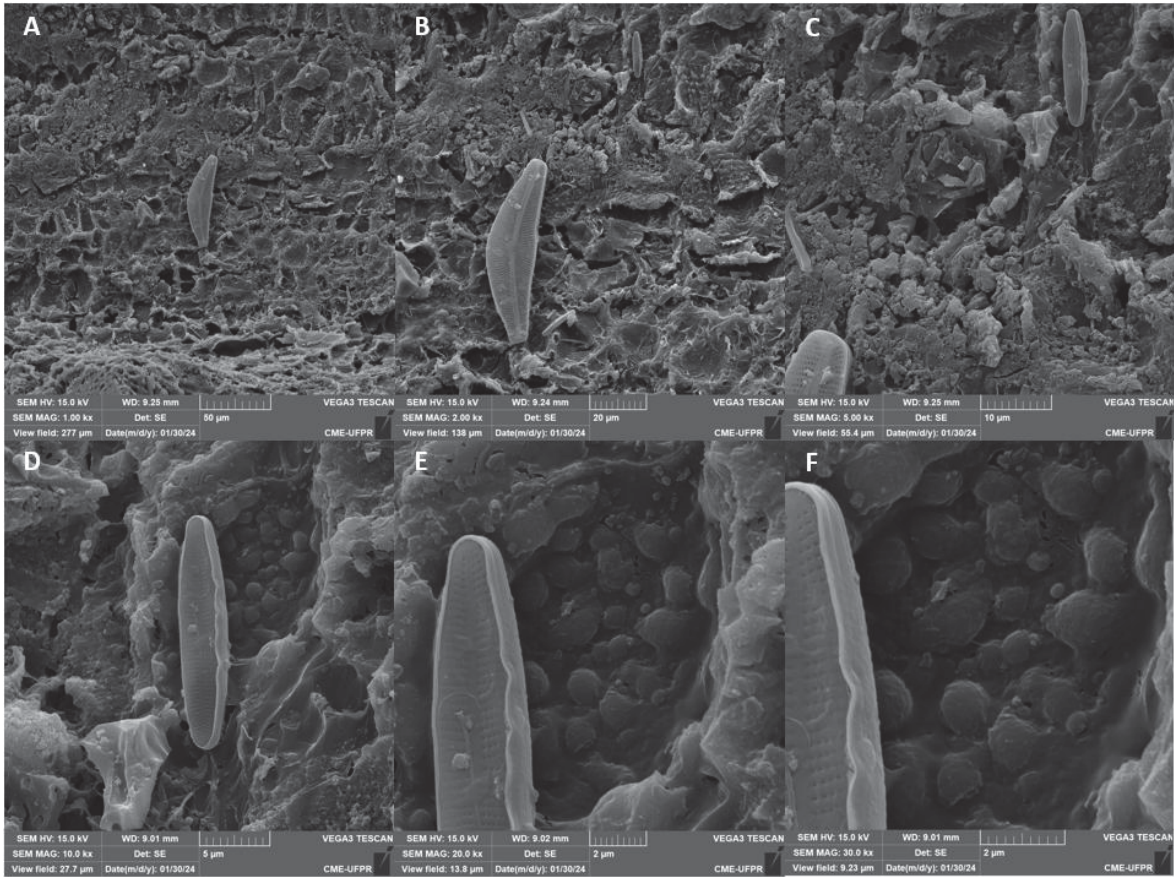


FONTE: O autor (2024).

(A) magnificação de 2.000 vezes; (B) magnificação de 5.000 vezes; (C) magnificação de 10.000 vezes; (D) magnificação de 20.000 vezes; (E) magnificação de 30.000 vezes; (F) magnificação de 50.000 vezes;

Com sete meses de inoculação do biofilme outra amostra do carvão ativado foi retirada do leito fixo e também submetida imagens de MEV, onde pode-se verificar novamente a presença de diatomáceas penadas (Figura 36) e estruturas esféricas aglomeradas que remetem a bactérias (Figura 37).

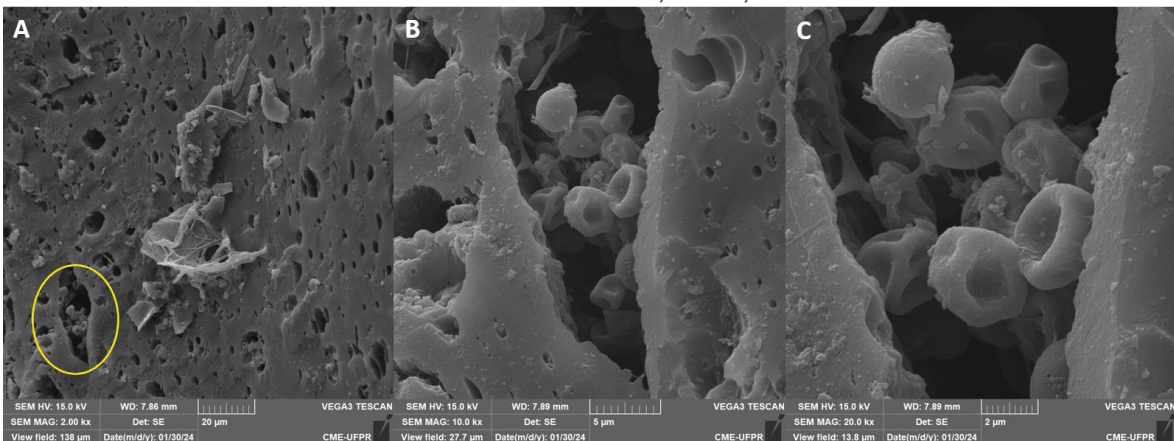
FIGURA 36 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS SETE MESES.



FONTE: O autor (2024).

(A) magnificação de 1.000 vezes; (B) magnificação de 2.000 vezes; (B) magnificação de 5.000 vezes; (D) magnificação de 10.000 vezes; (E) magnificação de 20.000 vezes; (F) magnificação de 30.000 vezes;

FIGURA 37 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS SETE MESES.



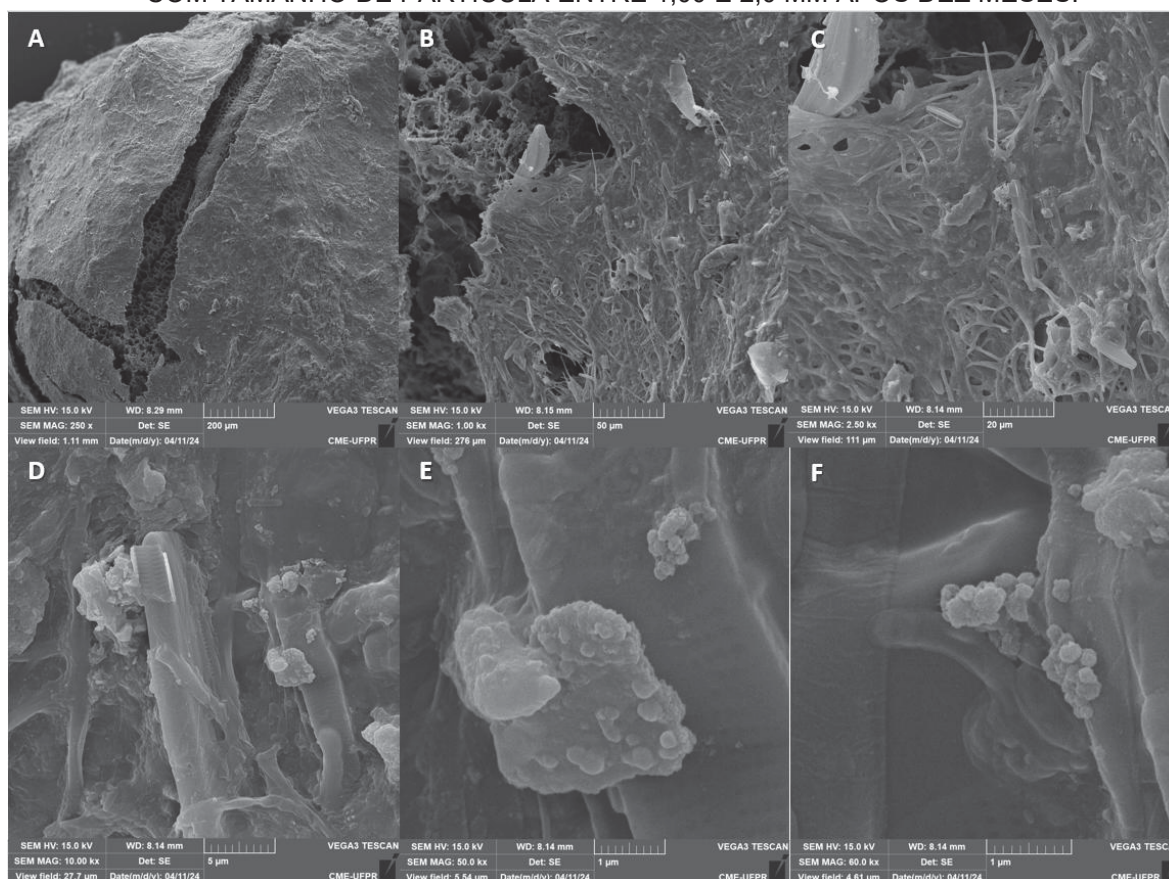
FONTE: O autor (2024).

(A) magnificação de 2.000 vezes; (B) magnificação de 10.000 vezes; (B) magnificação de 20.000 vezes.

Uma nova amostra do carvão ativado foi retirada do leito fixo com dez meses de inoculação e também submetida imagens de MEV, onde verificou-se que alguns grãos

estavam parcialmente cobertos por uma camada de biofilme. Analisando a superfície deste biofilme com imagens ampliadas entre 1.000 e 60.000 vezes observou-se novamente diatomáceas penadas e cilíndricas e estruturas esféricas aglomeradas semelhantes a colônias de bactérias como é mostrado na Figura 38.

FIGURA 38 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS DEZ MESES.

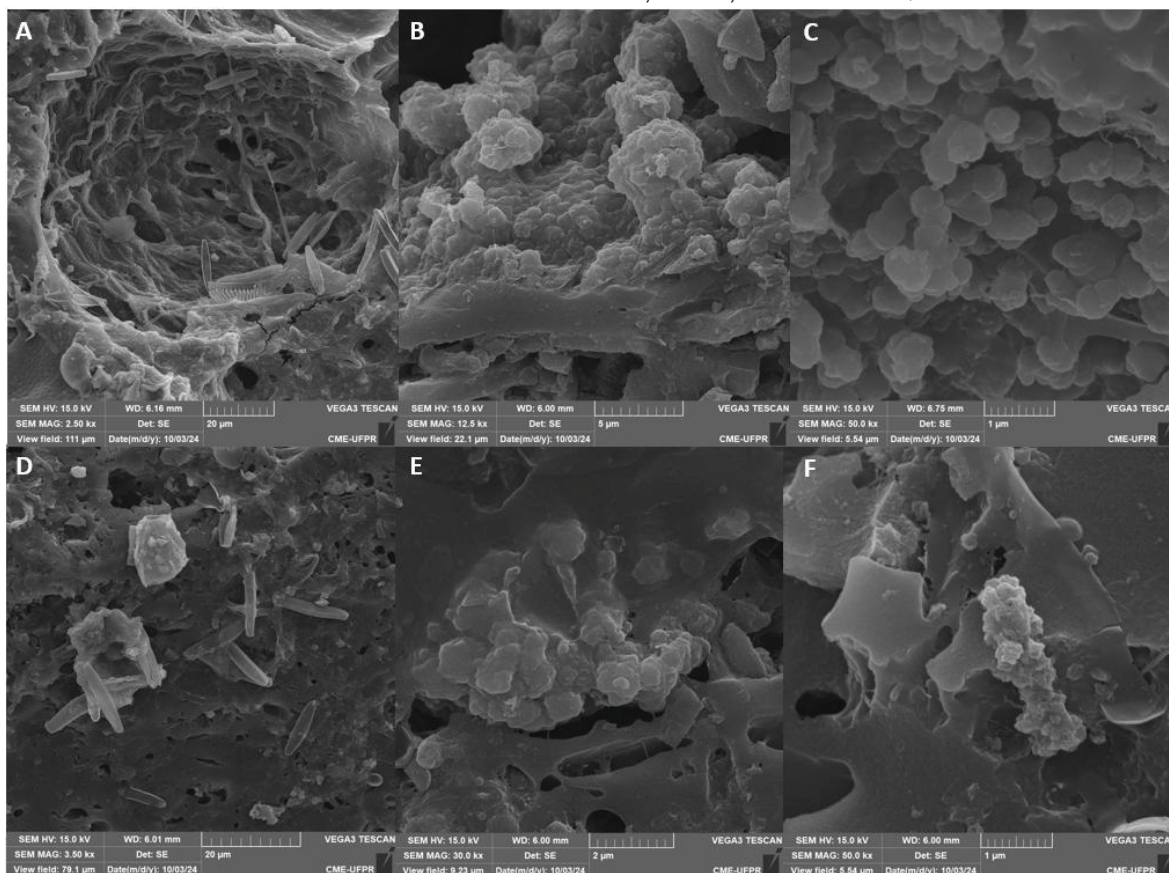


FONTE: O autor (2024).

(A) magnificação de 250 vezes; (B) magnificação de 1.000 vezes; (B) magnificação de 2.500 vezes; (D) magnificação de 10.000 vezes; (E) magnificação de 50.000 vezes; (F) magnificação de 60.000 vezes;

Por fim, com quinze meses, mais uma amostra do carvão ativado foi retirada do leito fixo e submetida a imagens de MEV, onde verificou-se que os grãos se mantinham parcialmente cobertos por uma camada de biofilme. Analisando a superfície do carvão e do biofilme com imagens ampliadas entre 2.500 e 50.000 vezes observou-se novamente diatomáceas penadas e cilíndricas e estruturas esféricas aglomeradas remetendo a colônias de bactérias como é mostrado na Figura 39.

FIGURA 39 – RESULTADO DAS IMAGENS DE MEV PARA A AMOSTRA INOCULADA DE CARVÃO COM TAMANHO DE PARTÍCULA ENTRE 1,00 E 2,0 MM APÓS QUINZE MESES.



FONTE: O autor (2024).

(A) magnificação de 2.500 vezes; (B) magnificação de 12.500 vezes; (B) magnificação de 50.000 vezes; (D) magnificação de 3.500 vezes; (E) magnificação de 30.000 vezes; (F) magnificação de 50.000 vezes;

O aumento de biofilme e microorganismos na superfície do carvão podem estar relacionados ao amadurecimento e crescimento do biofilme no reservatório e sua transferência em circuito fechado nas colunas de carvão ativado durante os quinze meses de inoculação. Qin *et al.* (2024) relataram crescimento bacteriano semelhante após a operação de filtros BAC por 8 a 180 dias, com acúmulo de bactérias e substâncias poliméricas extracelulares (EPS) sobre a superfície do carvão, corroborando para os achados encontrados neste estudo.

4.3.3.5 Imagens de EDS - espectroscopia de energia dispersiva de raios X

Os ensaios de EDS - espectroscopia de energia dispersiva de raios X executados nas amostras de carvão virgem e inoculado com biofilme apresentaram a presença de elementos como carbono, oxigênio, enxofre, ferro, alumínio, silício, potássio e cálcio como as principais substâncias encontradas na estrutura do carvão e no biofilme aderido na amostra. Na amostra de carvão virgem, o percentual de

carbono nas duas áreas estudadas 1 e 2 foram de 79,9% e 92,4% respectivamente e superaram os percentuais da amostra 1 carvão inoculado, que foram de 66,4% e 59,8%. A amostra 2 do carvão inoculado obteve percentual de carbono maior que a amostra 1 apresentando percentuais de 70,7% e 82,5%. O elemento oxigênio foi o segundo em percentual a ser identificado e para a mostra de carvão virgem nas duas áreas obteve-se 12,1% e 5,6% para área 1 e 2 respectivamente.

A área 1 do carvão virgem revelou possuir maior percentual de sílica das amostras e essa quantidade está relacionada aos polens encontrados nas imagens de EDS para esta área (Figura 39A). Esta ocupação dos poros do carvão virgem por polen, pode estar relacionado a seu processo de produção, pois trata-se de um carvão vegetal e sua matéria prima possui essas estruturas e a contaminação do carvão no processo produtivo é uma realidade. Elementos como ferro, alumínio, cálcio, potássio, fosforo, enxofre, manganês, magnésio, zinco, titânio, sódio e cloro foram encontrados em menores percentuais principalmente nas amostras de carvão inoculado indicando a estrutura química do biofilme aderido no carvão. A Tabela 18 mostra os elementos das amostras de carvão com granulometria de 1 a 2 mm antes e depois da inoculação.

TABELA 18 - PORCENTAGEM PONDERADA DOS ELEMENTOS OBTIDOS PELO EDS NAS AMOSTRAS DE CARVÃO ATIVADO VIRGEM E CARVAO ATIVADO GRANULAR INOCULADO ENTRE 1,00 E 2,0 MM.

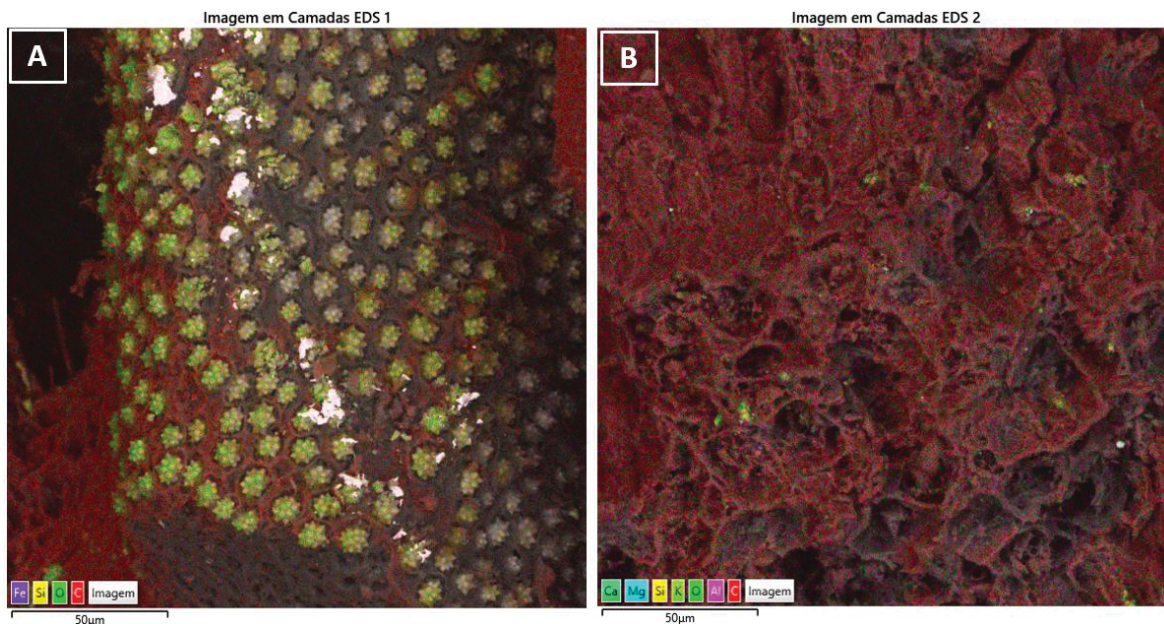
Elemento peso (%)	Carvão ativado virgem		Carvão inoculado amostra 1		Carvão inoculado amostra 2	
	Área 1 (1.500x)	Área 2 (1.500x)	Área 1 (1.500x)	Área 2 (3.000x)	Área 1 (1.500x)	Área 2 (3.000x)
C	79,9	92,4	66,4	59,6	70,7	82,5
O	12,1	5,6	19,9	28,0	21,7	13,7
Si	6,4	0,3	5,3	6,0	2,9	1,5
Fe	0,6	-	0,4	2,5	2,1	0,3
Al	0,6	1,1	3,3	1,3	1,1	0,2
Cr	0,2	-	-	-	-	-
Ca	0,1	0,2	0,3	0,7	0,5	1,0
P	0,1	-	0,1	0,5	0,2	0,1
S	-	-	0,3	0,4	0,4	0,3
K	0,1	0,3	3,6	0,2	0,1	-
Mn	-	-	-	0,2	0,2	-
Mg	-	0,1	0,3	0,2	0,1	0,3
Zn	-	-	-	0,1	-	-
Ti	-	-	0,1	0,1	-	-
Na	-	-	0,1	0,1	-	0,1
Cl	-	-	-	0,1	-	0,1
Relação O/C	0,15	0,06	0,30	0,47	0,31	0,17

FONTE: O autor (2024).

A Figura 40A mostra a estrutura do carvão ativado virgem com os pontos do grão de carvão da área 1 tomada por pólen, o que justifica o percentual de 6,4% de sílica.

A estrutura da Figura 40B apresenta a superfície do grão de um carvão sem elementos em sua superfície e interior dos poros, o que justifica o alto percentual de 92,4% de carbono na área da imagem estudada.

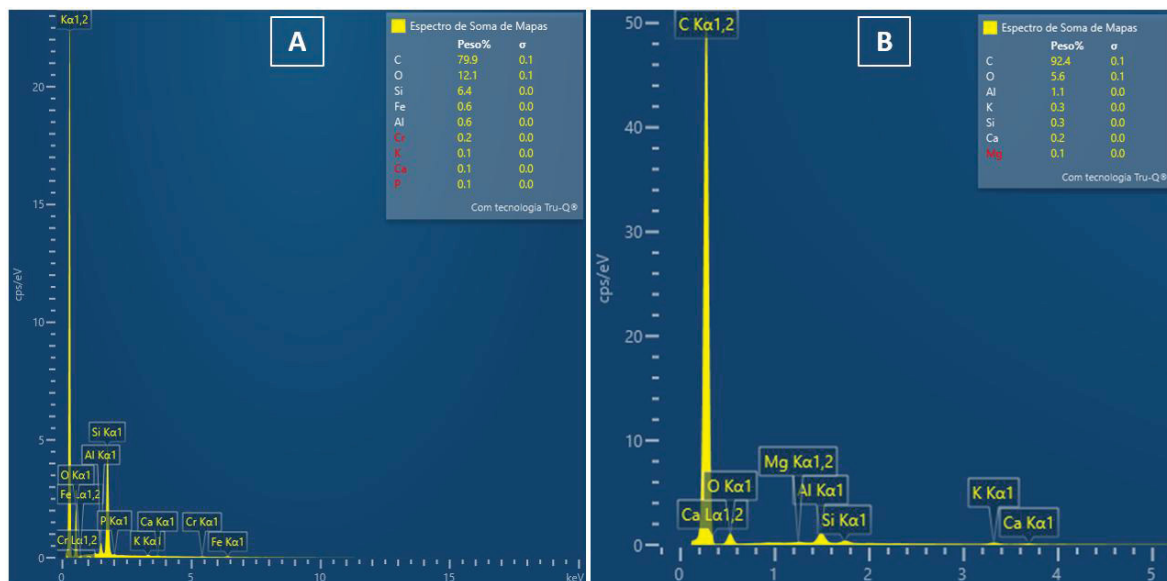
FIGURA 40 – IMAGENS DE EDS PARA A AMOSTRA DE CARVÃO VIRGEM ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B) APRESENTANDO GRANDE PERCENTUAL DE CARBONO.



FONTE: O autor (2024).

O perfil de EDS para amostra de carvão virgem tanto nas áreas 1 como 2 (Figura 41A e B) indicam superfícies sem a presença relevante de matéria orgânica aderida aos poros e superfície, gerando alto percentual de carbono e baixa proporção dos demais constituintes do carvão como oxigênio, ferro, alumínio, potássio, cálcio, com exceção da área 1 que apresentou elevada adsorção de polén nos poros da área 1 da amostra.

FIGURA 41 – RESULTADOS DE EDS PARA A AMOSTRA DE CARVÃO VIRGEM ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B) APRESENTANDO GRANDE PERCENTUAL DE CARBONO.



FONTE: O autor (2024).

A Figura 42 mostra a estrutura do carvão ativado inoculado da amostra 1 contendo placas de biofilme desidratado aderidas a superfície do carvão na área 1 (Figura 42A) e o detalhe com magnificação de 3000x para área 2 (Figura 42B) com a presença de diversas diatomáceas aderida a matéria orgânica justificando o percentual de 6% de sílica e outros elementos em menor proporção na área estudada.

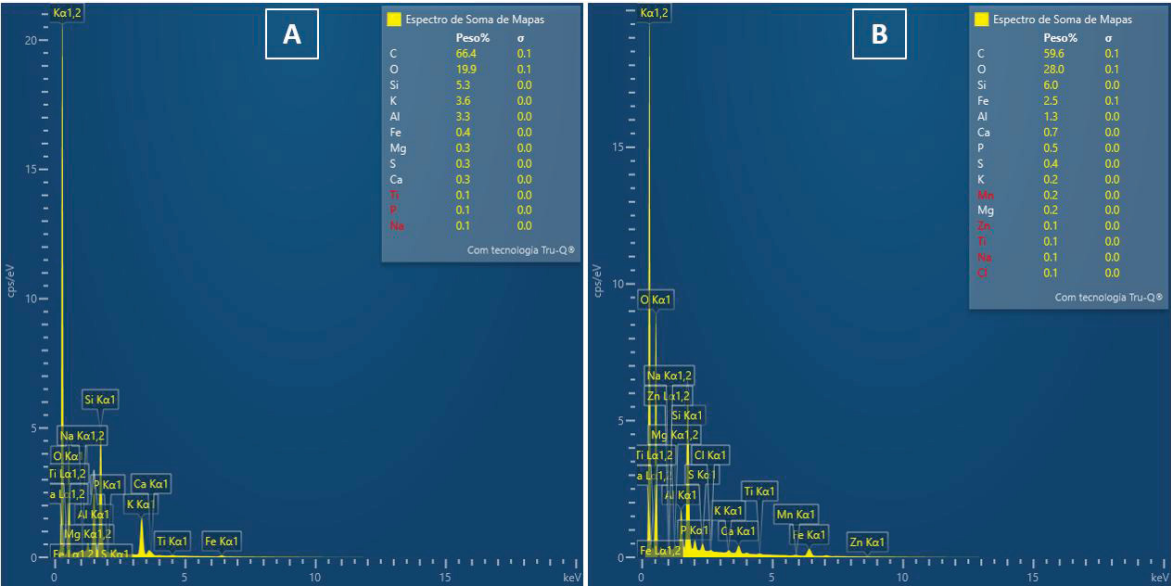
FIGURA 42 – IMAGENS DE EDS PARA A AMOSTRA 1 DE CARVÃO INOCULADO ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B) APRESENTANDO PRESENÇA DE ENXOFRE, FERRO, ALUMÍNIO, OXIGÊNIO, SILÍCIO E CARBONO COMO PRINCIPAIS SUBSTÂNCIAS.



FONTE: O autor (2024).

O perfil de EDS para amostra 1 de carvão inoculado tanto nas áreas 1 como 2 (Figura 43A e B) indicam superfícies sem a presença relevante de matéria orgânica aderida aos poros e superfície, gerando alto percentual de carbono e baixa proporção dos demais constituintes do carvão como oxigênio, ferro, alumínio, potássio, cálcio, com exceção da área 1 que apresentou elevada adsorção de pólen nos poros da área 1 da amostra.

FIGURA 43 – RESULTADOS DE EDS PARA A AMOSTRA 1 DE CARVÃO INOCULADO DE GRANULARIDADE ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B).



FONTE: O autor (2024).

A Figura 44 mostra a estrutura do grão de carvão ativado com parte de sua superfície tomada por placa de biofilme desidratado e contendo a presença de matéria orgânica, microrganismos como diatomáceas penadas fixadas ao biofilme.

FIGURA 44 – IMAGENS DE EDS PARA A AMOSTRA 2 INOCULADA DE GRANULARIDADE ENTRE 1,00 E 2,0 MM APRESENTANDO NA IMAGEM PRESENÇA DE ENXOFRE, FERRO, ALUMÍNIO, OXIGÊNIO, SILÍCIO E CARBONO COMO PRINCIPAIS SUBSTÂNCIAS.



FONTE: O autor (2024).

Por fim o perfil de EDS para amostra 2 de carvão inoculado, na área 1 (Figura 45A) apresentaram 70,7% de carbono, 21,7% de oxigênio, 2,9% de sílica, 2,1% de ferro e 1,1% de alumínio, 0,5% de cálcio, 0,4% de enxofre, entre outros elementos com menores percentuais, demonstrando a presença de biofilme e microorganismos na amostra. A presença de sílica na amostra demonstra a existências do esqueleto de diatomáceas que são feitas destes elementos formados por este tipo de substância. O perfil da área 2 (Figura 45B) apresentaram 82,5% de carbono, 13,7% de oxigênio, 1,5% de sílica, 1,0% de cálcio, 0,3% de ferro, enxofre e magnésio. Alumínio, fósforo, sódio e cloro foram detectados em percentuais menores. Tanto o perfil da área 1 como da área 2 possuíam matéria orgânica e microorganismos em suas áreas de estudo, sendo a área 1 com mais cobertura sobre a área estudada, o que justifica uma concentração menor de carbono e maior dos demais elementos.

FIGURA 45 – RESULTADOS DE EDS PARA A AMOSTRA 2 DE CARVÃO INOCULADO DE GRANULARIDADE ENTRE 1,00 E 2,0 MM NAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B).



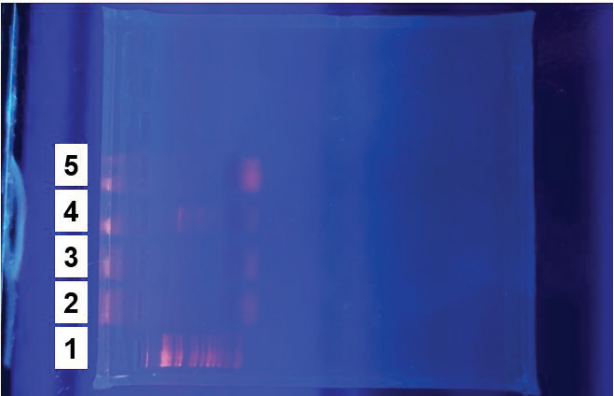
FONTE: O autor (2024).

A aromaticidade do carvão ativado pode ser dada a maior a relação entre oxigênio / carbono (O/C) considerando uma análise qualitativa proporcionada pelo EDS. Quanto mais alta a proporção mais aromático o carvão. Esta aromaticidade gera melhor afinidade para tratar substâncias orgânicas, especialmente com estrutura contendo anéis aromáticos caso das moléculas de MIB, GSM e fluoxetina. Na comparação entre as três amostras e seis áreas, a menor relação O/C ficou nas amostras de carvão virgem, área 2 com 0,06, o que era esperado pois esta amostra não teve contato com o biofilme. As amostras de carvão inoculado obtiveram relação O/C maiores indicando menos aromaticidade por conta da cobertura de biofilme sobre as áreas do grão de carvão. Para uma análise quantitativa do carvão, considerada mais precisa, esta se dá com o uso de analisador elementar, que neste caso não se torna necessário, pois nos interessa mais a superfície do carvão do que sua estrutura interior.

4.3.4. Resultados das análises de microbioma

Após a extração do DNA descrita na seção 3.2.4.3, ocorreu a revelação do gel em luz UV das amostras de biofilme (2), do carvão ativado granular inoculado com o biofilme (3), do carvão ativado granular virgem (4) e do controle negativo (5) em relação ao controle positivo para genes de bactéria 16S rRNA (1) como apresentado na Figura 46.

FIGURA 46 – REVELAÇÃO DO GEL EM LUZ ULTRAVIOLETA INDICANDO A PRESENÇA DE DNA COMPATIVEL COM BACTÉRIAS DO GENE 16S rRNA. NO BIOFILME.



FONTE: O autor (2024).

A revelação em UV ocorreu apenas para as amostras de biofilme (2) e carvão ativado granular inoculado com o biofilme (3) que tinham apresentado concentração de DNA de 6,7 ng/μl no teste preliminar de NanoDrop, o que não ocorreu para a amostra do e carvão ativado granular virgem (4) que apresentou concentração de DNA de 1,0 ng/μl. A não revelação do gel para a amostra de carvão virgem era esperada e demonstra que o carvão virgem usado como base não estava inicialmente contaminado com algum tipo de bactéria provinda do sistema produtivo industrial durante sua produção, estocagem ou transporte.

Os mesmos testes de PCR com revelação em gel foram aplicados nas amostras de água filtrada da ETA (amostra 1), água filtrada da ETA pós-tratamento com O3 (amostra 2) e água filtrada da ETA pós-tratamento por O3+CAB (amostra 5) apresentando concentrações de DNA de 0,9 ng/μl, não detectável e 1,5 ng/μl respectivamente. A Tabela 19 apresenta o resumo da concentração de DNA encontradas com o equipamento Nanodrop nas amostras estudadas.

TABELA 19 - CONCENTRAÇÕES DE DNA EM AMOSTRAS DE ÁGUA FILTRADA DA ETA, BIOFILME, CARVÃO ATIVADO GRANULAR INOCULADO, CARVÃO ATIVADO VIRGEM E ÁGUA FILTRADA DA ETA PÓS-TRATAMENTO POR O3+CAB UTILIZANDO TÉCNICA DE NANODROP.

Amostra	Unidade	Concentração
1.Água filtrada da ETA	ng/μl	0,9
2.Água filtrada da ETA pós-tratamento por O3	ng/μl	N.D.
3.Biofilme	ng/μl	6,7
4.Carvão ativado biológico (inoculado com o biofilme)	ng/μl	6,7
Carvão ativado granular virgem	ng/μl	1,0
5.Água filtrada da ETA pós-tratamento por O3+CAB	ng/μl	1,5

FONTE: O autor (2024).

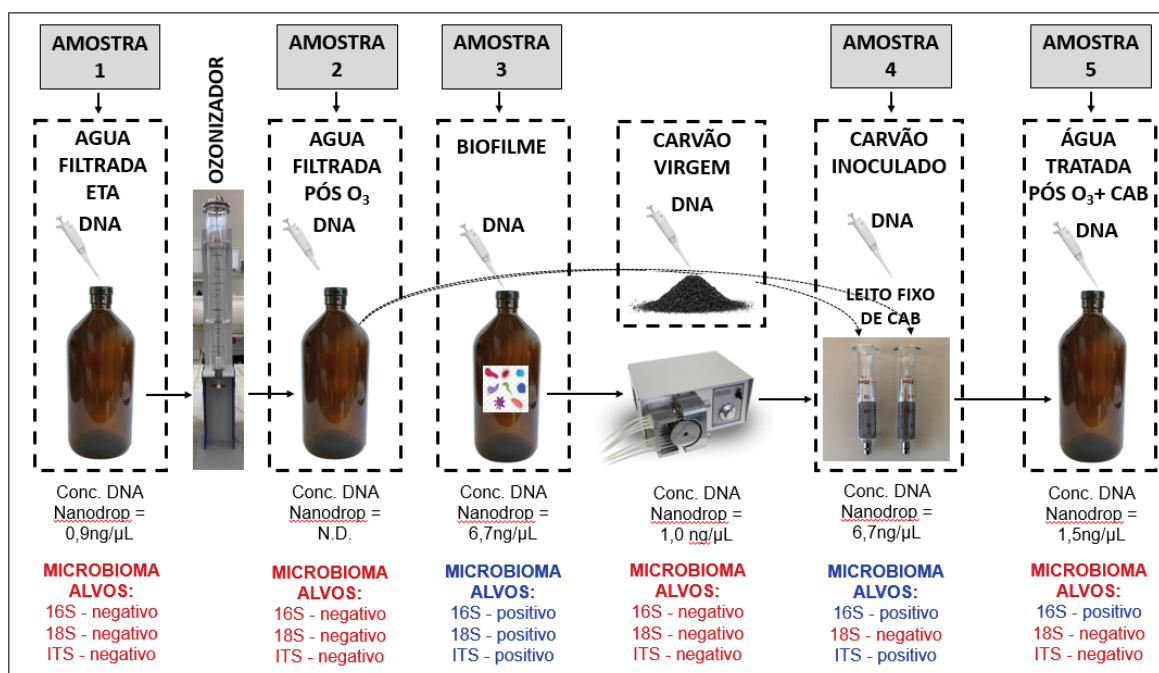
LEGENDA: N.D.: Não detectado.

Equipamento utilizado: Thermo Scientific – NanoDrop 2000/2000c

Após estes ensaios de validação preliminar, as amostras foram submetidas às análises metagenômicas e apenas a amostra de biofilme (3) obteve amplificação para

os três genes 16S, 18S e ITS. A amostra de carvão ativado inoculado (CAB) apresentou amplificação para genes 16S e ITS e a amostra de água filtrada da ETA pós-tratamento por O₃+CAB apresentou amplificação para genes 16S. As demais amostras não amplificaram para nenhuma das três bases genéticas. A Figura 47 mostra um resumo das coletas de DNA feitas nas amostras estudadas e os resultados positivos e negativos das amplificações de genes avaliados.

FIGURA 47 – APRESENTAÇÃO DAS AMOSTRAS QUE PASSARAM PELA FILTRAGEM E EXTRAÇÃO DE DNA PARA ENSAIOS DE MICROBIOMA.



FONTE: O autor (2024).

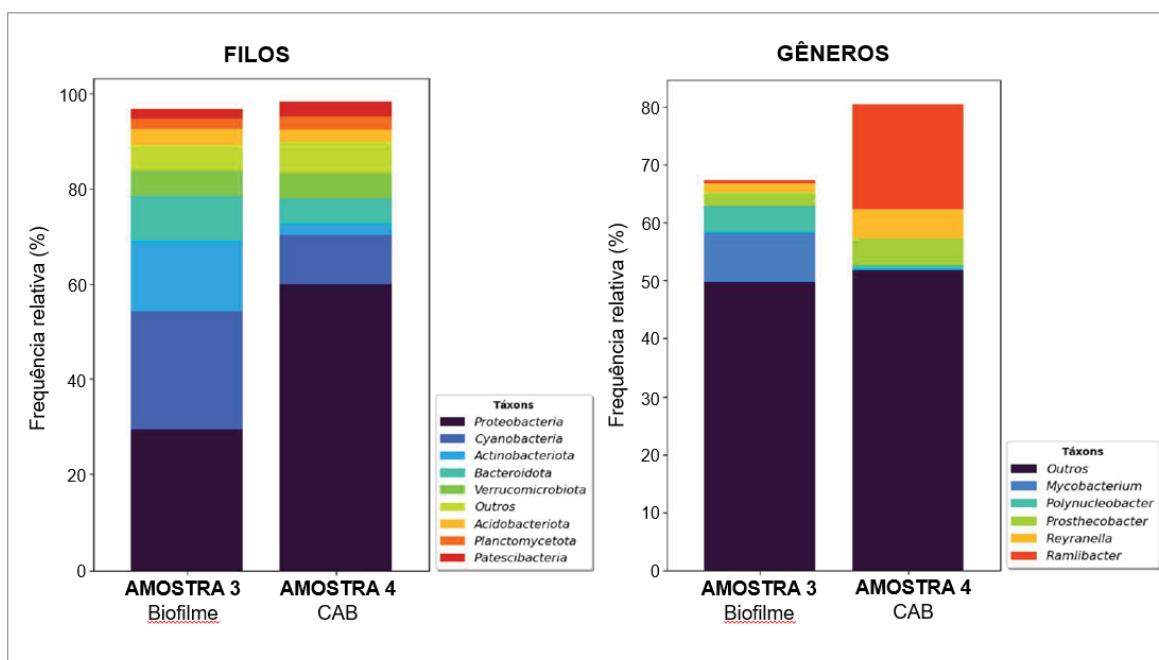
Com os resultados das análises metagenômicas, foi possível avaliar a nível taxonômico os microrganismos. Em alguns casos até o nível de espécie das bactérias, arqueias, eucariotos e fungos foi possível ser identificado nas amostras, apesar de que a técnica via amplicon (*barcoding*) gera resultados mais confiáveis até nível de gênero e não de espécie.

Para as amostras de biofilme os resultados dos microbiomas apresentaram 116.526 sequências para bases 16S rRNA. Já para o carvão ativado inoculado (CAB) apresentaram 107.095 sequências nesta base. A amostra de biofilme apresentou como filos mais abundantes a Proteobacteria (29,5%), seguida da Cyanobacteria (24,6%), a Actinobacteriota (14,8%), a Bacteroidota (9,5%), a Verrucomicrobiota (5,5%), entre outros em menor proporção. Já a amostra de CAB apresentou uma elevada concentração de Proteobacteria (60%) seguida da Cyanobacteria (10,3%), a Verrucomicrobiota (5,5%), a Bacteroidota (5,3%), Patescibacteria (3,2%) entre outros

de menor proporção dos demais. Os resultados obtidos neste estudo estão em consonância com as observações de Xu *et al.* (2023), que identificaram, em biofilmes de filtros de areia superficial (*the schmutzdecke*) e de CAG, uma forte dominância do filo Proteobacteria (62,1%), seguida por Firmicutes (10,1%), Actinobacteria (7,9%), Acidobacteria (4,4%) e Bacteroidetes (4,2%). De forma semelhante, outros estudos detectaram proporções variando entre 32,6% e 73% de Proteobacteria em biofilmes de ETAs (Pinar-Méndez *et al.*, 2022; Sudarshan *et al.*, 2024), reforçando que este filo é o mais comumente detectado em sistemas de biofiltração (Waagenaar *et al.*, 2024).

A nível de gêneros identificados, a amostra de biofilme obteve 32,7% dos gêneros de bactérias não caracterizadas, sendo designadas com códigos alfa-numéricos (como a cianobactéria ULC077BIN1 com 3,8% e várias outras com percentuais menores). Dentre as identificadas, a actinobactéria *Mycobacterium* apresentou 8,5%, a *Polynucleobacter* com 4,5% e *Prosthecobacter* com 2,3%, entre outros em menor proporção. Na amostra de CAB, fica clara a presença da Gram-negativa formadora de cisto *Ramilibacter* com 18% de abundância, seguida da *Reyranella* (5,1%), *Prosthecobacter* (4,5%), entre outros em menor proporção. Do mesmo modo que o biofilme, a amostra de CAB obteve 19,6% dos gêneros de bactérias não caracterizadas e outras com designação de códigos alfa-numéricos como a *Ga0077554* (3,6%), *JJ008* (3%) e *Z2-YC6860* (2,1%) entre outros em menor proporção. A Figura 48 apresenta a frequência relativa das principais bactérias encontradas no biofilme e CAB e a Tabela suplementar 5 do Apêndice E relaciona todas as bactérias encontradas considerando o domínio, filo, classe, ordem, família, gênero e espécie.

FIGURA 48 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA RELATIVA DE BACTÉRIAS (16S) ENCONTRADAS NAS AMOSTRAS DE BIOFILME E CAB SUBMETIDAS AOS ENSAIOS DE MICROBIOMA.

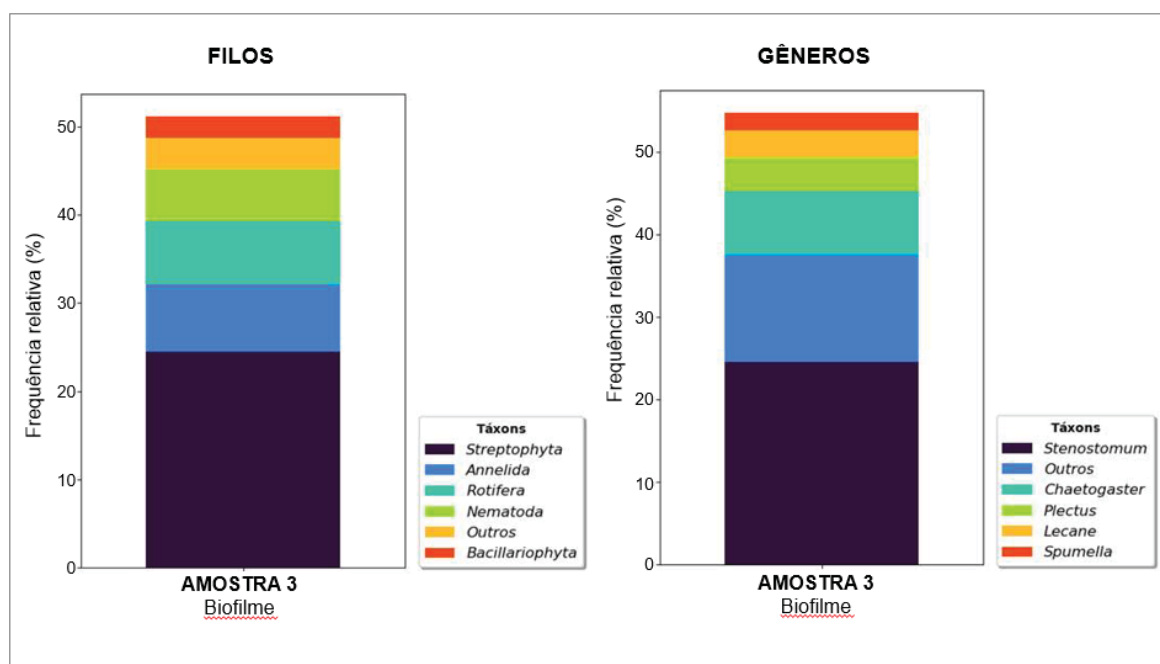


FONTE: O autor (2025).

A amostra de biofilme também apresentou 115.170 sequências para bases 18S rRNA, sendo as leituras com maior frequência relativa foram respectivas a planta *Stenostomum* (24%), anelídeo *Chaetogaster* (7%) e nematoíde *Plectus* (4%). Cerca de 35% das sequências que não obtiveram correspondência com as bases de 18S disponíveis. A Figura 49 mostra a frequência relativa de filos e gêneros dos principais eucariotos mais abundantes encontrados na amostra de biofilme. A Tabela suplementar 6 do Apêndice F relaciona todas as bactérias encontradas considerando o domínio, filo, classe, ordem, família, gênero e espécie. Em comparação com os genes de bactérias, a quantidade de eucariotos encontrados na amostra foi muito menor e apenas três eucariotos foram identificados a nível de espécie, mostrando uma limitação das bases de eucariotos postadas em centros internacionais de biotecnologia da informação (NCBI).

A ausência de 18S rRNA nas amostras de CAB provavelmente resulta de uma combinação de fatores, incluindo a baixa abundância inicial (Gabrielli *et al.*, 2023), a exclusão competitiva bacteriana (Qin e Hammes, 2021), condições ambientais desfavoráveis (Zieliński *et al.*, 2021), limitações metodológicas de detecção (Di Gloria *et al.*, 2025) e a fragilidade estrutural das células eucarióticas (Bai *et al.*, 2022). Em contraste, Zhang *et al.* (2021) obtiveram amplificação do gene 18S e identificaram fungos do filo Dikarya com maior abundância (39%) em filtros de CAB.

FIGURA 49 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA RELATIVA DE EUCARIOTOS (18S) ENCONTRADA NA AMOSTRA DE BIOFILME SUBMETIDA AOS ENSAIOS DE MICROBIOMA.



FONTE: O autor (2025).

Em contraste com os resultados do gene 18S, tanto o biofilme quanto a amostra de CAB apresentaram sequências correspondentes à região ITS, com a obtenção de 432.578 sequências ITS do biofilme e 267.057 sequências da amostra de CAB. Embora esse marcador seja utilizado principalmente para a identificação de fungos, ele também está presente em outros eucariotos, podendo auxiliar em sua caracterização.

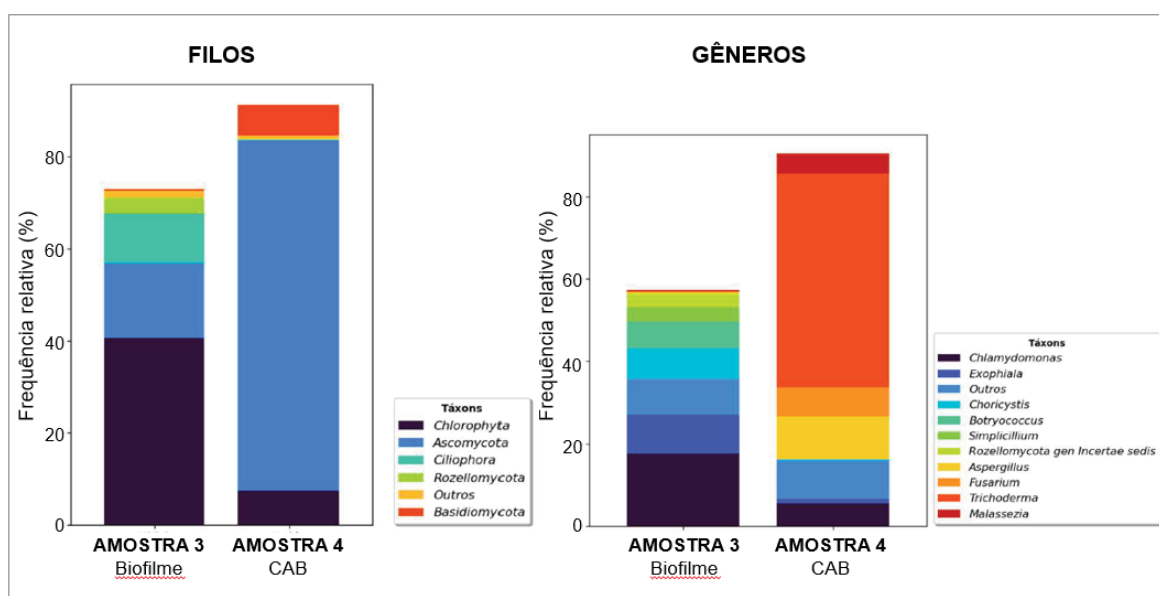
Na amostra do biofilme, 40% das sequências foram atribuídas ao filo Chlorophyta (algas verdes), 16% a Ascomycota (fungos) e 10% a Ciliophora. Por outro lado, a amostra de CAB foi composta predominantemente por fungos do filo Ascomycota (77%). Além disso, aproximadamente 27% das sequências do biofilme e 9% das do CAB não puderam ser taxonomicamente atribuídas ao nível de filo. Uma inspeção manual sugeriu que essas sequências correspondiam a um ciliado com 95% de similaridade ao gênero *Cinetochilum*, um protozooplâncton pertencente ao Reino Chromista (GoGenetic, 2024).

A nível de gênero, a amostra de biofilme apresentou as algas verdes *Chlamydomonas* (18%), o fungo demaciáceo *Exophiala* (16%), as algas *Choricystis* (7%) e *Botryococcus* (6%), entre outros gêneros em menores proporções. Já a amostra de CAB foi composta principalmente por fungos, destacando-se *Trichoderma*

(52%), *Aspergillus* (11%) e *Fusarium* (7%), além da alga verde *Chlamydomonas* (5%), juntamente com outras espécies em baixa representatividade.

A dominância de *Trichoderma*, correspondendo a mais de 50% da amostra, indica a capacidade desse fungo em formar biofilmes em filtros e tubulações de sistemas CAB para água potável. Esses resultados sugerem que o CAG também sustenta o crescimento fúngico, possivelmente contribuindo para a biodegradação da matéria orgânica. Além disso, a detecção de sequências ITS de *Aspergillus* e *Fusarium* também foi relatada por Fish *et al.* (2020) em biofilmes de sistemas de distribuição de água potável, sendo *Fusarium* sp. o principal táxon fúngico identificado. Foi observado que as comunidades fúngicas ocorrem em menores abundâncias que as bacterianas (Fish *et al.*, 2020). No entanto, é importante destacar que os resultados apresentados nesta tese indicam que certos táxons fúngicos, como *Trichoderma*, podem ser favorecidos nos biofilmes de filtros CAB. A Figura 50 mostra a frequência relativa de filos e gêneros dos fungos mais abundantes encontrados na amostra de biofilme e CAB e a Tabela suplementar 7 do Apêndice G relaciona todas os fungos encontrados considerando o domínio, filo, classe, ordem, família, gênero e espécie.

FIGURA 50 –GRÁFICO DE FREQUÊNCIA RELATIVA DE FUNGOS (ITS) ENCONTRADAS NAS AMOSTRAS DE BIOFILME E CAB SUBMETIDAS AOS ENSAIOS DE MICROBIOMA.



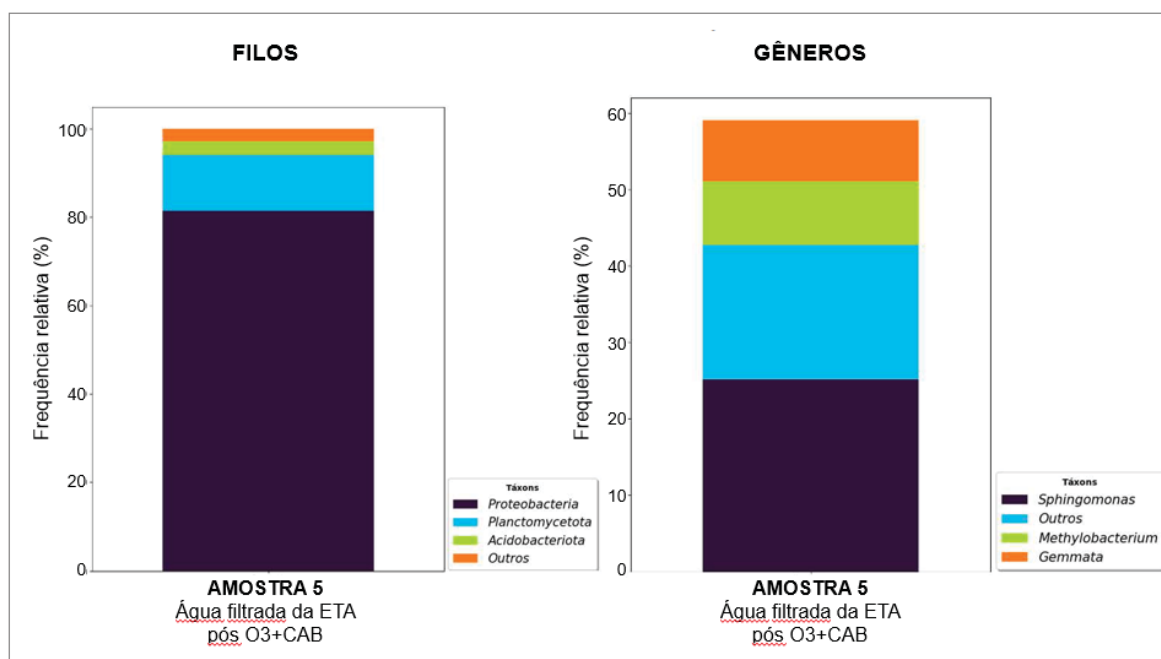
FONTE: O autor (2025).

A amostra da água filtrada da ETA pós O₃+CAB (5), acabou apresentando 234.755 sequências utilizadas para a análise de bactérias. Os filos mais abundantes foram a Proteobacteria (81%) e Planctomycetota (13%), com 222 diferentes táxons identificados. Cerca de 40% dos táxons não foram caracterizados. Dentre estes, 15%

são da família Acetobacteraceae e 15% de Sphingomonadaceae. Em relação aos gêneros identificados, os mais abundantes observados foram *Sphingomonas* (25%), *Methylobacterium* (8%) e *Gemmata* (8%). *Sphingomonas* são Gram-negativas quimioheterotróficas e aeróbias, comuns de solo e água. *Gemmata obscuriglobus* é uma Gram-negativa, aeróbia e heterotrófica do filo Planctomycetota, com ocorrências relatadas em corpos de água doce, o que corrobora com a origem do biofilme que provém de água de abastecimento do reservatório do Iraí. *Methylobacterium* são Gram-negativas aeróbicas, facultativamente metilotróficas, fastidiosas, isoladas de solo, poeira, plantas e água. Esta elevada frequência relativa de Proteobacteria encontrada na água pós-tratamento de O₃+CAB reforça mais uma vez que este filo é o mais comumente detectado em sistemas de biofiltração (Pinar-Méndez *et al.*, 2022; Sudarshan *et al.*, 2024; Waagenaar *et al.*, 2024).

A Figura 51 mostra a frequência relativa de filos e gêneros das bactérias mais abundantes encontradas na amostra da água filtrada da ETA pós O₃+CAB e Tabela suplementar 8 do Apêndice H relaciona todas as bactérias encontradas considerando o domínio, filo, classe, ordem, família, gênero e espécie.

FIGURA 51 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA RELATIVA DE BACTÉRIAS (16S) ENCONTRADAS NA AMOSTRA DE ÁGUA FILTRADA DA ETA PÓS O₃+CAB SUBMETIDA AOS ENSAIOS DE MICROBIOMA.



FONTE: O autor (2025).

A Tabela 20 resume as sequências para bases 16S, 18S e ITS encontradas nas amostras de biofilme (3), CAB (4) e filtrada da ETA pós O₃+CAB (5).

TABELA 20 – NÚMERO DE SEQUÊNCIAS DE BASES 16S, 18S E ITS ENCONTRADAS NAS AMOSTRAS DE BIOFILME (3), CAB (4) E ÁGUA APÓS BIOFILTRAÇÃO EM CAB (5).

Amostra	Sequências		
	16S	18S	ITS
3.Biofilme	116.526	115.170	432.578
4.Carvão ativado biológico (CAB)	107.095	A.A	267.057
5.Água filtrada da ETA pós O ₃ +CAB	234.755	A.A	A.A

FONTE: O autor (2025).

LEGENDA: A.A: ausência de amplificação.

Em termos de estabilidade a longo prazo, os sistemas de filtração CAB permanecem com algumas questões críticas a serem observadas para aplicações em escala plena em ETAs. Estudos demonstram que as comunidades microbianas em filtros de CAG podem permanecer funcionalmente ativas por longos períodos, mesmo sob condições operacionais variáveis, desde que haja suprimento adequado de oxigênio dissolvido e disponibilidade de nutrientes. Por exemplo, Liu *et al.* (2025) demonstraram que filtros CAB com 3,5 a 15 anos de operação mantiveram eficiente capacidade de remoção de micropoluentes, evidenciando sua robustez operacional de longo prazo. Trabalhos recentes, como o de Betsholtz *et al.* (2024), ressaltaram que a interação entre adsorção e biodegradação dentro dos filtros de CAG é essencial para a manutenção do desempenho do tratamento, enquanto Zhang *et al.* (2025) observaram que a variação sazonal influencia a composição e estabilidade da comunidade microbiana, embora a resiliência funcional seja amplamente preservada.

Em conjunto, esses achados sugerem que, embora a suplementação de nutrientes, a disponibilidade de oxigênio e a exposição à pré-oxidação possam modular a dinâmica microbiana, filtros de CAB bem operados são capazes de sustentar a colonização microbiana e a estabilidade funcional ao longo do tempo, apoiando sua integração em sistemas de tratamento de água potável.

Com base nessas evidências de estabilidade de longo prazo, é igualmente importante considerar como as estratégias operacionais — especialmente a integração da ozonização com o CAB que juntas podem equilibrar a viabilidade microbiana e as necessidades de desinfecção em aplicações em escala real. A combinação entre ozonização e filtração por CAB constitui uma prática consolidada no tratamento de água potável, aprimorando a remoção de carbono orgânico e, simultaneamente, mantendo a atividade biológica do biofilme (Cipparone *et al.*, 1997). Estudos recentes também confirmaram sua robustez, mostrando que o sistema O₃+CAB remove eficazmente contaminantes emergentes ao mesmo tempo em que sustenta










comunidades microbianas diversas (Guarin *et al.*, 2024; Zhou *et al.*, 2025). Abordagens de múltiplas barreiras, como O₃–BAC–Cl₂, garantem adicionalmente o controle de patógenos e a estabilidade do biofilme, ao integrar o pré-tratamento oxidativo com o polimento biológico (Liu *et al.*, 2019).

Em conjunto, essas evidências demonstram que o processo O₃+CAB continua sendo uma estratégia versátil e eficaz, capaz de conciliar desinfecção e funcionalidade microbiana sob diferentes condições operacionais.

4.3.6. Resultado das análises de esgotamento em placa (Plate Count Agar)

Inicialmente, um ensaio de contagem de placas em ágar (PCA) foi usado para identificar a presença de células viáveis e proliferantes. Foram realizados para as cinco amostras estudadas. Não apontaram a presença de formação de colônias na água filtrada da ETA (1) e nem na água filtrada da ETA após o tratamento por ozônio (2), o que era esperado, uma vez que a água da ETA possui pré-cloração durante o seu tratamento em certos períodos do ano e a água da ETA oxidada com ozônio no reator teria sido teoricamente desinfetada. Já a amostra de biofilme (3) usado para inocular o carvão ativado apresentou formação de colônias da ordem de $1,6 \times 10^2$ UFC/mL e a amostra de CAB (4) apresentou $1,6 \times 10^3$ UFC/mL. Seguindo a mesma tendência das análises de metagenoma, a amostra de água filtrada pós-tratamento por O₃+CAB apresentou $1,0 \times 10^1$ UFC/mL, conforme pode ser verificado na Figura 52 a seguir:

FIGURA 52 – CONTAGEM DE COLONIAS EM PLACA DE ÁGAR PARA ENCONTRADAS NO BIOFILME, CARVAO ATIVADO E ÁGUA APÓS TRATAMENTO POR CAB.

NOME DAS AMOSTRAS	ENSAIO / CONTAGEM			FATOR DE MULTIPLICAÇÃO*	RESULTADO	UNIDADE
	PLACA 1	PLACA 2	MÉDIA	10	R = a x 10b	ufc/mL
1) Água filtrada da ETA;						
	0	0	0	0	0	ufc/mL
2) Água filtrada da ETA pós tratamento com ozônio;						
	0	0	0	0	0	ufc/mL
3) Biofilme (água bruta de abastecimento da ETA)						
	10	22	16	160	$1,6 \times 10^2$	ufc/mL
4) Carvão ativado inoculado com biofilme (Amostra de carvão que foi masserada, lavada e filtrada para uso na placa)						
	188	132	160	1.600	$1,6 \times 10^3$	ufc/mL
5) Água após o tratamento com ozônio + passagem pelo CAB - carvão ativado biológico						
	1	1	1	10	$1,0 \times 10^1$	ufc/mL

FONTE: O autor (2024).

Nota: *Neste ensaio não foi necessário fazer diluição, pois na primeira tentativa com diluições sucessivas não houve formação. Desta forma partiu-se para ensaio com a amostra diretamente na placa.

Esta tendência de água pós-tratamento O₃+CAB indicar a presença de células proliferantes, as quais também foram reportadas pelo ensaio de metagenoma para o gene 16S (bactérias), chamou a atenção para a operação e manejo dos filtros de CAB em tratamento de água potável, pelo potencial risco de carrear microorganismos viáveis para a rede de água potável. Claveau *et al.* (2024) também relatou episódio de detecção de uma colônia única (1 UFC/100 ml) de *Clostridium perfringens* na água final, pós-tratamento com O₃+CAB. Comparado com contagem total de células (CCT) e contagem de células intactas (CCI), para as amostras coletadas no dia anterior ao evento operacional, ocorreram aumentos 3 vezes no CCT e de 21 vezes no CCI, sugerindo uma desinfecção ineficiente do sistema.

4.3.7. Análises de citometria de fluxo

Para obter *insights* sobre a tendência das contagens de microrganismos nas cinco amostras deste estudo, análises de CF foram realizadas. Um ensaio preliminar para testes iniciais e calibração do equipamento ocorreu em 05/12/2024 outros três análises com a parametrização definitiva em 12/12/2024, 16/04/2025 e 02/05/2025. Para avaliar por CF a quantidade de organismos vivos, foi realizada a marcação das amostras com o intercalante de DNA iodeto de propídeo (PI). A membrana ou parede

das células foi permeabilizada com etanol 100% permitindo a entrada do PI. A marcação com PI foi realizada por CF e os resultados apresentados no formato de gráficos do tipo dot plot (FSC versus FL2). Como pode-se observar na Figura 52, um limiar foi utilizado no canal FL2 para reduzir o ruído de fundo (Claveau *et al.*, 2024). Foram realizados testes inicialmente com as amostras não filtradas e posteriormente filtradas em papel filtro qualitativo de 15 µm com o intuito de reduzir as interferências de sinais e eventos que não fossem relacionados a contagem de microorganismos. Também, as amostras filtradas puderam ser mais bem comparadas com a amostra de CAB que necessariamente necessitou ser filtrada por conta de evitar contagem de eventos relacionados aos fragmentos de carvão ativado macerado (uma vez que a amostra era de carvão moído em suspensão com água destilada).

Considerando apenas os dados das análises das amostras filtradas e marcadas com PI, a água filtrada da ETA (1) obteve média de 1063 eventos, a água filtrada da ETA pós O₃ (2) obteve 194 eventos, biofilme (3) indicou 910 eventos, a amostra de CAB (4) apresentou 505 eventos e por fim a água filtrada da ETA pós O₃+CAB (5) indicou 393 eventos. Era esperado que a amostra de biofilme obtivesse a maior contagem de eventos e não a água filtrada da ETA, uma vez que o biofilme foi alimentado por 15 meses com nutrientes e fornecimento de OD para proporcionar o crescimento microbiano. Essa quantidade de eventos foi maior na água filtrada da ETA (1), em comparação em comparação com as demais amostras, pode estar associada ao conteúdo de DNA extracelular (eDNA) presente na amostra 1. Um número menor de eventos para a amostra água filtrada da ETA pós O₃ (2) era esperado e se confirmou, uma vez que o ozônio promoveu a oxidação e desinfecção da amostra. Com 505 eventos para a amostra de CAB, é possível afirmar que houve transferência células entre o biofilme e o leite de CAB. Por fim, a água filtrada da ETA pós O₃+CAB (5) apresentou contagem de células superior a amostra de água filtrada da ETA pós O₃ (2), indicando um carregamento de células viáveis do leite de CAB para a amostra após passagem pelo filtro. Este resultado de contagem de células na amostra 5 ficou em linha com a presença de bacteriana por PCA ($1,0 \times 10^1$ UFC/mL) e metagenômica para 16S na amostra.

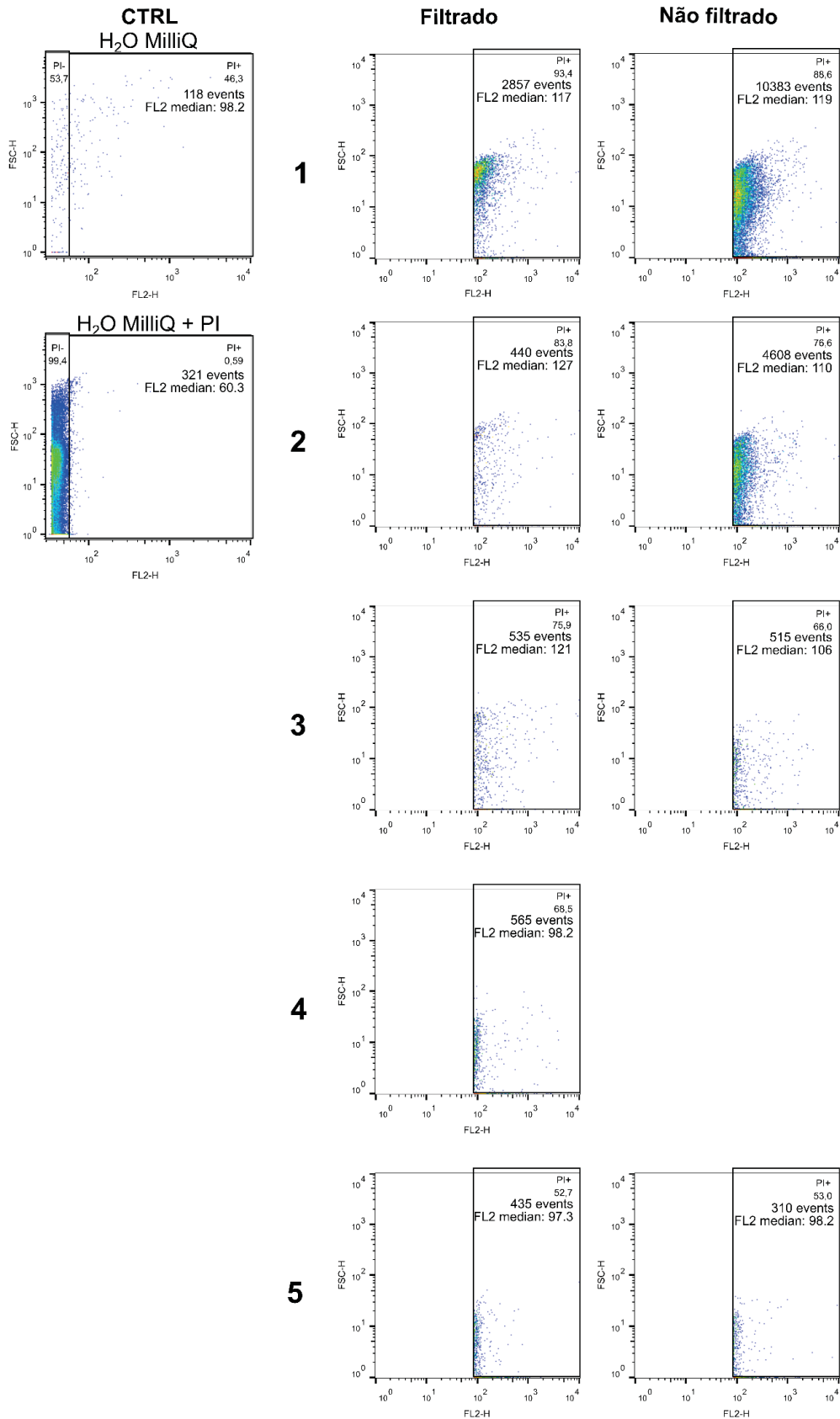
Em conjunto com a estratégia de análise, esses números possivelmente indicam uma maior ou menor quantidade de microorganismos nas amostras, independentemente de sua viabilidade, devido ao processo de fixação das amostras (Wouters *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2020). Apesar do uso crescente da FC em

microbiologia, é importante observar que a FC não substitui os métodos convencionais de contagem bacteriana e deve ser utilizada como uma estratégia complementar (Claveau *et al.*, 2024).

Estudos como o de Hammes *et al.* (2008), utilizaram a FC para contagens totais de células bacterianas combinadas com PCA e ATP em reatores de planta piloto de GAC em uma ETA e a FC apresentou vantagens marcantes sobre dois outros parâmetros microbiológicos. Pick e Fish (2024) também utilizaram a FC combinada com a análise molecular de qPCR para monitorar e demonstrar a concentração de células presentes no biofilme de sistema de distribuição de água potável (SDAP). Outros autores, como Qin e Hammes (2021), utilizaram a FC para medir a CCT e a CCI em biofilmes e para quantificar a biomassa em filtros de CAG em escala de bancada. Da mesma forma, Van Nevel *et al.* (2017) utilizaram a FC combinada com a PCA para monitorar redes de água potável após sua lavagem, demonstrando a versatilidade da FC quando integrada a outras técnicas de quantificação microbiana em ETAs.

Por fim, é importante frisar que a diferença de contagem nas amostras filtradas e não filtradas mostrou a sensibilidade do citômetro às partículas presentes, indicando a importância da filtração das amostras para a correta comparação. A Figura 53 apresenta um comparativo das leituras em formato *Dot plot* de um dos ensaios realizado para as amostras com e sem filtração.

FIGURA 53 – ANÁLISE POR CITOMETRIA DE FLUXO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA DA ETA (1), ÁGUA APÓS OZONIZAÇÃO (2), BIOFILME (3), CAB (4) E ÁGUA APÓS BIOFILTRAÇÃO EM CAB (5) E CONTROLES (CTRL) DE ÁGUA MILLIQ (H2O MILLIQ) E ÁGUA MILLI-Q COM PI.



FONTE: O autor (2025).

A seguir são explicados os parâmetros encontrados nos gráficos da Figura 53:

- a. Tipo de gráfico: *Dot plot*, onde cada ponto representa um evento/célula/sinal;
- b. Evento: Cada sinal eletrônico percebido pelo citômetro, podendo ser uma célula, *debris* celular, bolha, etc;
- c. FSC (*forward scatter*): Parâmetro que mede o tamanho e a forma da célula, sendo gerado pela dispersão da luz que passa através da célula quando esta é iluminada por um laser;
- d. FL2: Laser utilizado para detectar a fluorescência do PI. Foi configurado para considerar somente os eventos PI+ já que as amostras foram processadas para a marcação. A unidade da fluorescência são unidades arbitrárias (*arbitrary units*, AU);
- e. Escala dos eixos: Ambos os eixos X e Y estão em escala de log devido a variabilidade do tamanho e intensidade de fluorescência dos eventos;
- f. Seleção dos “*gates*”: Tratam-se dos retângulos onde foram selecionadas a população de interesse, com a intensidade de fluorescência para PI > 100, ou seja, PI positivas;
- g. Cores no *dot plot*: Representam a densidade da dispersão dos eventos nos parâmetros dos eixos. Em azul representando uma menor densidade, enquanto verde indica uma maior densidade;
- h. PI+: Nos gráficos, os valores numéricos abaixo de PI+ representam a porcentagem de eventos que estão dentro do *gate* comparado ao número total de eventos;
- i. FL2 median: Representa o número gerado pela maior concentração de números de eventos baseado na mediana de um histograma. O PI marca positivamente células e como as amostras foram fixadas em álcool, todas estariam mortas para essa análise. Apesar das pequenas diferenças apresentadas entre as amostras, em termos de citometria de fluxo, não representam diferenças significativas.

A Tabela 21 apresenta o resumo da contagem de eventos para as cinco amostras e controles com água MilliQ, tanto na opção filtrado como não filtrado a depender da amostra. A média de eventos registrados por segundo no citômetro também foi calculada, uma vez que o teste foi configurado para 180 segundos de leitura.

TABELA 21 – CONTAGEM DE EVENTOS NAS AMOSTRAS DE ÁGUA DA ETA (1), ÁGUA APÓS OZONIZAÇÃO (2), BIOFILME (3), CAB (4) E ÁGUA APÓS BIOFILTRAÇÃO EM CAB (5) E CONTROLES (CTRL) DE ÁGUA MILLIQ (H2O MILLIQ) E ÁGUA MILLI-Q COM PI

Amostra	Filtrado		Não filtrado	
	Eventos*	Média de eventos por segundo	Eventos*	Média de eventos por segundo
1.Água filtrada da ETA	1063 ± 1554	5,90 ± 8,63	3342 ± 5924	19,68 ± 32,91
2.Água filtrada da ETA pós O ₃	194 ± 216	1,08 ± 1,20	1634 ± 2579	9,08 ± 14,33
3.Biofilme	910 ± 491	5,06 ± 2,73	1976 ± 2518	10,98 ± 13,99
4.Carvão ativado biológico (CAB)	505 ± 93	2,80 ± 0,51	-	-
5.Água filtrada da ETA pós O ₃ +CAB	396 ± 50	2,20 ± 0,28	468 ± 317	2,60 ± 1,76
Controle (H2O MilliQ)	-	-	94 ± 72	0,52 ± 0,40
Controle (H2O MilliQ + PI)	-	-	353 ± 331	1,96 ± 1,84

FONTE: O autor (2025).

Equipamento utilizado: citômetro de fluxo marca BD Biosciences, modelo FACS CALIBUR™.

*Valores médios (ensaios em triplicatas) ± desvio padrão e contagem de eventos considerando o tempo de 180 segundos.

Pôde-se verificar na comparação dos três testes que o desvio padrão das amostras analisadas, em alguns casos, foi superior ao próprio resultado médio das três análises. Isso ocorreu, por exemplo, na amostra de água filtrada da ETA (1) e água filtrada pós O₃ (2). Na amostra do biofilme (3), o desvio ficou próximo da metade do valor da média. Isso indica que os resultados dos ensaios de CF tiveram muita variabilidade, mesmo mantendo rigorosamente a preparação das amostras. Estes resultados podem ser atribuídos a múltiplos fatores técnicos e biológicos. Pick e Fish (2024), demonstraram que métodos de remoção e homogeneização do biofilme pouco padronizados produzem grandes diferenças na contagem de células. Além disso, a baixa abundância inicial de microorganismos, heterogeneidade espacial do biofilme, fluorescência residual de células danificadas ou não viáveis, e ajustes subjetivos de *gates* no citômetro contribuem para erros aleatórios elevados. Esses elementos combinados intensificam o erro relativo, especialmente quando as concentrações celulares são baixas ou o biofilme apresenta matriz EPS densa. Reconhecer essas fontes de variação é essencial para interpretar os resultados de citometria de fluxo de modo realista e para propor melhorias metodológicas na coleta, tratamento das amostras e análise (Mermans *et al.*, 2024; Śliwa-Dominiak, *et al.*, 2025).

4.3.8. Análises de ATP – Adenosina Trifosfato

As medições por citometria de fluxo permitem a identificação de eventos individuais, enquanto a quantificação dos níveis de ATP está mais relacionada a uma análise global do conjunto amostral. Apesar da falta de especificidade para diferenciar

entre espécies distintas em uma amostra, kits comerciais para determinação de ATP permitem comparações quantitativas entre amostras, uma vez que células metabolicamente ativas apresentam maiores concentrações de ATP. Para comparar as amostras de água filtrada da ETA (1), água filtrada da ETA após ozonização (2), biofilme (3), carvão ativado granular inoculado com o biofilme (4) e água filtrada da ETA pós-tratamento por O₃+CAB (5), foi realizado o ensaio de ATP BacTiter-Glo® em triplicata e nas mesmas datas dos testes de CF.

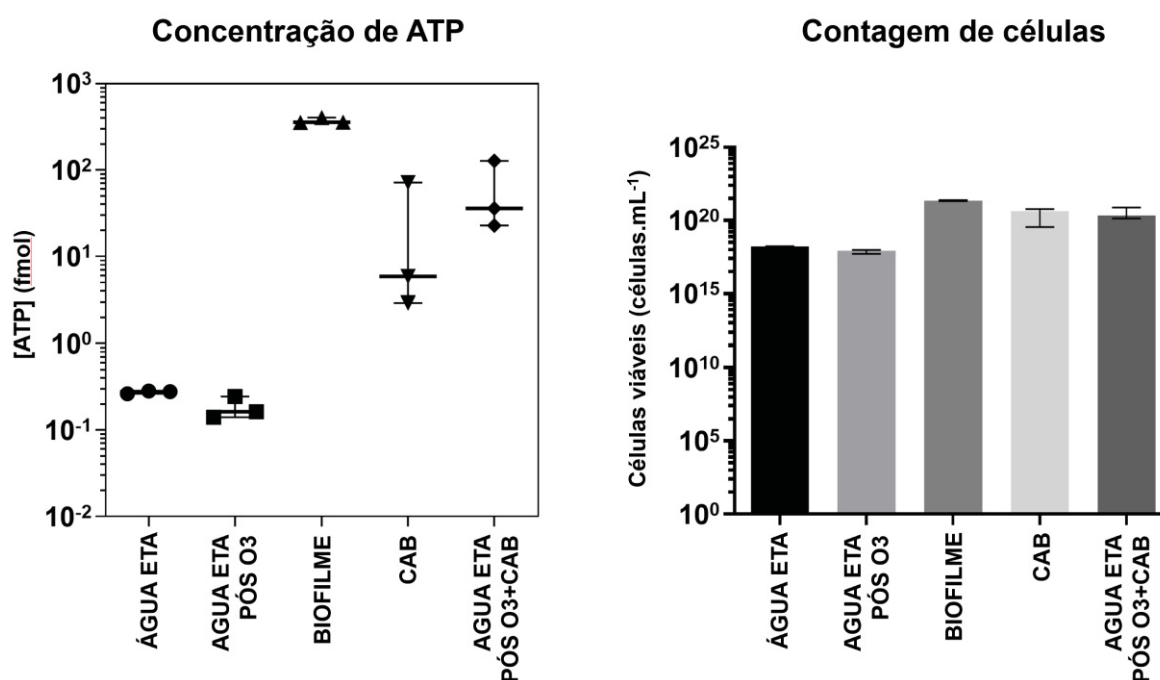
Os testes de ATP realizados nas cinco amostras considerou a conversão de mols de ATP encontrados nas amostras em células viáveis de bactéria por mL. A curva padrão gerada para os dados obtidos foi uma curva polinomial de terceira ordem (cúbica) com sete pontos e intervalo de concentração entre 0,00165 fmol e 1,65 pmol. A concentração média de ATP encontradas nas amostras água filtrada da ETA (1), água filtrada da ETA após O₃ (2), biofilme (3), carvão ativado granular inoculado com o biofilme (4) e água filtrada da ETA pós-tratamento por O₃+CAB (5) foram 0,27 fmol, 0,18 fmol, 372,9 fmol, 26,71 fmol e 62,19 fmol respectivamente.

Após aplicada a conversão indicada pelo fabricante (PROMEGA, 2024a) a quantificação de bactérias resultou em células viáveis na ordem $1,66503 \times 10^{18}$ células viáveis para a amostra de água filtrada da ETA, $7,86227 \times 10^{17}$ para a água filtrada após O₃, $2,26036 \times 10^{21}$ para amostra de biofilme, $3,57226 \times 10^{20}$ para amostra de carvão ativado e $3,76929 \times 10^{20}$ para amostra de água filtrada da ETA pós-tratamento por O₃+CAB (Figura 54 e Tabela 22).

Adicionalmente, a redução na concentração de ATP e de células viáveis nas amostras de CAB e de água filtrada da ETA pós-tratamento por O₃+CAB pode estar associada a diversos fatores, incluindo a passagem de água pré-oxidada com ozônio durante os testes de tratabilidade (Pinar-Méndez *et al.*, 2022). Estudos realizados por Wang *et al.* (2024) e Liu *et al.* (2025) também utilizaram o sistema BacTiter-Glo™ para determinação de ATP. O primeiro monitorou os níveis de ATP ao longo do tempo na biomassa de filtros de CAG empregados em biofiltração de água potável, observando estabilização das concentrações após 80 dias de operação. O segundo avaliou filtros BAC com 3,5, 6 e 15 anos de uso, constatando uma redução significativa das concentrações de ATP com o envelhecimento do meio filtrante, coerente com a diminuição da capacidade de remoção de micropoluentes. Lohwacharin *et al.* (2015) demonstraram que a atividade celular bacteriana, expressa como valores de ATP por célula, foi de 2 a 3 ordens de magnitude (Log) maior para as bactérias aderidas em

relação às suspensas nos efluentes e águas de retrolavagem. Pan *et al.* (2021), por sua vez, observaram aumento nas concentrações de ATP em biofilmes após a mudança da fonte de água em sistemas de distribuição de água potável (SDAP). Esses estudos evidenciam diferentes condições e fatores que afetam a concentração de biomassa em amostras de água, biofilmes, filtros de CAB, entre outros.

FIGURA 54 - CONTAGEM DE CÉLULAS VIÁVEIS APÓS ANÁLISE DE ATP NAS AMOSTRAS DE ÁGUA FILTRADA DA ETA (1), ÁGUA FILTRADA APÓS OZONIZAÇÃO (2), BIOFILME (4), CARVÃO ATIVADO GRANULAR INOCULADO (4) E DA ÁGUA FILTRADA EM CAB (5).



FONTE: O autor (2025).

A Tabela 22 apresenta o resumo da concentração de ATP e sua conversão para contagem de células viáveis nas cinco amostras analisadas. Da mesma forma que ocorreu em algumas amostras de CF, os resultados para as amostras de CAB (4) apresentaram desvio padrão superior ao próprio resultado médio das três análises para a concentração de ATP. A amostra de água filtrada da ETA pós O₃+CAB (5) também apresentou desvio padrão elevado e próximo ao valor da média, o que não ocorreu nas demais amostras. Também se deve chamar a atenção para os resultados comparativos de concentração de ATP entre as amostras 3, 4 e 5 onde o biofilme (3) apresentou uma esperada concentração mais elevada de ATP. Por outro lado, o CAB (4) apresentou concentração inferior a água filtrada da ETA pós O₃+CAB (5) a qual teve contato com o filtro. Esse comportamento discrepante entre as amostras de CAB e a água filtrada pós-CAB já foi observado em estudos sobre biofilmes de água

potável, nos quais condições operacionais (como idade da água) impulsionaram variações acentuadas nos níveis de ATP e nas diferenças entre biofilme e água (Healy *et al.*, 2024; Waegenaar *et al.*, 2024).

TABELA 22 – VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO PARA ENSAIOS DE CONCENTRAÇÃO DE ATP E CONTAGEM DE CÉLULAS NAS AMOSTRAS DE ÁGUA DA ETA (1), ÁGUA APÓS OZONIZAÇÃO (2), BIOFILME (3), CAB (4) E ÁGUA APÓS BIOFILTRAÇÃO EM CAB (5)

Amostra	ATP (fmol)*	Células viáveis (células.mL ⁻¹)*
1.Água filtrada da ETA	0,27 ± 0,01	1,66503E+18 ± 6,59234E+16
2.Água filtrada da ETA pós O ₃	0,18 ± 0,05	7,86227E+17 ± 2,45891E+17
3.Biofilme	372,9 ± 28,10	2,26036E+21 ± 1,70310E+20
4.Carvão ativado biológico (CAB)	26,71 ± 38,67	3,57226E+20 ± 2,91425E+20
5.Água filtrada da ETA pós O ₃ +CAB	62,19 ± 57,33	3,76929E+20 ± 3,47462E+20

Nota: *Os dados representam três experimentos independentes com mediana e intervalo interquartil ± desvio padrão.

Neste estudo, foram analisados e comparados os microbiomas bacteriano e fúngico no biofilme (3) e amostras de CAB (Figuras 47 e 49) e apenas microbiomas bacteriano na amostra de água filtrada da ETA pós O₃+CAB (5). Como os ensaios de ATP quantificam a atividade global sem distinguir os organismos envolvidos, tais medições específicas para o biofilme (3) e amostra do filtro CAB (4) devem ser interpretadas como uma atividade microbiana combinada. Dessa forma, análises direcionadas, como o sequenciamento de 16S e ITS/18S, são necessárias para avaliações comparativas mais precisas de quais micro-organismos teriam maior ou menor contribuição na concentração de ATP e células viáveis das suas respectivas amostras (Waegenaar *et al.*, 2024; Teksoy, 2025).

4.3.9. Síntese de evidências multimodais que apoiam a inoculação microbiana em filtros de CAG

O uso combinado de MEV/EDS, Raman/FT-IR, da metagenômica de sequenciamento de alvos (amplicom), e da quantificação por FC e ATP forneceu evidências multimodais robustas da viabilidade e eficácia da inoculação microbiana em leitos de GAC sob condições controladas de laboratório. As imagens de MEV revelaram colonização progressiva do biofilme (4 a 15 meses), incluindo estruturas microbianas como diatomáceas e estruturas esféricas aglomeradas (Figuras 34 a 38). A análise de EDS corroborou essa descoberta, com um aumento na razão O/C de 0,06–0,15 para 0,3–0,47, indicando acúmulo de matéria orgânica (Lu *et al.*, 2020). Dados metagenômicos confirmaram a dominância de Proteobacteria tanto nas amostras de biofilme (29,5%) quanto de CAB (60%), consistente com estudos

anteriores (Pinar-Méndez *et al.*, 2022; Xu *et al.*, 2023). Em nível de gênero, *Ramilibacter* e *Reyranella* prevaleceram no CAB. Apenas as amostras de biofilme continham leituras de rRNA 18S, indicando a presença de macrorganismos eucarióticos (por exemplo, algas e nematoides). A ausência de 18S no CAB sugere perda seletiva de eucarióticos, provavelmente devido à afinidade de superfície e a fatores operacionais, como disponibilidade de oxigênio e nutrientes (Pinar-Méndez *et al.*, 2022; Qin *et al.*, 2024). A presença de fungos no CAB foi demonstrada pelo aumento da abundância relativa dos gêneros *Trichoderma*, *Fusarium* e *Aspergillus*.

A citometria de fluxo mostrou um número significativamente maior de eventos corados por ácido nucleico no biofilme em comparação ao CAB (910 vs. 505), apontando para uma densidade microbiana reduzida após a inoculação (Tabela 24). Embora a FC não meça diretamente a atividade metabólica, ela indica de forma confiável a presença microbiana total, incluindo células com membrana comprometida. A análise de ATP corroborou esse padrão, indicando uma redução de ~1 log na biomassa viável em CAB. Essa complementaridade metodológica explica a variação entre as técnicas e reforça seu uso combinado para avaliar o estabelecimento de biofilme em CAB (Sousi *et al.*, 2021; Waegenaar *et al.*, 2024).

Em conjunto, esses achados multimodais demonstram que a inoculação microbiana de filtros de CAB usando biofilme proveniente de ETA é tecnicamente viável e funcionalmente eficaz em condições controladas. É importante ressaltar que o declínio observado na diversidade e viabilidade microbiana destaca a necessidade de otimizar os parâmetros operacionais para garantir a estabilidade microbiana e o desempenho a longo prazo dos sistemas de CAB.

Garantir que as comunidades microbianas estabelecidas em sistemas de CAB em escala de bancada sejam representativas das operações de ETA em escala real requer um alinhamento cuidadoso com as práticas relatadas em estudos recentes. Experimentos em escala piloto, calibrados com filtros CAB em escala real, revelaram dinâmicas microbianas comparáveis, particularmente em termos de sucessão comunitária e remoção de micropoluentes (Li *et al.*, 2023; Xu *et al.*, 2023). Investigações de campo enfatizam ainda mais a importância do monitoramento multitécnico, incluindo CF, ATP e metagenômica, para capturar a estabilidade estrutural e funcional de biofilmes em condições operacionais (Chen *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2025). Além disso, avaliações de longo prazo demonstraram que a porosidade, o tamanho dos grãos e a matéria orgânica influente influenciam fortemente a

colonização e a diversidade microbiana, vinculando observações de bancada a filtros operacionais (Lu *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2024). Coletivamente, essas descobertas demonstram que, embora os sistemas em escala de bancada simplifiquem a variabilidade hidráulica e ambiental, seus resultados permanecem relevantes para aplicações em escala real quando interpretados dentro da estrutura das melhores práticas estabelecidas na operação de CAB.

4.4 RESULTADOS DO TRATAMENTO DE REMOÇÃO DOS MICROPOLUENTES, COD E MATÉRIA ORGÂNICA

A seguir são apresentados os resultados dos ensaios de oxidação com O₃, oxidação com O₃ seguida de biofiltração em CAB e apenas de biofiltração em CAB com uso de água filtrada da ETA para avaliar a remoção dos micropoluentes orgânicos previamente adicionados (MIB, geosmina e fluoxetina) e do COD e matéria orgânica presentes naturalmente na matriz aquosa.

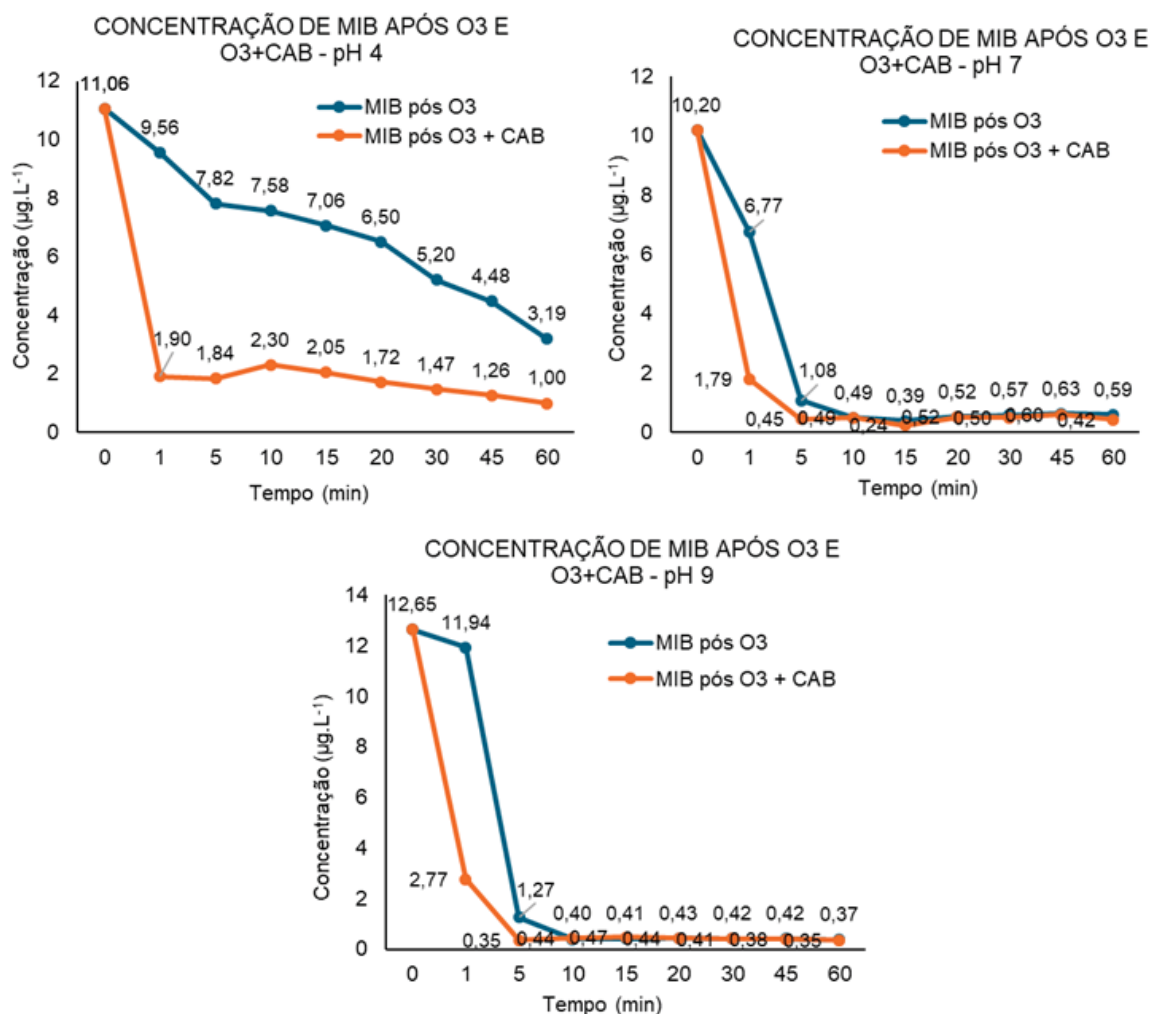
4.4.1 Análises de remoção de MIB

Foram conduzidos os testes de oxidação e biofiltração em CAB variando o tempo de contato de 1 a 60 minutos, o pH (4, neutro e 9) e a combinação dos processos de tratamento. Os ensaios realizados mostraram que a ozonização isolada, a combinação O₃+CAB e apenas a filtração em CAB removeram o MIB em níveis expressivos, porém com diferenças importantes em cinética e residual final. A concentração de O₃ na ozonização foi mantida a $\approx 2 \text{ mg} \cdot \text{O}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e alcançou remoções rápidas (89 e 97% em 5 e 10 min para pH 7 e 9) com concentrações residuais próximas ao LQ do método ($0,34 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) para as condições neutras e alcalinas. Em pH 4 a degradação foi mais lenta e incompleta com $\sim 29\%$ em 5 min e $\sim 71\%$ em 60 min. O tratamento combinado O₃+CAB alcançou os menores residuais e as maiores eficiências agregadas estabilizando entre 95 e 96% para pH 7 e 9 já a 5 min de testes. Para a filtração apenas em CAB os resultados apresentaram menores remoções e sinalizou fadiga ao longo do tempo com estabilização entre ~ 70 e 80% dependendo do pH e tempo, conforme apresentado nas Figuras 55 e 56, Gráfico 3 e Tabela 23. Esses achados indicam que a oxidação rápida pela ação direta do ozônio e dos radicais hidroxila formados respondem pela maior parcela da remoção inicial, ao passo que o CAB acrescenta remoção adicional por adsorção/biodegradação e reduz o residual final.

Em relação ao desempenho da oxidação por O_3 , a cinética observada confirmou que a ozonização foi altamente eficaz para MIB na água filtrada da ETA quando realizada em pH neutro e alcalino. As remoções atingiram percentuais acima de 90% tipicamente alcançadas dentro dos tempos de contato de 5 e 10 minutos com resultados de 89 a 97% a 5 a 10 min em pH 7 e 9. O efeito do pH foi consistente em comparação com outros estudos. As reações de ozônio com compostos orgânicos voláteis e a geração de radicais hidroxila dependem do equilíbrio de espécies e da presença de substâncias naturais presentes na água que reagem rapidamente com radicais oxidantes onde ambientes ácidos tendem a favorecer ataques menos eficientes sob as mesmas condições de dose e tempo, resultando em cinéticas mais lentas (Liang *et al.*, 2007; Yuan *et al.*, 2013). Assim, o comportamento em pH 4 observado na Tabela 23, com remoção substancialmente menor e lenta, é coerente com os mecanismos de reação e com outros trabalhos que relataram necessidade de uma dose e tempo maiores em pH ácido para atingir remoções equivalentes.

Para os ensaios combinados de O_3 +CAB, os resultados apresentaram uma melhor sinérgica. O ozônio promoveu uma rápida oxidação e transformação do MIB em produtos mais polares/reativos, enquanto o CAB removeu as frações residuais por adsorção e biodegradação subsequente dos produtos gerados (biorregeneração do leite). Nesta campanha, a combinação reduziu o residual mais rapidamente e manteve remoções elevadas, acima de 95% para 5 e 10 min em pH 7 e 9, superando o O_3 isolado no final do teste para pH 4 (ex.: O_3 final com ~71% contra O_3 +CAB ~91% em pH 4). Esse padrão reproduziu achados de estudos de escala piloto e escala real que mostraram que ozonização prévia melhora a biodegradabilidade dos subprodutos e prolonga a eficácia do CAB, resultando em menores níveis residuais e maior estabilidade da água tratada (Lautenschlager *et al.*, 2014; Kim e Park, 2021). Portanto, para prática em ETA, O_3 +CAB combina rapidez (ozônio) com polimento e sustentabilidade operacional (CAB). A Figura 55 apresenta o remoção de MIB após ozonização em O_3 , ozonização em O_3 seguida de filtração em CAB e filtração isolada em CAB para pH 4, neutro e 9.

FIGURA 55 – COMPARATIVO DA REMOÇÃO DE MIB APÓS OZONIZAÇÃO EM O₃ X OZONIZAÇÃO EM O₃ SEGUIDA DE FILTRAÇÃO EM CAB PARA PH 4, NEUTRO E 9.



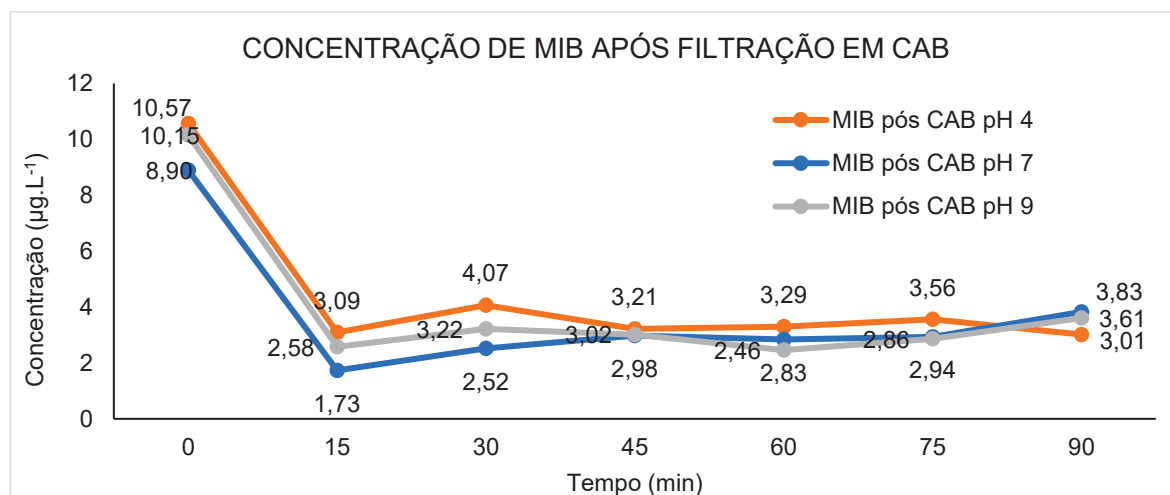
FONTE: o autor (2025).

Os resultados obtidos para filtração em CAB indicaram remoções iniciais da ordem de 70 a 80%, porém com tendência de redução (fadiga) ao longo do ensaio. Esta queda da capacidade com tempo de filtração é mostrada claramente no Gráfico 3 e na Figura 56. Isso sugere que, nas condições testadas, com colunas de bancada e em tempos de 15 a 90 min, a adsorção inicial domina a remoção de MIB, enquanto a biodegradação é mais lenta e exige tempos maiores ou maturação mais longa do biofilme. Estudos clássicos apontam que, em filtros de CAB estabilizados, a biodegradação é um mecanismo-chave para remoção sustentada de gosto e odor, porém o estado inicial do CAB (grau de maturação microbiana e carga de carbono assimilável) controla a cinética observada (Ho *et al.*, 2007; Lautenschlager *et al.*, 2014). Assim, a queda observada no ensaio sugere que, em escala de bancada com CAB em início de operação, a adsorção pode se esgotar e a biodegradação pode não

compensar, reforçando o benefício de pré-oxidação por ozônio para reduzir a carga adsorvível e fornecer substratos mais biodegradáveis ao leito.

O Gráfico 3 apresenta o comparativo de remoção do MIB em relação durante o processo de biofiltração em CAB para os três pHs testados, indicando a tendência de esgotamento do CAB ao longo do tempo.

GRÁFICO 3 – REMOÇÃO DE MIB APÓS FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO EM PH 4, NEUTRO E 9.

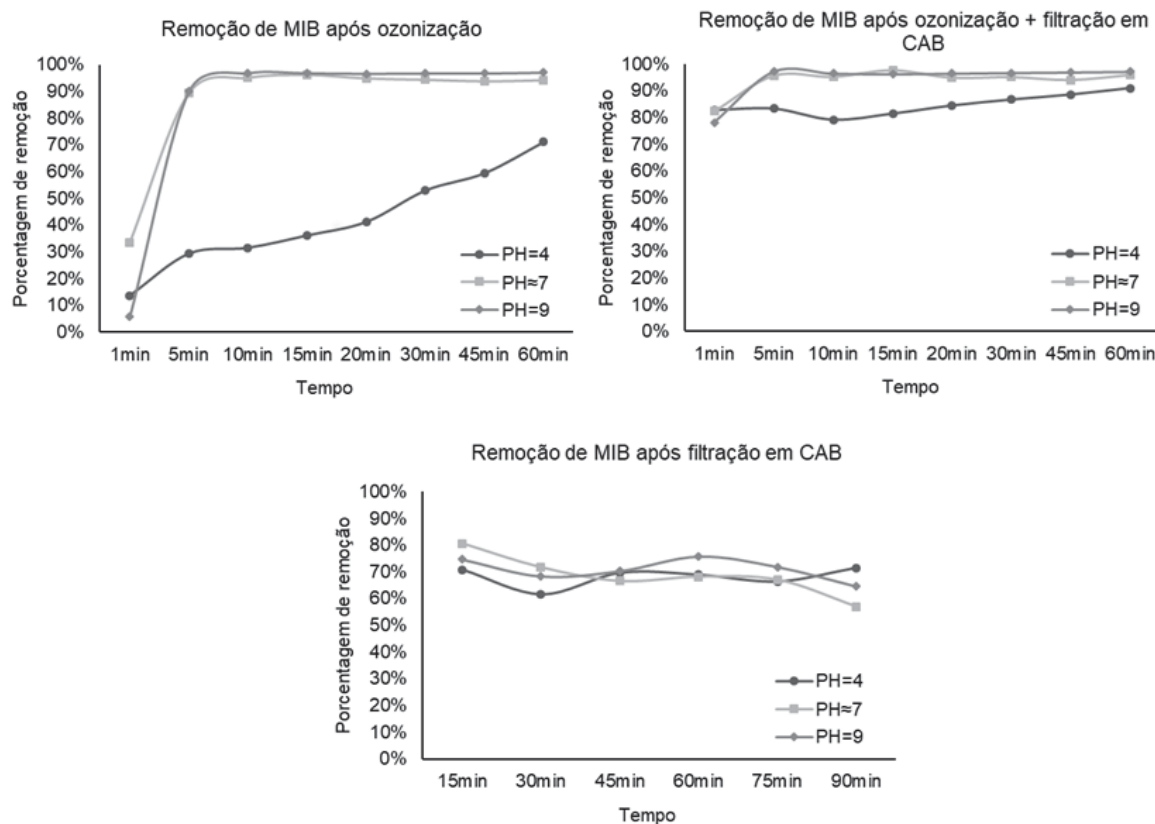


FONTE: O autor (2025).

Em relação ao efeito do tempo de contato, os resultados mostraram respostas rápidas da ozonização com O₃ e da combinação O₃+CAB em poucos minutos. A grande fração da remoção ocorreu nos primeiros 1 a 10 min com 83% em 1 min no O₃+CAB para pH 7, enquanto o CAB isolado exigiu períodos mais longos para alcançar platôs entre 70 a 95% para os tempos de ensaio de 15 a 90 min (Figura 56). Isso indica que, para aplicações práticas, tempos de contato relativamente curtos com ozônio (entre 5 e 15 min) podem ser suficientes para eliminar a maior parte do sinal de MIB em água tratada. No entanto, para garantir um polimento robusto e baixa variabilidade, exige-se biofiltros com tempo hidráulico adequado e/ou leito CAB com maior tempo de maturação. Estudos como os de Yuan *et al.* (2013) e Kim e Park, (2021) também apontam que, para concentrações de partida na faixa de ng·L⁻¹ a µg·L⁻¹, uma ozonização eficaz seguida de CAB com tempos de retenção típicos de projeto resultam em níveis residuais bem reduzidos de MIB.

Em termos de percentual de remoção do poluente, a Figura 56 compara a influência do pH e do tempo de tratamento em relação ao percentual de remoção de MIB.

FIGURA 56 – PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE MIB APÓS OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.



FONTE: O autor (2025).

A Tabela 23 apresenta os resultados das concentrações iniciais e finais, seu desvio padrão e percentuais de remoção de MIB para os pH 4, neutro e 9 e cada tempo de contato testado.

TABELA 23 – RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O3, OXIDAÇÃO COM O3 + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA REMOÇÃO DE MIB EM PH 4, NEUTRO E 9 EM CONCENTRAÇÃO DE OZÔNIO ≈ 2 MG.O3.L⁻¹.

Amostra	MIB em PH=4		MIB em PH≈7		MIB em PH=9	
	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção
Ensaio de oxidação com O ₃						
OZO Inicial	11,06 ± 0,36	-	10,20 ± 0,45	-	12,65 ± 0,69	-
OZO 1 min	9,56 ± 0,60	13,59%	6,77 ± 0,18	33,58%	11,94 ± 0,61	5,66%
OZO 5 min	7,82 ± 0,21	29,32%	1,08 ± 0,04	89,43%	1,27 ± 0,07	89,99%
OZO 10 min	7,58 ± 0,17	31,49%	0,49 ± 0,01	95,15%	0,40 ± 0,02	96,84%
OZO 15 min	7,06 ± 0,05	36,12%	0,39 ± 0,01	96,21%	0,41 ± 0,02	96,78%
OZO 20 min	6,50 ± 0,23	41,19%	0,52 ± 0,02	94,85%	0,43 ± 0,04	96,59%
OZO 30 min	5,20 ± 0,28	52,97%	0,57 ± 0,04	94,38%	0,42 ± 0,00	96,71%
OZO 45 min	4,48 ± 0,28	59,46%	0,63 ± 0,14	93,78%	0,42 ± 0,00	96,72%
OZO 60 min	3,19 ± 0,02	71,12%	0,59 ± 0,09	94,19%	0,37 ± 0,00	97,05%
Ensaio de oxidação com O ₃ + filtração em CAB						
OZO+CAB Inicial	11,06 ± 0,36	-	10,20 ± 0,45	-	12,65 ± 0,69	-
OZO+CAB 1 min	1,90 ± 0,06	82,79%	1,79 ± 0,04	82,45%	2,77 ± 0,37	78,12%
OZO+CAB 5 min	1,84 ± 0,04	83,32%	0,45 ± 0,01	95,63%	0,35 ± 0,00	97,27%
OZO+CAB 10 min	2,30 ± 0,14	79,18%	0,49 ± 0,01	95,23%	0,44 ± 0,03	96,51%
OZO+CAB 15 min	2,05 ± 0,02	81,45%	0,24 ± 0,02	97,64%	0,47 ± 0,02	96,29%
OZO+CAB 20 min	1,72 ± 0,05	84,47%	0,52 ± 0,05	94,92%	0,44 ± 0,00	96,51%
OZO+CAB 30 min	1,47 ± 0,04	86,70%	0,50 ± 0,01	95,14%	0,41 ± 0,00	96,78%
OZO+CAB 45 min	1,26 ± 0,04	88,59%	0,60 ± 0,04	94,08%	0,38 ± 0,00	96,98%
OZO+CAB 60 min	1,00 ± 0,01	90,99%	0,42 ± 0,01	95,90%	0,35 ± 0,00	97,20%
Ensaio de filtração em CAB						
CAB Inicial	10,57 ± 0,58	-	8,90 ± 0,02	-	10,15 ± 1,09	-
CAB 15 min	3,09 ± 0,13	70,76%	1,73 ± 0,14	80,54%	2,58 ± 0,14	74,61%
CAB 30 min	4,07 ± 0,17	61,50%	2,52 ± 0,13	71,64%	3,22 ± 0,56	68,31%
CAB 45 min	3,21 ± 0,23	69,60%	2,98 ± 0,06	66,51%	3,02 ± 0,53	70,30%
CAB 60 min	3,29 ± 0,04	68,84%	2,83 ± 0,20	68,15%	2,46 ± 0,11	75,79%
CAB 75 min	3,56 ± 0,11	66,34%	2,94 ± 0,30	67,00%	2,86 ± 0,29	71,83%
CAB 90 min	3,01 ± 0,12	71,48%	3,83 ± 0,00	56,98%	3,61 ± 0,46	64,49%

FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Os dados representam três experimentos independentes com valores médios ± desvio padrão

Por fim, os percentuais e a cinética observados nos resultados obtidos para os ensaios de remoção de MIB com O_3 (entre 71 a 97%), com O_3 +CAB (entre 91 a 97%) e filtração em CAB (de 71 a 80%), são compatíveis com estudos nacionais e internacionais que relatam remoções de MIB/geosmina variando amplamente com dose de ozônio, pH, matéria orgânica de fundo e maturidade do CAB (Liang *et al.*, 2007; Yuan *et al.*, 2013; Lautenschlager *et al.*, 2014; Kim e Park, 2021) (Tabela 23). Em comparação, alguns experimentos com nanobolhas, como o de Soyluoglu *et al.* (2025) reportaram remoções mais rápidas/altas, mas com requisitos diferenciados de energia e custo. No conjunto, os resultados reforçam que a O_3 +CAB é uma solução robusta e comprovada para polimento de água em relação a remoção de gosto e odor, especialmente quando o pH e o tempo de contato de ozônio são otimizados e o CAB é bem condicionado/maturado.

4.4.2 Análises de remoção de geosmina

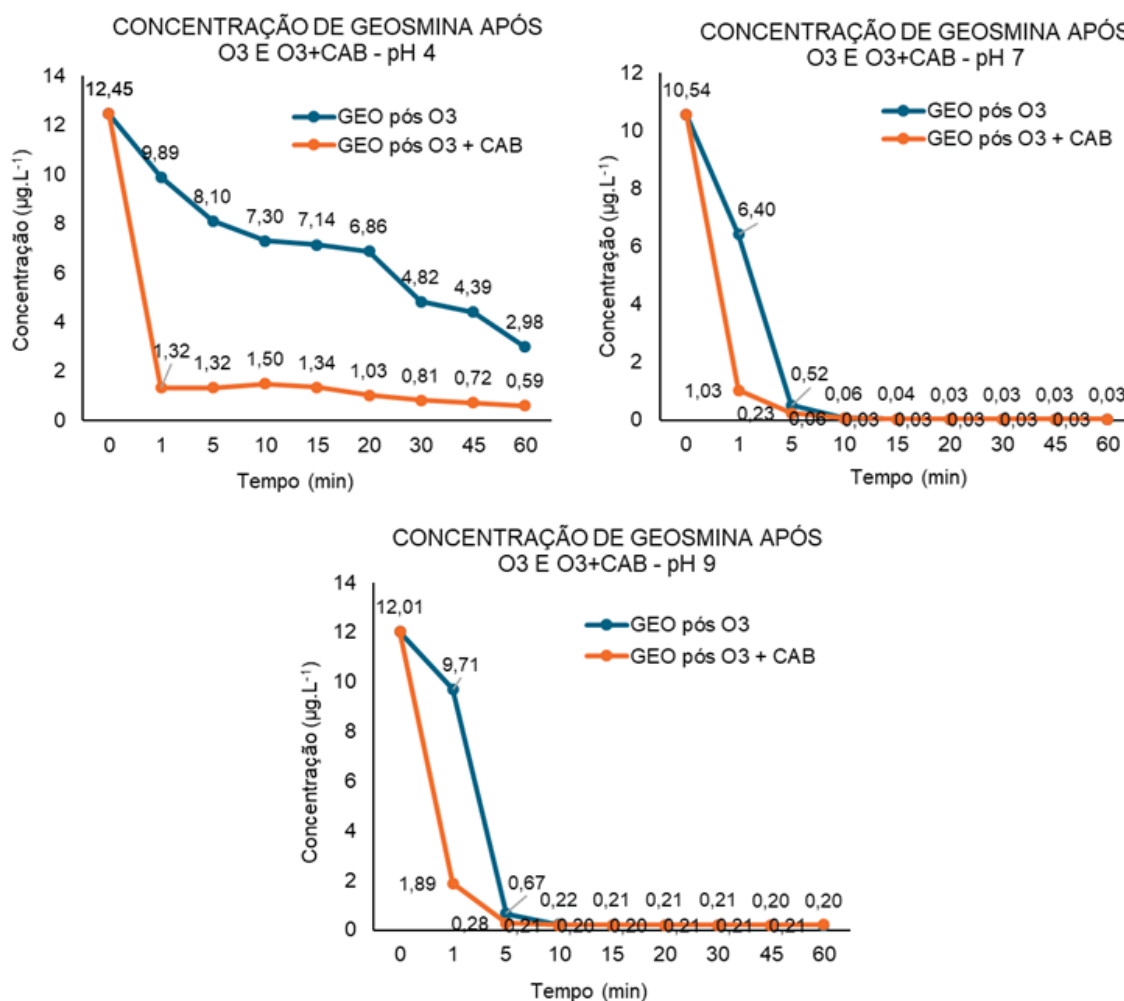
Para o composto orgânico da geosmina, da mesma forma que para o MIB, foram conduzidos os testes de oxidação com O_3 e oxidação com O_3 seguida de biofiltração em CAB variando o pH em 4, neutro e 9 e mesmos tempo de contato. A Figura 57 apresenta a remoção da concentração inicial que variou entre 10 a 12 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Pode-se perceber que para o pH ácido de 4, a remoção por oxidação foi mais lenta durante todo o período de oxidação e deixou um residual de 2,98 $\mu\text{g.L}^{-1}$ após 60 min. Para a oxidação com O_3 seguida da biofiltração em CAB o desempenho foi melhor e com um minuto de tratamento a concentração baixou para 1,32 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e finalizou com 0,59 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com 60 min de contato. Ambos os resultados acima do LQ do método de 0,18 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Para o pH alcalino 9 a remoção foi deixado um residual de 2,98 $\mu\text{g.L}^{-1}$ após 60 min. Para a oxidação com O_3 seguida da biofiltração em CAB o desempenho foi melhor e com um minuto de tratamento a concentração baixou para 1,32 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e finalizou com 0,59 $\mu\text{g.L}^{-1}$ após 10 min de contato ambos os tratamentos já apresentavam concentrações próximas a do LQ do método.

O melhor resultado para remoção da geosmina foi obtido com pH neutro. Este demonstrou ter a capacidade de remoção mais rápida onde para a oxidação com O_3 em 1 minuto a concentração de geosmina decaiu para 6,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com 5 min caiu para 0,56 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e a partir de 10 min ficou abaixo do LQ do método. Mais eficiente ainda foi

o teste com a oxidação com O_3 seguida da biofiltração em CAB onde com apenas 1 minuto decaiu já havia decaído para $1,03 \mu\text{g.L}^{-1}$ com 5 min caiu para $0,23 \mu\text{g.L}^{-1}$ e a partir de 10 min também ficou abaixo do LQ do método. Este comportamento encontrado está em linha com resultados encontrados por Ho *et al.* (2007) e Kim e Park (2021).

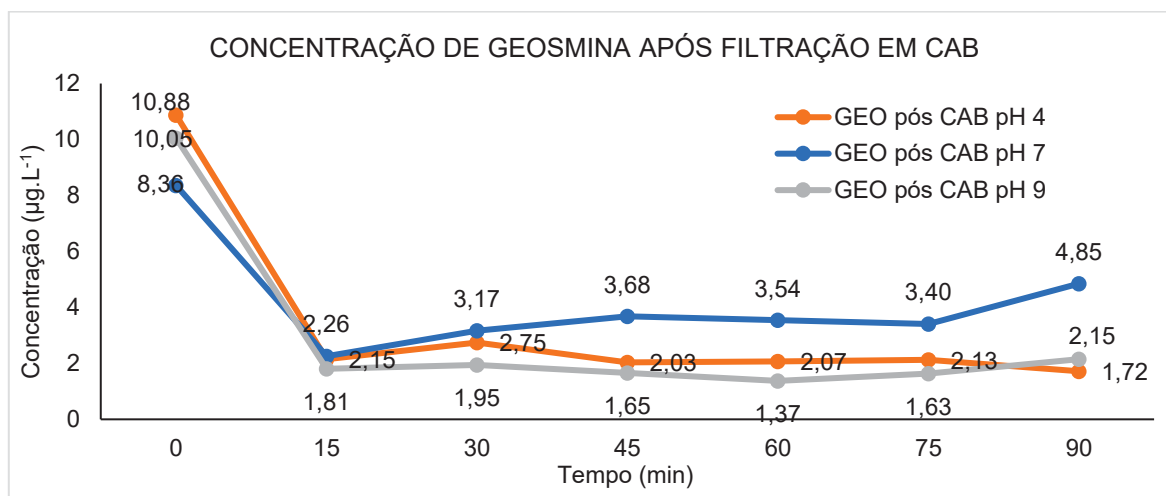
FIGURA 57 – COMPARATIVO DA REMOÇÃO DE GEOSMINA APÓS OZONIZAÇÃO EM O_3 X OZONIZAÇÃO EM O_3 SEGUIDA DE FILTRAÇÃO EM CAB PARA PH 4, NEUTRO E 9.



FONTE: O autor (2025).

O Gráfico 4 apresenta o comparativo de remoção de geosmina em relação durante o processo de biofiltração em CAB para os três pHs testados. Em ambos, o perfil de redução da concentração é semelhante e nos primeiros 15 min a remoção foi do inicial que variou de $8\text{--}10 \mu\text{g.L}^{-1}$ para $1,8$ a $2,3 \mu\text{g.L}^{-1}$. Este patamar permaneceu estável até o final do teste com 90 min, para os pH 4 e 9 o que não ocorreu com as concentrações para o pH 7 que aumentaram gradativamente até atingir $4,85 \mu\text{g.L}^{-1}$ com 90 minutos de biofiltração.

GRÁFICO 4 – REMOÇÃO DE GEOSMINA APÓS FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO EM PH 4, NEUTRO E 9.



FONTE: O autor (2025).

Ainda em relação ao tratamento apenas por biofiltração em CAB, o perfil de redução da concentração de geosmina foi semelhante para os três pHs nos primeiros 15 min de contato (abatimento da ordem de 73% a 82%). Este patamar permaneceu com pouca variação até o final do teste com 90 min de filtração, com exceção dos percentuais de concentrações para o pH 7 que foram reduzindo até 42% (para 90 min). Estes resultados coincidem com estudos recentes de biodegradação bacteriana de geosmina e MIB em filtros CAB realizados por Li *et al.* (2020) e Liu *et al.* (2023) e que reforçam dois pontos centrais:

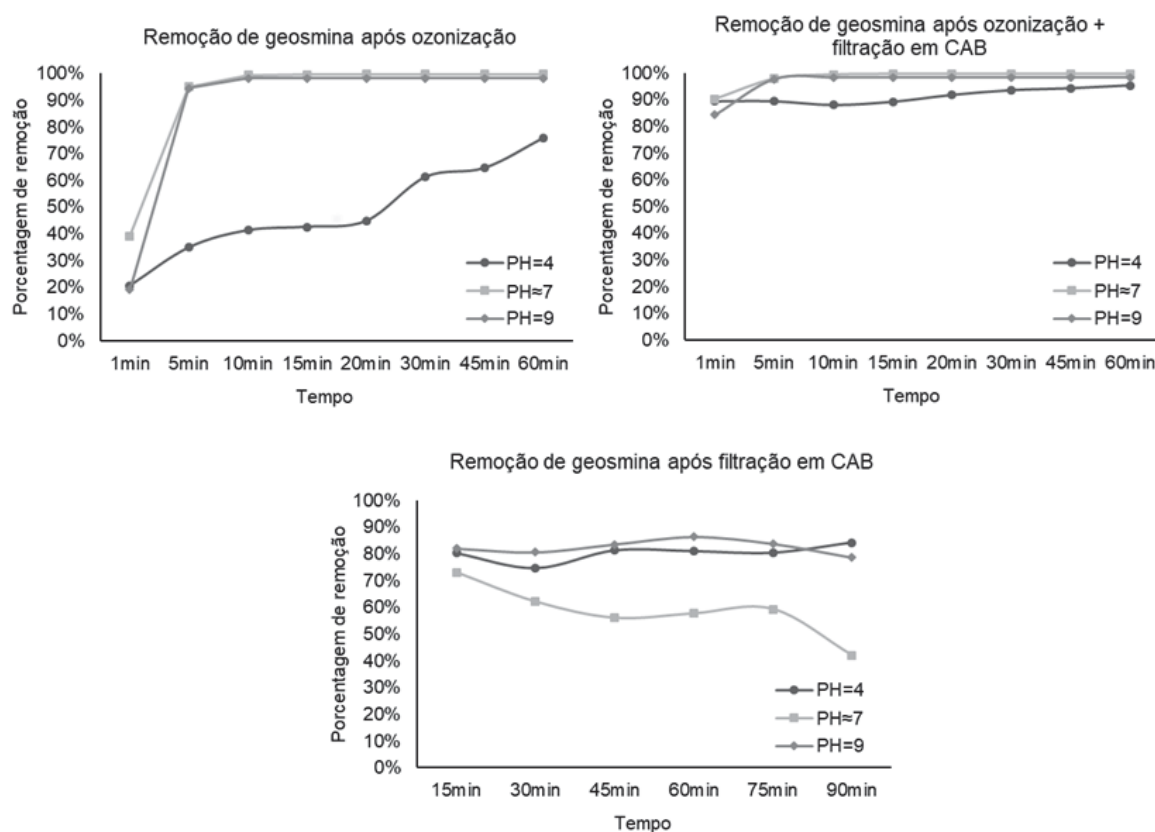
(1) a sinergia do processo O₃+CAB é particularmente eficiente para remoção da geosmina, pois os produtos de oxidação são rapidamente removidos por adsorção e posterior biodegradação;

(2) a filtração em CAB demonstra padrão de fadiga, novamente observada principalmente na fase final dos ensaios, o que é coerente com a literatura que aponta que, em curtos períodos, a adsorção domina o processo de remoção e apenas filtros CAB bem maturados mantêm alta capacidade de remoção contínua (Liu *et al.*, 2023; Kim e Park, 2021).

Em termos de percentual de remoção do poluente, a Figura 58 compara a influência do pH e do tempo de tratamento em relação ao percentual de remoção de geosmina. Observa-se que para a ozonização, a remoção atingiu 95% em 5 minutos e a partir de 10 min estabilizou em torno de 99% de remoção para pH neutro e 9, ficando com concentração entre 0,03 e 0,2 µg.L⁻¹, abaixo do LQ do método de 0,18 µg.L⁻¹. Em algumas condições também ficou abaixo do LD que é de 0,06 µg.L⁻¹. Já a

remoção em pH 4 também foi mais lenta como ocorreu com o MIB e em menor percentual. Com 5 minutos atingiu 35% e se elevou gradativamente até atingir 76% com 60 minutos. O tratamento combinado de O₃+CAB apresentou mais eficiência que apenas o O₃. No primeiro minuto do teste gerou remoção na ordem de 90% para pH 4 e 7 e de 85% para pH 9. A partir de 5 minutos de teste, a remoção estabilizou em torno de 97 a 99% para pH 7 e 9. A remoção para pH 4 obteve desempenho mais lento que os demais. No entanto, em comparação apenas com a oxidação em O₃, o ensaio de O₃+CAB em pH 4 obteve percentuais mais elevados de remoção ao final do teste (95% contra 76%).

FIGURA 58 – PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE GEOSMINA APÓS OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.



FONTE: O autor (2025).

A comparação entre pHs demonstrou mais uma vez que a ozonização foi mais eficiente em pH neutro e alcalino, com remoções mais rápidas e residuais significativamente menores. A menor eficiência em pH 4 está de acordo com mecanismos de decomposição do O₃, nos quais a formação de radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$) é limitada em condições ácidas (von Gunten, 2003a). No caso do ensaio de O₃+CAB, o efeito do pH foi menos pronunciado, devido ao polimento por adsorção e

biodegradação, permitindo que o processo integrado superasse as limitações iniciais da oxidação — comportamento igualmente observado em sistemas piloto como estudado por Kim e Park (2021). Em CAB isolado, o pH da água influenciou a capacidade de adsorção, pois pode ter alterado o estado de ionização dos grupos funcionais da superfície do carvão (não recobertas por microrganismos) e da espécie a ser removida, afetando a carga superficial, a atração eletrostática e, conseqüentemente, a eficiência de remoção. Estudos demonstram que a adsorção tende a ser mais favorável em pH neutro do que em valores mais ácidos ou muito alcalinos (Mohamed *et al.*, 2018).

Em relação ao efeito do tempo de contato, os resultados mostram que entre 1 e 10 minutos de ozonização já foram suficientes para reduzir significativamente a geosmina (especialmente em pH neutro/alcalino), enquanto tempos maiores (20–60 min) levam ao polimento completo. Para O₃+CAB, o ganho adicional apareceu principalmente para pH 4 e nos minutos iniciais. A filtração em CAB, operada entre 15 e 90 minutos, apresentou melhoria gradual, mas com tendência de estabilização típica de leitos que dependem de adsorção inicial seguida de biodegradação mais lenta — padrão amplamente discutido na literatura (Ho *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2023). Assim, o conjunto dos resultados mostra que O₃ promove a remoção rápida e o CAB atua na remoção lenta e complementar. Já o sistema combinado de O₃+CAB se complementam com remoção rápida somada ao residual mínimo, coincidindo com tendências internacionais em ETAs que adotam biofiltração pós-ozônio.

Em comparação com outros estudos, Soyuluoglu *et al.* (2025) utilizou a aplicação de nanobolhas (NBs) de ozônio em água potável de ETA utilizando dose de 1,0 mg/L de ozônio dissolvido. O abatimento dos compostos orgânicos foi acima de 80% para geosmina e 73% para MIB em um tempo de contato de 10 minutos e a 20 °C. Considerando a ozonização convencional, apenas 69% da geosmina e 54% da MIB foram removidas, demonstrando a maior eficiência de oxidação do processo utilizando nanobolhas.

Ren *et al.* (2025) obteve resultados ainda mais elevados de remoção de compostos odoríferos, alcançando reduções de 95,45 % para geosmina e 94,38 % para MIB em apenas 15 minutos de contato — valores cerca de 36,11 % (geosmina) e 29,56 % (2-MIB) superiores aos obtidos com ozônio convencional. Além disso, o sistema promoveu uma combinação sinérgica entre volatilização e oxidação, o que

intensificou a eficiência da degradação. Ren *et al.* (2025) também observaram que os produtos intermediários formados apresentaram toxicidade significativamente menor.

A Tabela 24 apresenta os resultados das concentrações iniciais e finais, seu desvio padrão, os pH avaliados e o percentual de remoção de geosmina para cada tempo de contato testado.

TABELA 24 – RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O3, OXIDAÇÃO COM O3 + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA REMOÇÃO DE GEOSMINA EM PH 4, NEUTRO E 9 EM CONCENTRAÇÃO DE OZÔNIO ≈ 2 MG.O3.L⁻¹.

Amostra	GSM em PH=4		GSM em PH≈7		GSM em PH=9	
	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção
Ensaio de oxidação com O ₃						
OZO Inicial	12,45 ± 0,33	-	10,54 ± 0,94	-	12,01 ± 0,65	-
OZO 1 min	9,89 ± 0,68	20,61%	6,40 ± 0,18	39,25%	9,71 ± 0,23	19,10%
OZO 5 min	8,10 ± 0,04	34,96%	0,52 ± 0,03	95,08%	0,67 ± 0,02	94,44%
OZO 10 min	7,30 ± 0,26	41,39%	0,06 ± 0,00	99,42%	0,22 ± 0,00	98,21%
OZO 15 min	7,14 ± 0,38	42,64%	0,04 ± 0,00	99,65%	0,21 ± 0,00	98,28%
OZO 20 min	6,86 ± 0,18	44,88%	0,03 ± 0,00	99,70%	0,21 ± 0,00	98,29%
OZO 30 min	4,82 ± 0,15	61,32%	0,03 ± 0,00	99,71%	0,21 ± 0,00	98,29%
OZO 45 min	4,39 ± 0,26	64,73%	0,03 ± 0,00	99,72%	0,20 ± 0,00	98,30%
OZO 60 min	2,98 ± 0,07	76,04%	0,03 ± 0,00	99,72%	0,20 ± 0,00	98,30%
Ensaio de oxidação com O ₃ + filtração em CAB						
OZO+CAB Inicial	12,45 ± 0,33	-	10,54 ± 0,94	-	12,01 ± 0,65	-
OZO+CAB 1 min	1,32 ± 0,11	89,37%	1,03 ± 0,09	90,23%	1,89 ± 0,10	84,26%
OZO+CAB 5 min	1,32 ± 0,02	89,37%	0,23 ± 0,00	97,86%	0,28 ± 0,00	97,66%
OZO+CAB 10 min	1,50 ± 0,01	87,98%	0,06 ± 0,00	99,42%	0,21 ± 0,00	98,27%
OZO+CAB 15 min	1,34 ± 0,04	89,22%	0,03 ± 0,00	99,68%	0,20 ± 0,00	98,29%
OZO+CAB 20 min	1,03 ± 0,00	91,76%	0,03 ± 0,00	99,68%	0,20 ± 0,00	98,29%
OZO+CAB 30 min	0,81 ± 0,02	93,50%	0,03 ± 0,00	99,68%	0,21 ± 0,00	98,29%
OZO+CAB 45 min	0,72 ± 0,03	94,21%	0,03 ± 0,00	99,69%	0,21 ± 0,00	98,27%
OZO+CAB 60 min	0,59 ± 0,01	95,27%	0,03 ± 0,00	99,68%	0,21 ± 0,00	98,26%
Ensaio de filtração em CAB						
CAB Inicial	10,88 ± 0,29	-	8,36 ± 0,11	-	10,05 ± 0,20	-
CAB 15 min	2,15 ± 0,13	80,26%	2,26 ± 0,16	73,02%	1,81 ± 0,23	82,02%
CAB 30 min	2,75 ± 0,13	74,76%	3,17 ± 0,14	62,11%	1,95 ± 0,13	80,61%
CAB 45 min	2,03 ± 0,15	81,31%	3,68 ± 0,01	56,03%	1,65 ± 0,26	83,55%
CAB 60 min	2,07 ± 0,05	80,99%	3,54 ± 0,23	57,68%	1,37 ± 0,06	86,33%
CAB 75 min	2,13 ± 0,02	80,46%	3,40 ± 0,24	59,32%	1,63 ± 0,15	83,78%
CAB 90 min	1,72 ± 0,02	84,20%	4,85 ± 0,05	42,03%	2,15 ± 0,25	78,64%

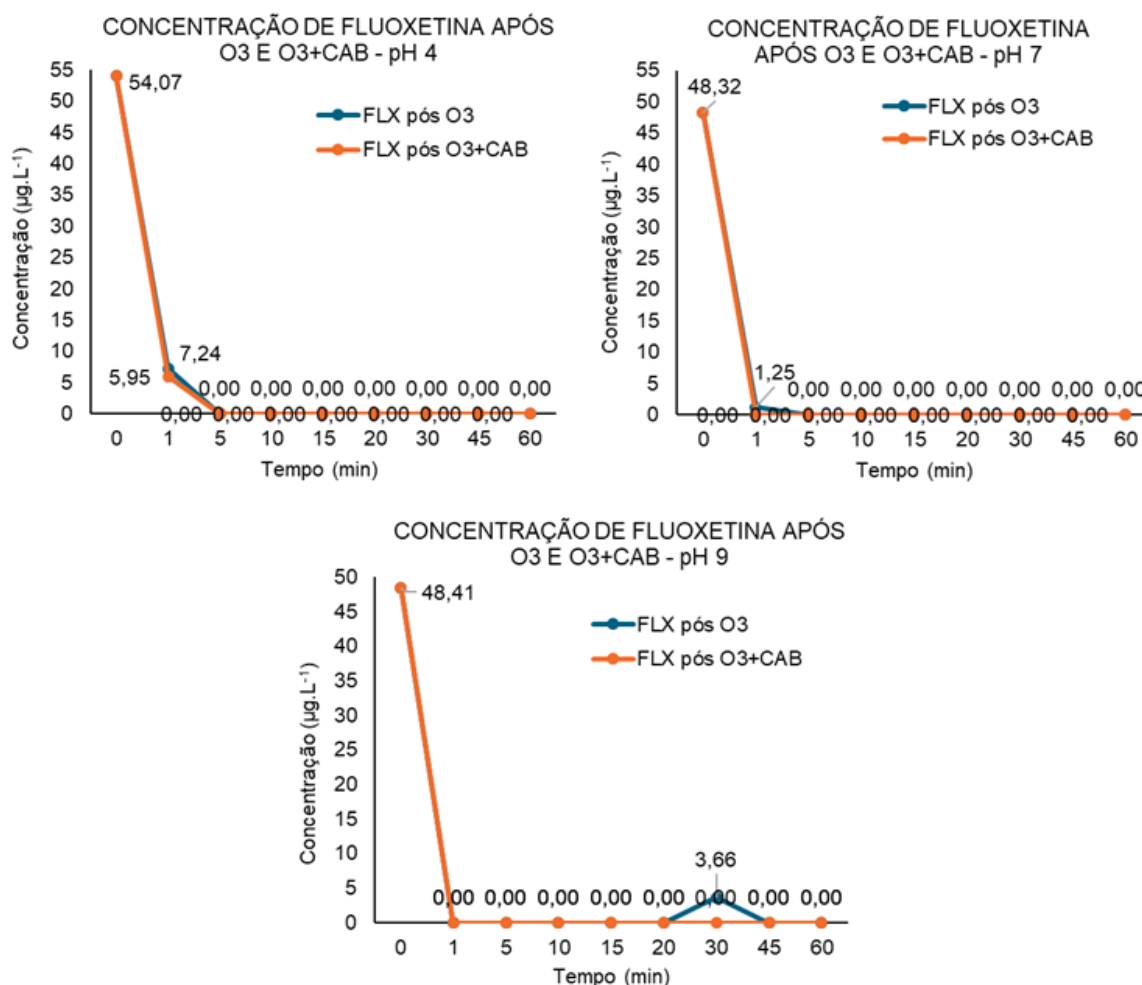
FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Os dados representam três experimentos independentes com valores médios ± desvio padrão.

4.4.3 Análises de remoção de fluoxetina

Para a molécula do fármaco, também foram conduzidos os testes de oxidação e biofiltração variando o tempo de contato, o pH e a combinação dos processos de tratamento. A Figura 59 apresenta a remoção da concentração de fluoxetina para pH 4, neutro e 9 após condução dos ensaios de oxidação com O_3 e oxidação com O_3 seguida de biofiltração em CAB. Dentre os três pHs testado, o pH alcalino 9 demonstrou ter a capacidade de remoção mais rápida da FLX onde com 1 minuto apenas e em ambos os tratamentos (O_3 e O_3 +CAB) atingiu concentração não detectáveis pelo equipamento. Já para o pH neutro a concentração obtida para 1 min foi de $1,25 \mu\text{g.L}^{-1}$, abaixo do LD do método ($1,69 \mu\text{g.L}^{-1}$). O pH ácido de 4 obteve a remoção mais lenta em relação aos dois anteriores necessitando de 5 min de contato de tratamento para acusar concentrações próximas de zero.

FIGURA 59 – COMPARATIVO DA REMOÇÃO DE FLUOXETINA APÓS OZONIZAÇÃO EM O_3 X OZONIZAÇÃO EM O_3 SEGUIDA DE FILTRAÇÃO EM CAB PARA PH 4, NEUTRO E 9.

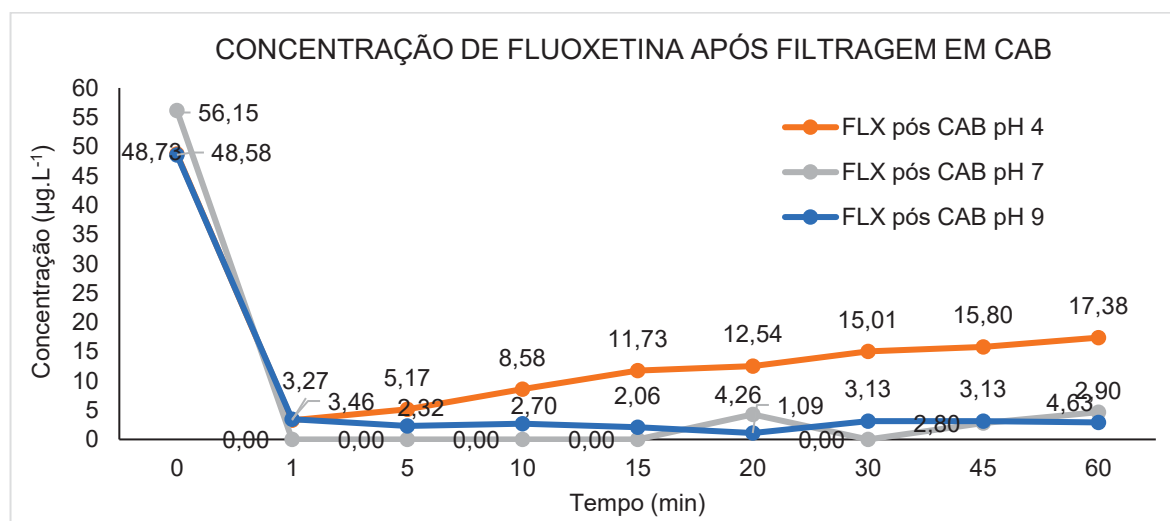


FONTE: O autor (2025).

Esses dados indicam que a oxidação em pH alcalino apresentou uma condição mais rápida de remoção, possivelmente ligada ao radical hidroxila, que possui poder de oxidação mais elevado que o ozônio elementar e que está mais presente em condições alcalinas (Rodríguez *et al.*, 2008).

Os ensaios com tratamento apenas utilizando a biofiltração em CAB também removeram o fármaco em ambos os três pHs testados. Em ambos, o perfil de redução da concentração é semelhante e nos primeiros 15 min a remoção foi do inicial que variou de 48 a 56 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para abaixo do LD para pH 9 e por volta de 3,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para os pHs 4 e neutro. O patamar de remoção total permaneceu até o fim do teste para o pH 9. Para o pH neutro começou a apresentar elevação a partir de 20 min e finalizou com 4,63 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em 90 min. Para o pH 4, a partir do tempo de 30 min as concentrações foram se elevando gradativamente até atingir 17,38 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com 90 minutos de biofiltração, como pode ser observado no Gráfico 5.

GRÁFICO 5 – REMOÇÃO DA FLUOXETINA APÓS FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO EM PH 4, NEUTRO E 9.



FONTE: O autor (2025).

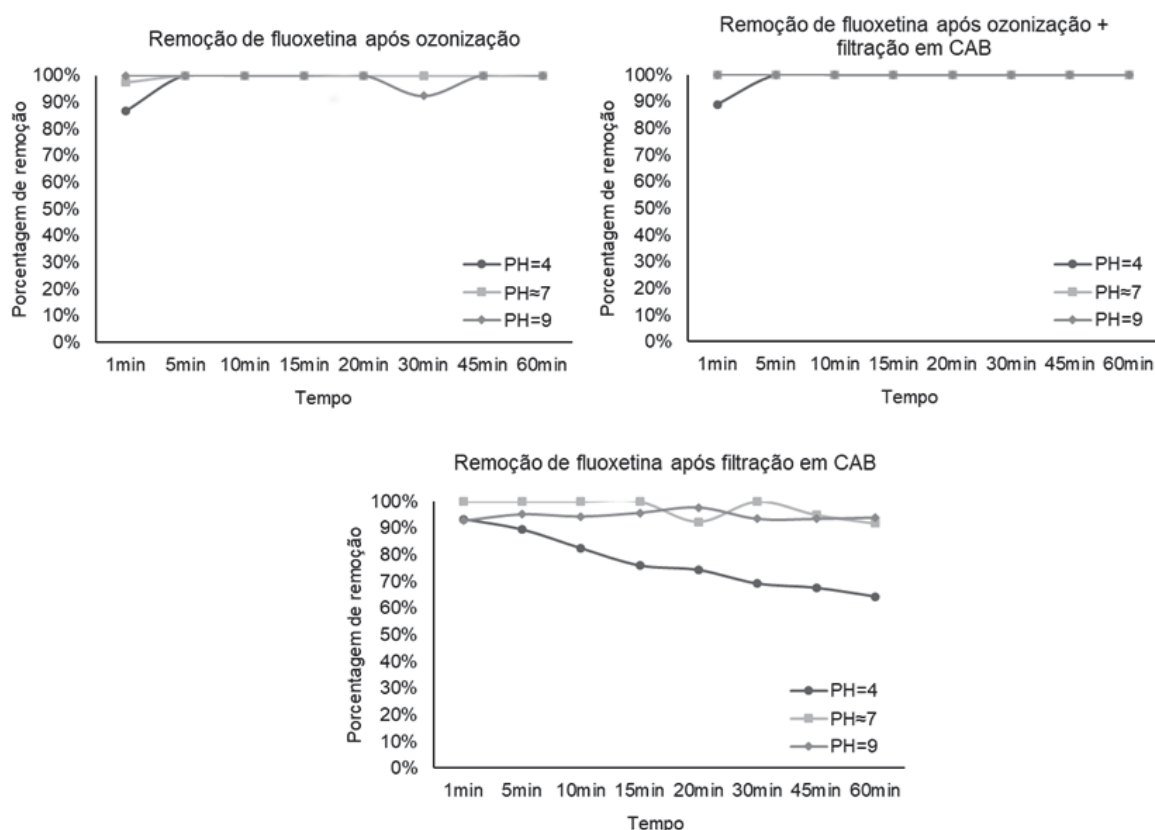
Os resultados obtidos para a fluoxetina demonstraram desempenho distinto entre os processos avaliados. A ozonização isolada (O_3) apresentou remoções rápidas e elevadas, situando-se entre 82–96%, com residuais reduzidos especialmente em pH neutro e alcalino. Tal comportamento é coerente com estudos que demonstram a alta reatividade da fluoxetina frente a processos oxidativos avançados, como a oxidação por $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, que alcançou 86,14% de remoção em ensaio controlado realizado por Aghaeinejad-Meybodi *et al.* (2014). A combinação O_3 +CAB apresentou o melhor desempenho geral, alcançando 94–99% e eliminando

praticamente todo o residual nas primeiras etapas do ensaio. Por sua vez, a filtração apenas em CAB apresentou remoções entre 55–72%, comportamento compatível com resultados de adsorção reportados para carvão ativado e biocarvões - os quais variaram de 35 a 100% dependendo da matriz do adsorvente (Fernandes *et al.*, 2019; Escudero-Curiel *et al.*, 2021) - reforçando que a capacidade de adsorção isolada do CAB é limitada frente a compostos farmacêuticos com afinidade moderada pela superfície carbonácea.

Em termos de percentual de remoção do fármaco, a Figura 60 mostra as curvas das remoções encontradas para o pH 4, neutro e 9 ao longo do tempo de tratamento após oxidação com O₃, oxidação com O₃ seguida de filtração em CAB e apenas filtração em CAB. Observa-se que, para a ozonização, a remoção atingiu 86%, 97% e 100% com 1 min para os pH 4, neutro e 9 respectivamente e a partir deste tempo a concentração se estabilizou em torno de 0 µg.L⁻¹. Condição semelhante ocorreu para o processo de oxidação com O₃ seguido de filtração em CAB onde a remoção atingiu 89%, 100% e 100% com 1 min para os pH 4, neutro e 9 respectivamente. Para a biofiltração em CAB as remoções com pH neutro e 9 tiveram comportamento semelhante. Em 1 minuto atingiu 93% e se estabilizou ao longo do tempo com valores entre 93 a 95% ficando com concentração abaixo do LQ do método que era de 5,12 µg.L⁻¹.

A cinética observada nas Figuras 59 e 60 confirma que a fluoxetina foi rapidamente degradada pelo ozônio, comportamento semelhante ao descrito por diversos autores que avaliaram a interação do composto com diferentes tipos de adsorventes e processos híbridos. Materiais como carvão ativado de eucalipto (Jaria *et al.*, 2015) e biocarvões florestais (remoções entre 36–100%) (Fernandes *et al.*, 2019) apresentam capacidade adsortiva relevante, mas ainda inferior aos processos oxidativos. A remoção mais gradual observada para o CAB isolado, com estabilidade após 60 a 90 minutos, é compatível com estudos que reportam saturação parcial ou competição entre sítios adsortivos e íons presentes na água tratada. A presença de biofilme no CAB pode contribuir para remoções mais elevadas, mas geralmente de forma lenta, como observado em adsorventes incrementados com zeólitas, borra de café e cortiça, que mostraram elevadas capacidades de remoção somente após longos tempos de contato (Silva *et al.*, 2020).

FIGURA 60 – PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE FLUOXETINA APÓS OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.



FONTE: O autor (2025).

A comparação dos processos evidenciou uma hierarquia clara de desempenho. A ozonização isolada removeu rapidamente praticamente toda a fluoxetina, embora tenha deixado pequeno residual com 30 minutos de teste para pH 9. A união de ozônio com CAB gerou sinergia entre degradação química e biofiltração subsequente, atingindo os maiores valores de remoção e menores residuais, comportamento equivalente ao observado em materiais híbridos contendo nanopartículas ou compósitos, nos quais se alcançou 92 a 100% de remoção (Farghal *et al.*, 2023). Já a filtração apenas em CAB, embora eficiente em parte dos ensaios, manteve desempenho inferior, semelhante ao observado em adsorventes minerais como argilas (88–98%) (Atawa *et al.*, 2025) ou resinas de troca iônica (~80%) (Haddad *et al.*, 2019). Assim, o CAB atua como etapa complementar, enquanto a ozonização é responsável pela maior redução da concentração inicial.

Por fim, o pH influenciou moderadamente o comportamento da fluoxetina, com remoções mais rápidas em pH neutro e pH 9, e cinética mais lenta em pH 4, o que também é observado em processos oxidativos avançados, nos quais a reatividade do ozônio e a especiação do composto dependem das condições ácido-base. Os tempos

de contato reforçaram essas diferenças: enquanto O_3 e O_3 +CAB atingem remoções próximas a 100% já nos primeiros 10 minutos, o CAB isolado necessitou de até 90 min para atingir seu limite operacional. Esse comportamento é coerente com estudos apresentados na revisão da literatura (Tabela 5), onde técnicas de adsorção e filtração por membranas apresentaram variação significativa de desempenho: processos híbridos como nanofiltração e osmose reversa alcançaram remoções da ordem de 93–95% (Snyder *et al.*, 2007; Kosutic *et al.*, 2007), enquanto que o uso de nanotecnologia adsortiva (Aydin *et al.*, 2021) chegou a 92% de remoção, valores próximos aos obtidos neste estudo. Portanto, os resultados reforçam que a combinação O_3 +CAB é a rota de maior eficiência, consistência e aplicabilidade para remoção da fluoxetina no contexto de tratamento avançado de água.

A Tabela 25 apresenta os resultados das concentrações iniciais e finais, seu desvio padrão, os pH avaliados e o percentual de remoção de FLX para cada tempo de contato testado.

TABELA 25 – RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA REMOÇÃO DE FLUOXETINA EM PH 4, NEUTRO E 9 EM CONCENTRAÇÃO DE OZÔNIO ≈ 2 MG.O₃.L⁻¹.

Amostra	FLX em PH=4			FLX em PH≈7			FLX em PH=9		
	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção	Conc. (µg.l ⁻¹)	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção	Conc. (µg.l ⁻¹)	% Remoção
Ensaio de oxidação com O ₃									
OZO Inicial	54,07 ± 1,04	-	48,32 ± 3,77	-	-	48,41 ± 0,09	-	-	-
OZO 1 min	7,24 ± 0,34	86,60%	1,25 ± 0,17	97,42%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO 5 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO 10 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO 15 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO 20 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO 30 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%	100%	3,66 ± 0,12	92,44%	0,00 ± 0,00	100%
OZO 45 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO 60 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
Ensaio de oxidação com O ₃ + filtração em CAB									
OZO+CAB Inicial	54,07 ± 1,04	-	48,32 ± 3,77	-	-	48,41 ± 0,09	-	-	-
OZO+CAB 1 min	5,95 ± 0,27	89,00%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO+CAB 5 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO+CAB 10 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO+CAB 15 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO+CAB 20 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO+CAB 30 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO+CAB 45 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
OZO+CAB 60 min	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	0,00 ± 0,00	100%	0,00 ± 0,00	100%
Ensaio de filtração em CAB									
CAB Inicial	48,73 ± 0,90	-	56,15 ± 1,02	-	-	48,58 ± 0,98	-	-	-
CAB 1 min	3,27 ± 0,05	93,29%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	3,46 ± 0,09	92,88%	3,46 ± 0,09	92,88%
CAB 5 min	5,17 ± 0,06	89,40%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	2,32 ± 0,03	95,22%	2,32 ± 0,03	95,22%
CAB 10 min	8,58 ± 0,09	82,40%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	2,70 ± 0,04	94,44%	2,70 ± 0,04	94,44%
CAB 15 min	11,73 ± 0,15	75,93%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	2,06 ± 0,00	95,76%	2,06 ± 0,00	95,76%
CAB 20 min	12,54 ± 0,33	74,26%	4,26 ± 0,15	92,41%	100%	1,09 ± 0,04	97,76%	1,09 ± 0,04	97,76%
CAB 30 min	15,01 ± 0,34	69,19%	0,00 ± 0,00	100,00%	100%	3,13 ± 0,07	93,56%	3,13 ± 0,07	93,56%
CAB 45 min	15,80 ± 0,17	67,57%	2,80 ± 0,02	95,01%	100%	3,13 ± 0,08	93,56%	3,13 ± 0,08	93,56%
CAB 60 min	17,38 ± 0,05	64,34%	4,63 ± 0,15	91,75%	100%	2,90 ± 0,11	94,03%	2,90 ± 0,11	94,03%

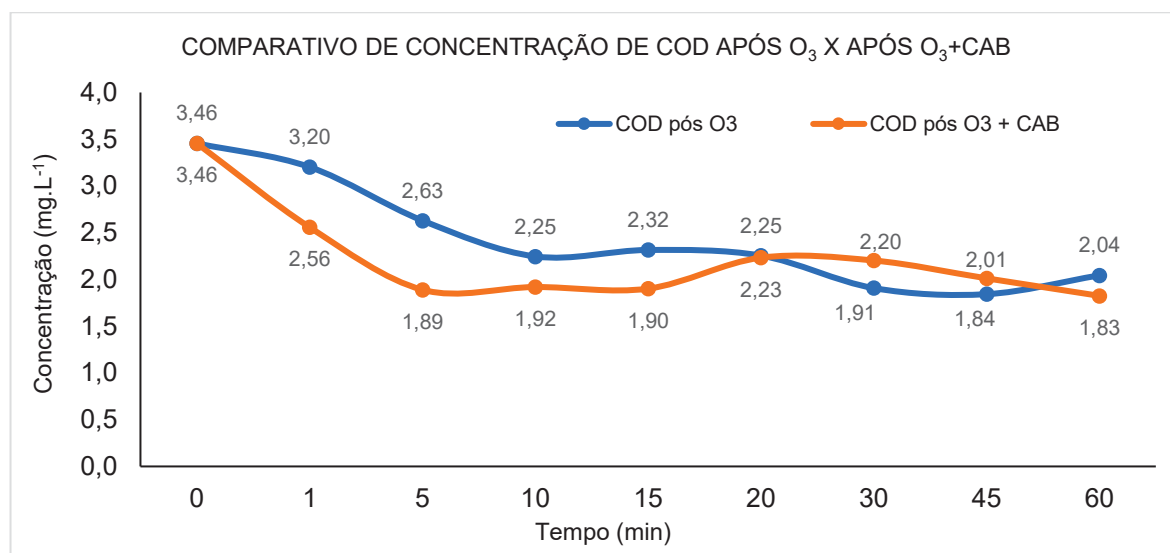
FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Os dados representam três experimentos independentes com valores médios ± desvio padrão.

4.4.4. Análises de remoção de material orgânico e COD

As análises de UV-Vis, fluorescência e carbono orgânico total mostraram a redução do COD e transformação da matéria orgânica para as três formas de tratamento, com o passar do tempo de contato. Para COD, as remoções ficaram na ordem de 41%, 47% e 14% ao final dos testes de oxidação com O_3 , O_3 +CAB e filtração em CAB respectivamente (Figura 61 e Tabela 26). A combinação de oxidação com O_3 e biofiltração em CAB entregou a menor concentração de COD nas amostras (Gráfico 6) indicando a capacidade de biofiltração.

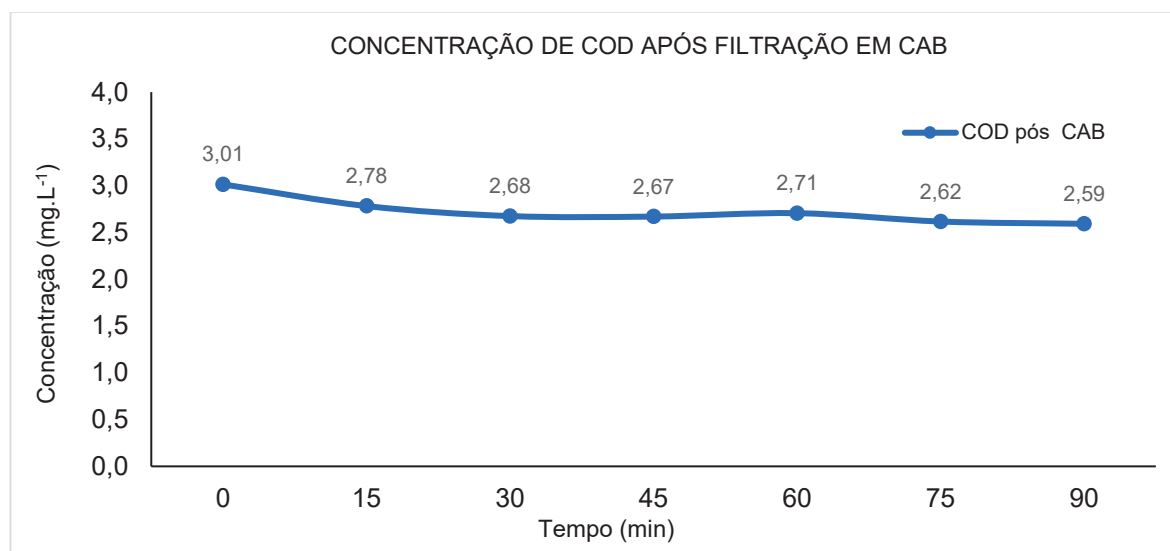
GRÁFICO 6 – COMPARATIVO DA REMOÇÃO DO COD APÓS OZONIZAÇÃO EM O_3 X OZONIZAÇÃO EM O_3 SEGUIDA DE FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO.



FONTE: O autor (2025).

O Gráfico 7 apresenta o comportamento da curva de concentração de COD durante o processo de biofiltração em CAB para pH neutro da amostra. A redução da concentração nos primeiros 15 min foi de 7% saindo de 3,01 para 2,78 mg.L⁻¹ até os 90 minutos finais de teste onde a remoção obteve ligeira melhora indo para 2,59 mg.L⁻¹ e chegando ao patamar de remoção na ordem de 14% ao final da biofiltração em CAB.

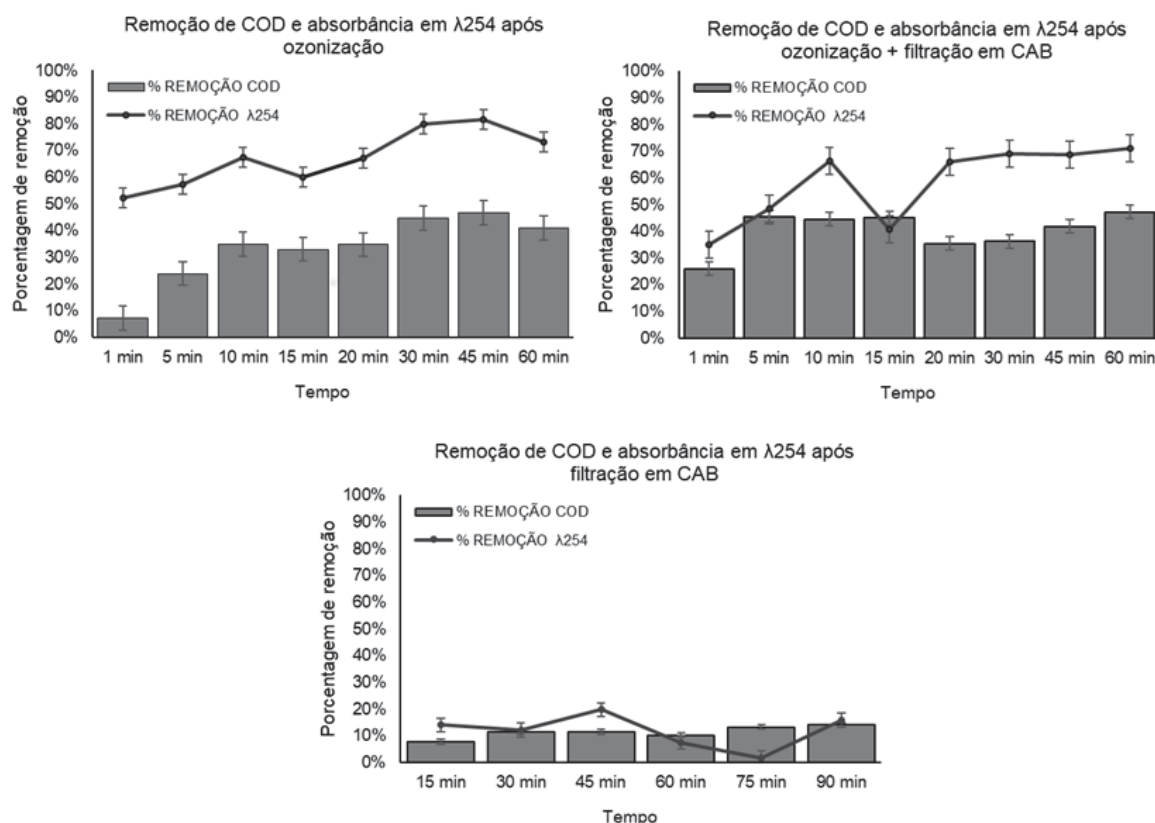
GRÁFICO 7 – REMOÇÃO DO COD APÓS FILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO.



FONTE: O autor (2025).

A Figura 61 apresenta o comparativo entre a remoção de COD e de absorbância no comprimento de onda λ_{254} nm para cada tempo de contato testados nas configurações de tratamento com O_3 , O_3 +CAB e apenas filtração em CAB. Foi possível verificar uma certa correlação entre os dois indicadores, principalmente no tratamento apenas com oxidação em O_3 .

FIGURA 61 – REMOÇÃO DE COD E ABSORBÂNCIA EM $\lambda 254$ APÓS OXIDAÇÃO COM O_3 , OXIDAÇÃO COM O_3 + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.



FONTE: O autor (2025).

Seredyńska-Sobecka *et al.* (2006) usando um sistema de O_3 +CAB no tratamento com água superficial de rio, obteve remoção de 60% para COT e 35% para $\lambda 254$ com tempo de contato de 5 min, a uma concentração de $1,64 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$ e tempo de contato de leito vazio (TCLV) de 11,2 minutos.

A Tabela 26 apresenta os resultados das concentrações iniciais e finais, seu desvio padrão, o percentual de remoção de COD e de absorbância no comprimento de onda $\lambda 254 \text{ nm}$ para cada tempo de contato testado e as configurações de tratamento com O_3 , O_3 +CAB e apenas filtração em CAB.

TABELA 26 – RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA REMOÇÃO DE COD E λ 254.

Amostra	COD (mg.L ⁻¹)	% Remoção COD	Absorbância λ 254 (nm)	% Remoção λ 254
Ensaio de oxidação com O ₃				
OZO Inicial	3,46 ± 0,02	-	0,036570	-
OZO 1 min	3,20 ± 0,04	7,33%	0,017412	52,39%
OZO 5 min	2,63 ± 0,00	23,90%	0,015618	57,29%
OZO 10 min	2,25 ± 0,02	35,01%	0,011926	67,39%
OZO 15 min	2,32 ± 0,03	33,00%	0,014662	59,91%
OZO 20 min	2,25 ± 0,02	34,75%	0,012048	67,05%
OZO 30 min	1,91 ± 0,01	44,80%	0,007328	79,96%
OZO 45 min	1,84 ± 0,01	46,68%	0,006731	81,60%
OZO 60 min	2,04 ± 0,02	40,85%	0,009835	73,11%
Ensaio de oxidação com O ₃ + filtração em CAB				
OZO+CAB Inicial	3,46 ± 0,02	-	0,038109	-
OZO+CAB 1 min	2,56 ± 0,01	25,98%	0,024728	35,11%
OZO+CAB 5 min	1,89 ± 0,03	45,32%	0,019679	48,36%
OZO+CAB 10 min	1,92 ± 0,01	44,47%	0,012785	66,45%
OZO+CAB 15 min	1,90 ± 0,03	44,97%	0,022548	40,83%
OZO+CAB 20 min	2,23 ± 0,01	35,38%	0,012986	65,92%
OZO+CAB 30 min	2,20 ± 0,02	36,26%	0,011818	68,99%
OZO+CAB 45 min	2,01 ± 0,03	41,78%	0,011889	68,80%
OZO+CAB 60 min	1,83 ± 0,02	47,19%	0,011029	71,06%
Ensaio de filtração em CAB				
CAB Inicial	3,01 ± 0,01	-	0,044153	-
CAB 15 min	2,78 ± 0,02	7,69%	0,037991	13,96%
CAB 30 min	2,68 ± 0,01	11,25%	0,038839	12,03%
CAB 45 min	2,67 ± 0,02	11,41%	0,035460	19,69%
CAB 60 min	2,71 ± 0,01	10,22%	0,040864	7,45%
CAB 75 min	2,62 ± 0,01	13,17%	0,043399	1,71%
CAB 90 min	2,59 ± 0,02	13,98%	0,037150	15,86%

FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Os dados representam três experimentos independentes com valores médios ± desvio padrão.

Os resultados da remoção de COD e absorbância λ 254 revelaram que a ozonização isolada promoveu redução rápida da matéria orgânica cromófora nos primeiros minutos de contato (1–10 min), refletindo em quedas significativas da absorbância λ 254, mas com remoção moderada de COD — tendência amplamente documentada para O₃ aplicado a matéria orgânica dissolvida (MOD) de origem natural (Coble, 1996; Cipparone *et al.*, 1997). A combinação O₃+CAB alcançou as maiores eficiências tanto para COD quanto para absorbância λ 254 entre 15 e 60 min, confirmando que a pré-oxidação torna a fração orgânica mais biodegradável, favorecendo sua subsequente remoção nos biofilmes do CAB (Seredyńska-Sobecka *et al.*, 2006; Mirzaei *et al.*, 2025). Já a filtração biológica isolada em CAB apresentou desempenho mais lento e dependente do tempo de contato (15–90 min), com redução mais pronunciada apenas após 45 min, coerente com evidências de que MOD menos

reativa e mais aromática é limitada à remoção por biodegradação sem pré-oxidação (Yapsakli e Çeçen, 2010).

Durante os testes de remoção de COD e caracterização da matéria orgânica, foram avaliados os comportamentos da turbidez, cor aparente, condutividade e pH das amostras para cada tempo de contato testado e nas configurações de tratamento com O₃, O₃+CAB e apenas filtração em CAB. Não houve variações significativas ou perceptíveis para estes três parâmetros durante os testes de oxidação e biofiltração. A Tabela 27 apresenta os valores encontrados e seus desvios padrões.

TABELA 27 - RESULTADO DOS TESTES DE OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB PARA TURBIDEZ, COR, PH E CONDUTIVIDADE.

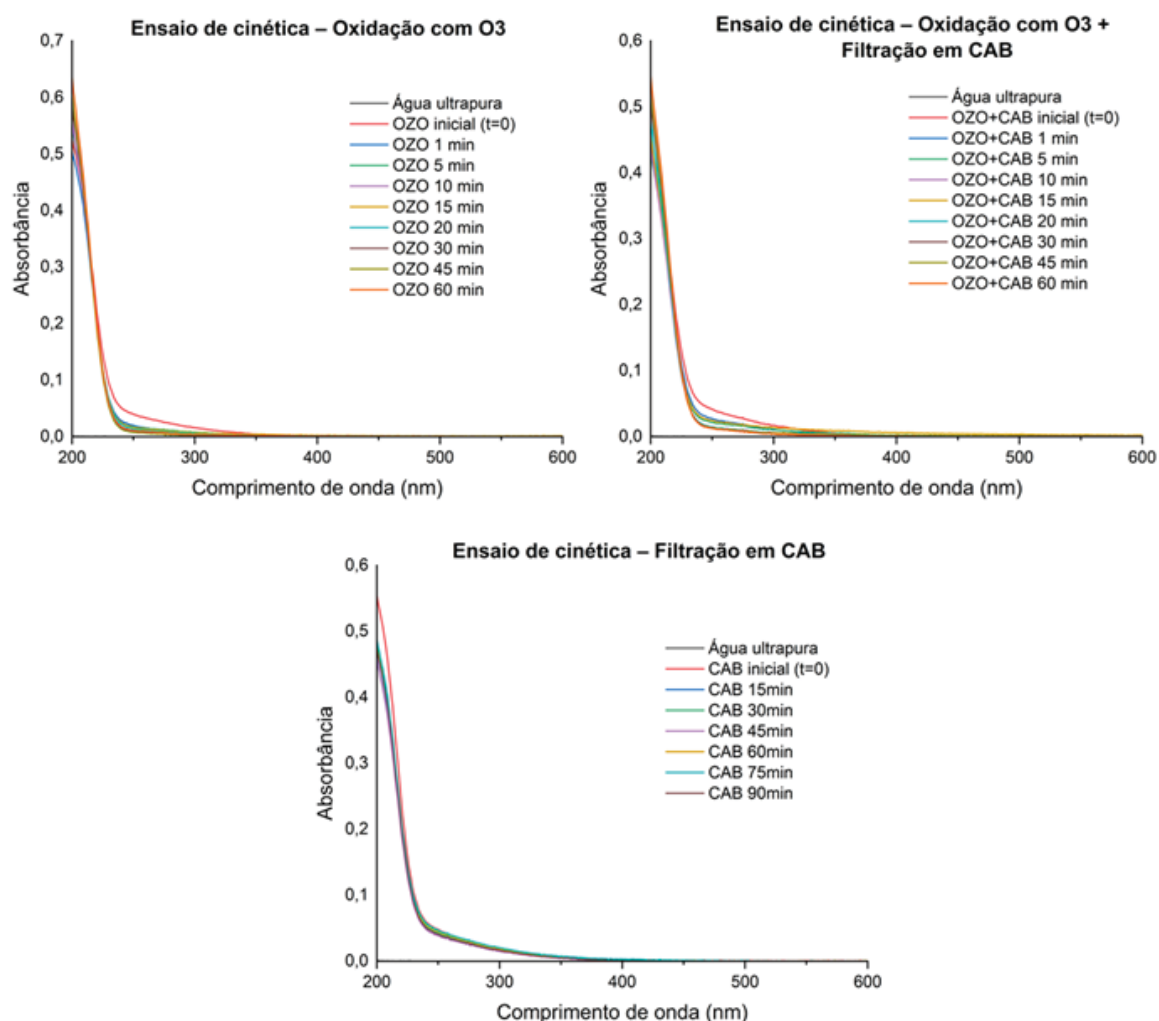
Amostra	Turbidez (NTU)	Cor aparente (UC)	Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	PH
Ensaio de oxidação com O ₃				
OZO Inicial	0,41 ± 0,02	1,08 ± 0,14	119,4 ± 0,08	7,10
OZO 1 min	0,31 ± 0,01	0,91 ± 0,10	123,9 ± 0,67	7,00
OZO 5 min	0,32 ± 0,01	0,83 ± 0,08	118,6 ± 0,25	7,03
OZO 10 min	0,37 ± 0,01	0,50 ± 0,15	118,7 ± 0,12	7,05
OZO 15 min	0,45 ± 0,03	0,74 ± 0,02	118,7 ± 0,21	7,02
OZO 20 min	0,39 ± 0,01	0,76 ± 0,03	118,9 ± 0,26	7,04
OZO 30 min	0,37 ± 0,02	0,71 ± 0,09	118,8 ± 0,25	7,06
OZO 45 min	0,36 ± 0,01	1,05 ± 0,07	118,6 ± 0,16	7,10
OZO 60 min	0,52 ± 0,01	0,98 ± 0,12	118,5 ± 0,09	7,14
Ensaio de oxidação com O ₃ + filtração em CAB				
OZO+CAB Inicial	0,43 ± 0,02	1,08 ± 0,14	119,4 ± 0,08	6,97
OZO+CAB 1 min	0,47 ± 0,03	1,07 ± 0,09	123,9 ± 0,17	6,79
OZO+CAB 5 min	0,43 ± 0,01	1,13 ± 0,09	118,6 ± 0,29	7,02
OZO+CAB 10 min	0,37 ± 0,01	1,03 ± 0,17	118,7 ± 0,29	7,00
OZO+CAB 15 min	0,46 ± 0,01	0,67 ± 0,09	118,7 ± 0,34	7,00
OZO+CAB 20 min	0,47 ± 0,02	1,00 ± 0,00	118,9 ± 0,16	7,00
OZO+CAB 30 min	0,41 ± 0,02	0,90 ± 0,00	118,8 ± 0,16	7,05
OZO+CAB 45 min	0,50 ± 0,02	0,80 ± 0,00	118,6 ± 0,12	7,07
OZO+CAB 60 min	0,45 ± 0,00	0,90 ± 0,00	118,5 ± 0,12	7,10
Ensaio de filtração em CAB				
CAB Inicial	0,43 ± 0,00	0,97 ± 0,05	122,07 ± 0,54	7,14
CAB 15 min	0,46 ± 0,01	1,07 ± 0,12	119,70 ± 0,29	7,15
CAB 30 min	0,45 ± 0,00	0,90 ± 0,14	119,77 ± 0,25	7,18
CAB 45 min	0,49 ± 0,02	0,93 ± 0,05	118,83 ± 0,57	7,20
CAB 60 min	0,44 ± 0,01	0,93 ± 0,12	120,33 ± 0,45	7,22
CAB 75 min	0,44 ± 0,04	0,83 ± 0,05	119,07 ± 0,33	7,24
CAB 90 min	0,50 ± 0,01	1,03 ± 0,12	119,13 ± 0,17	7,25

FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Os dados representam três experimentos independentes com valores médios ± desvio padrão.

A Figura 62 apresenta os espectros de varredura de UV-Vis nas amostras para cada tempo de contato testado para as cinéticas de tratamento com O₃, O₃+CAB e apenas filtração em CAB.

FIGURA 62 – ESPECTROS DE VARREDURA DE UV-VIS PARA OS ENSAIOS DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.

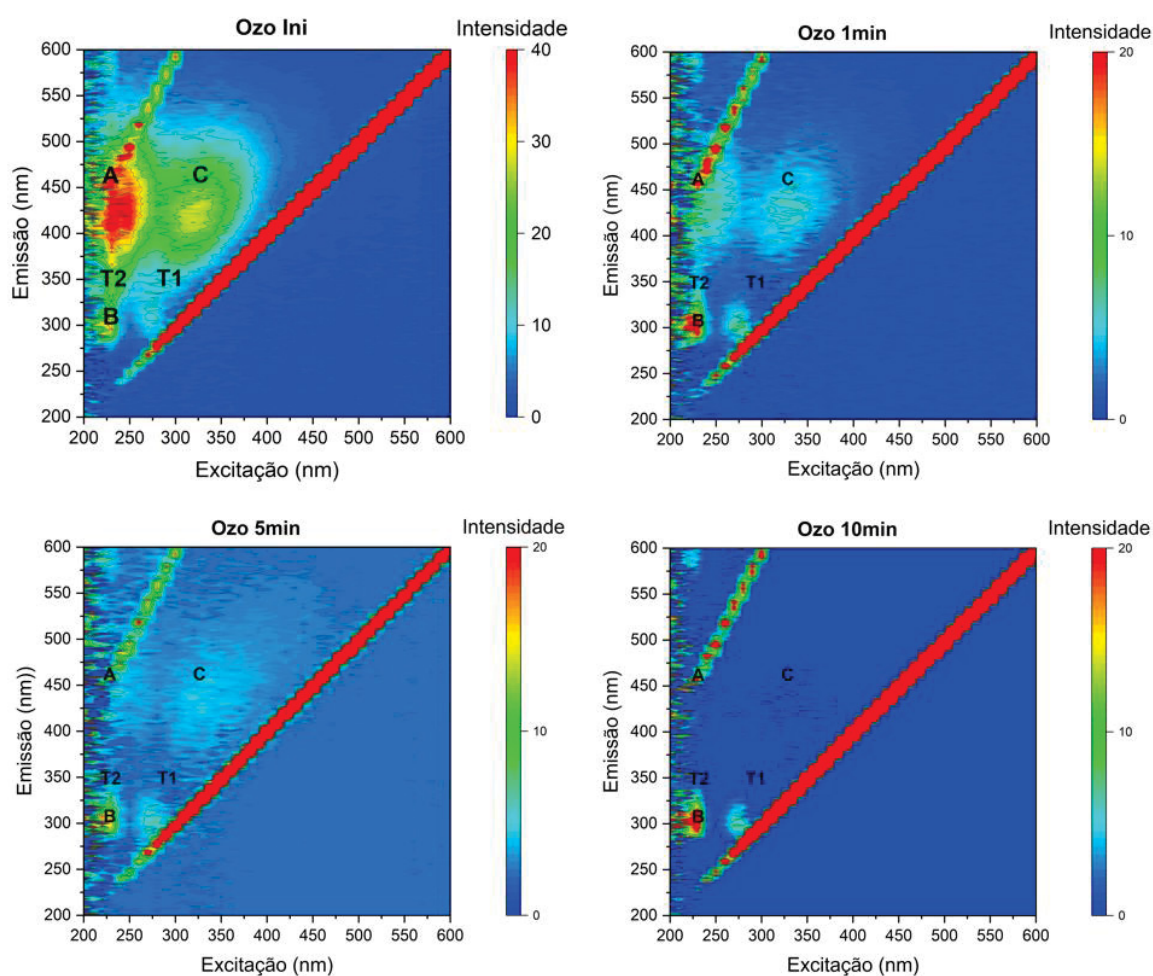


FONTE: O autor (2025).

Com o intuito de entender a composição da matéria orgânica presente na água filtrada da ETA usada como matriz aquosa da pesquisa e a sua transformação com os processos de tratamentos propostos, foram efetuados testes de espectroscopia de fluorescência. A aplicação de espectroscopia de fluorescência (EEM) permitiu acompanhar transformações qualitativas da matéria orgânica. A diminuição dos picos húmicos (regiões A e C), observada especialmente no tratamento O₃ e O₃+CAB, indicou degradação preferencial das frações aromáticas e de maior peso molecular — comportamento amplamente relatado para ozonização (Carstea, 2012; Coble, 1996). Já os picos proteicos (T1 e T2), associados à matéria orgânica autóctone e compostos microbianos, foram menos removidos por O₃ sozinho, mas apresentaram expressiva redução em O₃+CAB, evidenciando o consumo microbiano dos compostos gerados

pela oxidação. O CAB isolado aumentou levemente os picos proteicos nos primeiros tempos de contato, um comportamento típico de biofilmes ativos liberando metabólitos de baixa massa molecular (Yapsakli; Çeçen, 2010; Mirzaei *et al.*, 2025). Nas Figuras 63, 64, 65, 66, 67 e 68 são apresentadas as matrizes de excitação e emissão de fluorescência (MEE) obtidas para os ensaios de cinética após oxidação com O_3 , combinado de O_3 +CAB e biofritação e CAB. Na Figura 63 é apresentada a MEE obtida da cinética da oxidação com O_3 entre amostra inicial e até 10 min de contato.

FIGURA 63 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM OZÔNIO – INICIAL ATÉ 10 MIN.



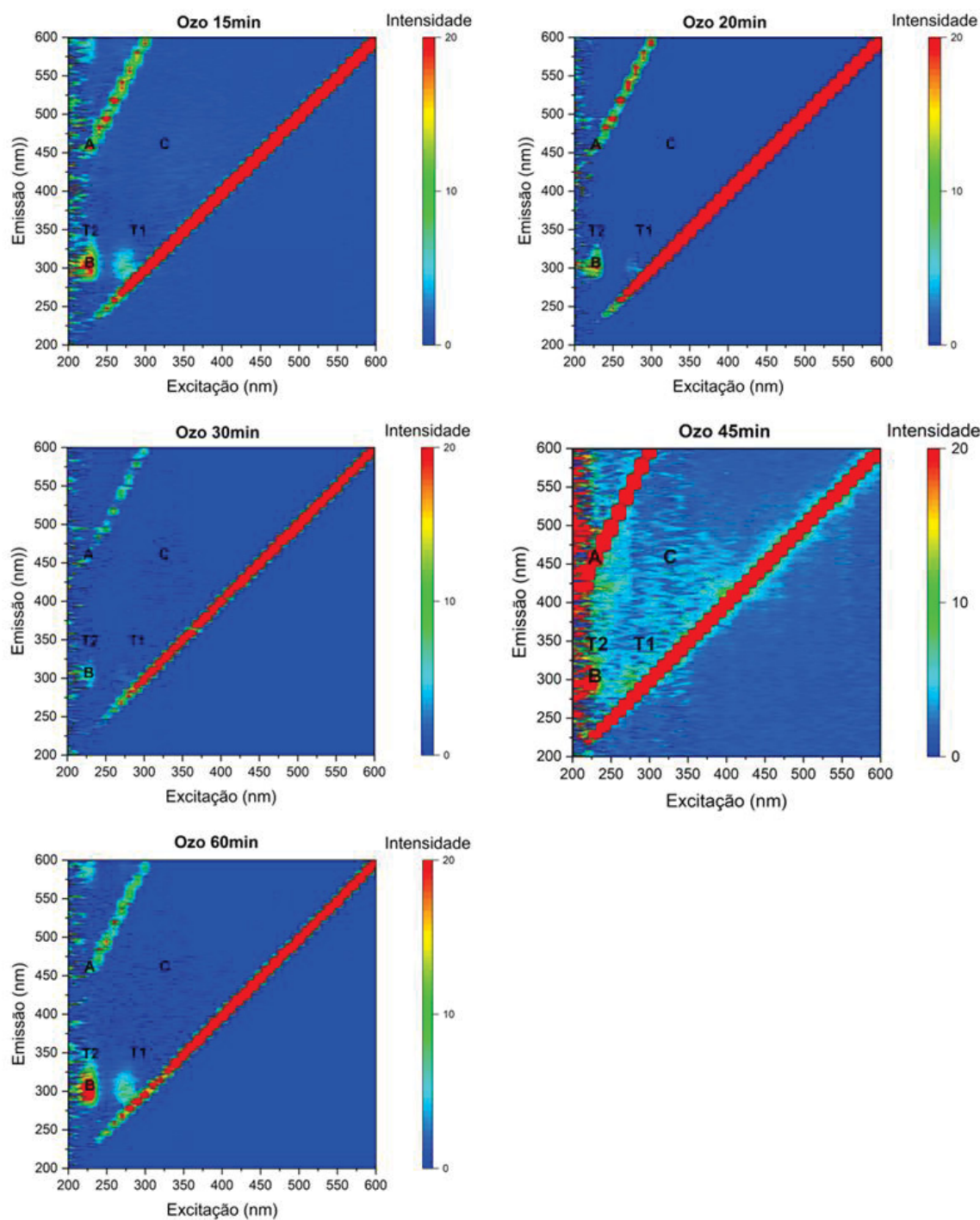
FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Bandas A (ácido húmico) e C (ácido fúlvico), referentes à matéria orgânica recalcitrante, T1 e T2 (triptofano) e B (tirosina) referentes à matéria orgânica lábil.

Na Figura 64 é apresentada a MEE obtida da cinética da oxidação com O_3 entre 15 min até 60 min de contato com O_3 . Ressalta-se a elevada remoção da matéria orgânica em todas as bandas apresentadas, comparadas a MME da amostra inicial. A elevada remoção de matéria orgânica está de acordo com a também elevada

remoção de COD de 46%, alcançada pelo tratamento com o O_3 após 45 min de contato. Destaque para a remoção da banda C que se aproximou de 100% em alguns tempos estudados (Figura 69 e Tabela 29).

FIGURA 64 - MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM OZÔNIO – 15MIN ATÉ 60 MIN.

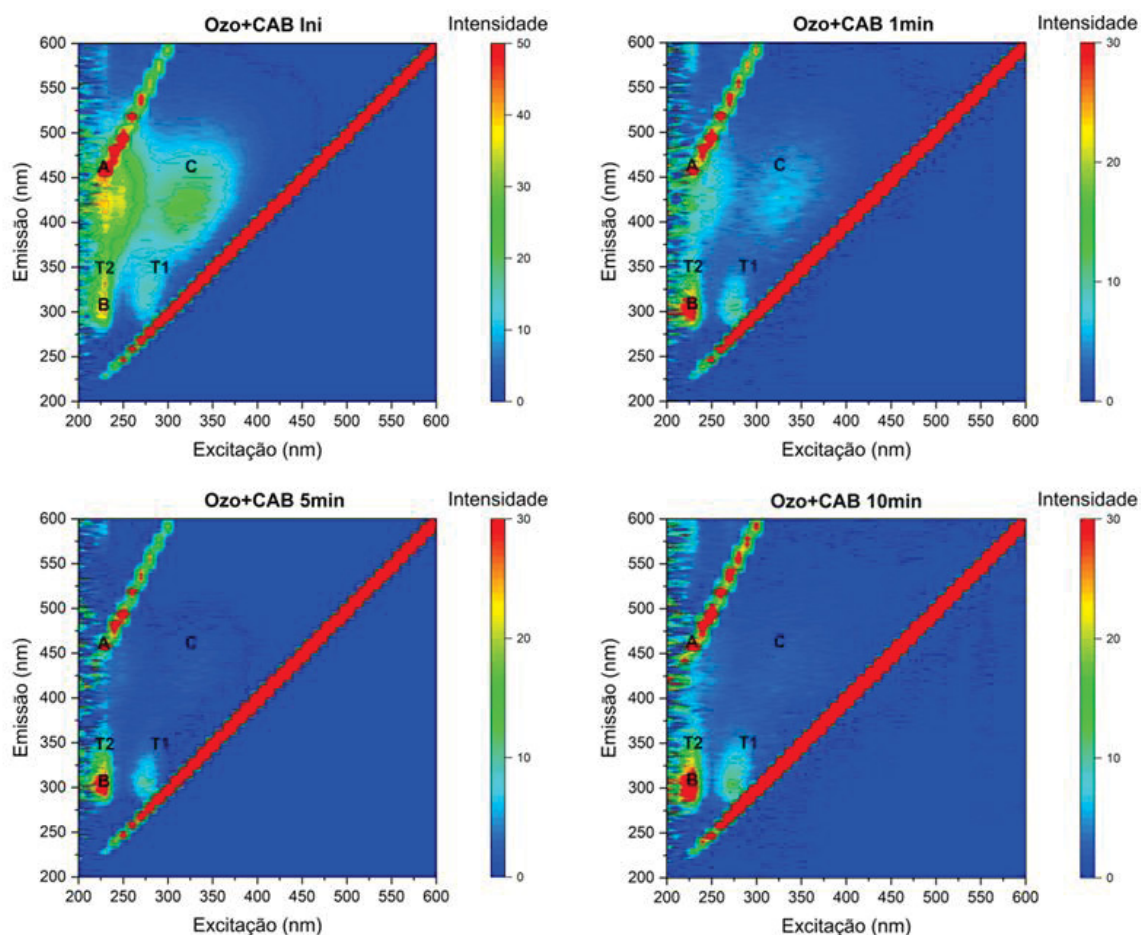


FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Bandas A (ácido húmico) e C (ácido fúlvico), referentes à matéria orgânica recalcitrante, T1 e T2 (triptofano) e B (tirosina) referentes à matéria orgânica lábil.

Na Figura 65 é apresentada a MEE obtida da cinética da ação combinada entre oxidação com O_3 + filtração em CAB entre amostra inicial até 10 min. A remoção da matéria orgânica em todas as bandas apresentadas permaneceu em relação a MME da amostra inicial, porém em menor percentual se comparado ao tratamento apenas com O_3 . Essa condição pode estar relacionada ao desprendimento de biomassa dos filtros de BAC durante a biofiltração. Em relação a matéria orgânica, o tratamento com o O_3 + CAB manteve a elevada remoção de COD da ordem de 47% para 60 min de tempo de tratamento.

FIGURA 65 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM OZÔNIO E FILTRAÇÃO EM CAB – INICIAL ATÉ 10 MIN.



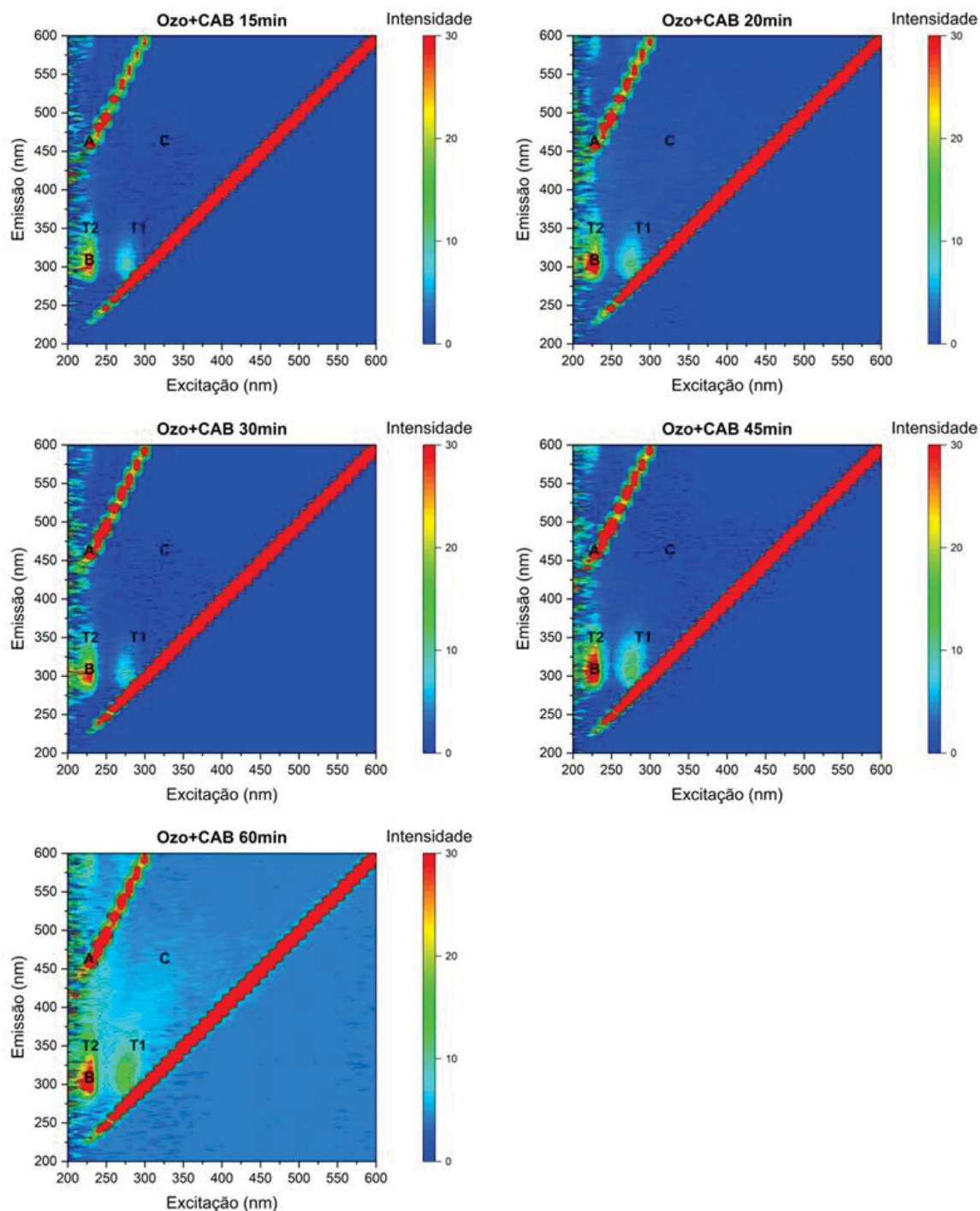
FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Bandas A (ácido húmico) e C (ácido fúlvico), referentes à matéria orgânica recalcitrante, T1 e T2 (triptofano) e B (tirosina) referentes à matéria orgânica lábil.

Na Figura 66 é apresentada a MEE obtida da cinética da ação combinada entre oxidação com O_3 + filtração em CAB entre amostra de 15 a 60 min. A remoção da matéria orgânica se mantém em todas as bandas apresentadas em relação a MME da amostra inicial, porém em menor percentual se comparado ao tratamento apenas

com O₃. A remoção de matéria orgânica permaneceu com destaque para as bandas C, T1 e T2 (Tabela 28).

FIGURA 66 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS OXIDAÇÃO COM OZÔNIO E FILTRAÇÃO EM CAB – 15MIN ATÉ 60 MIN.

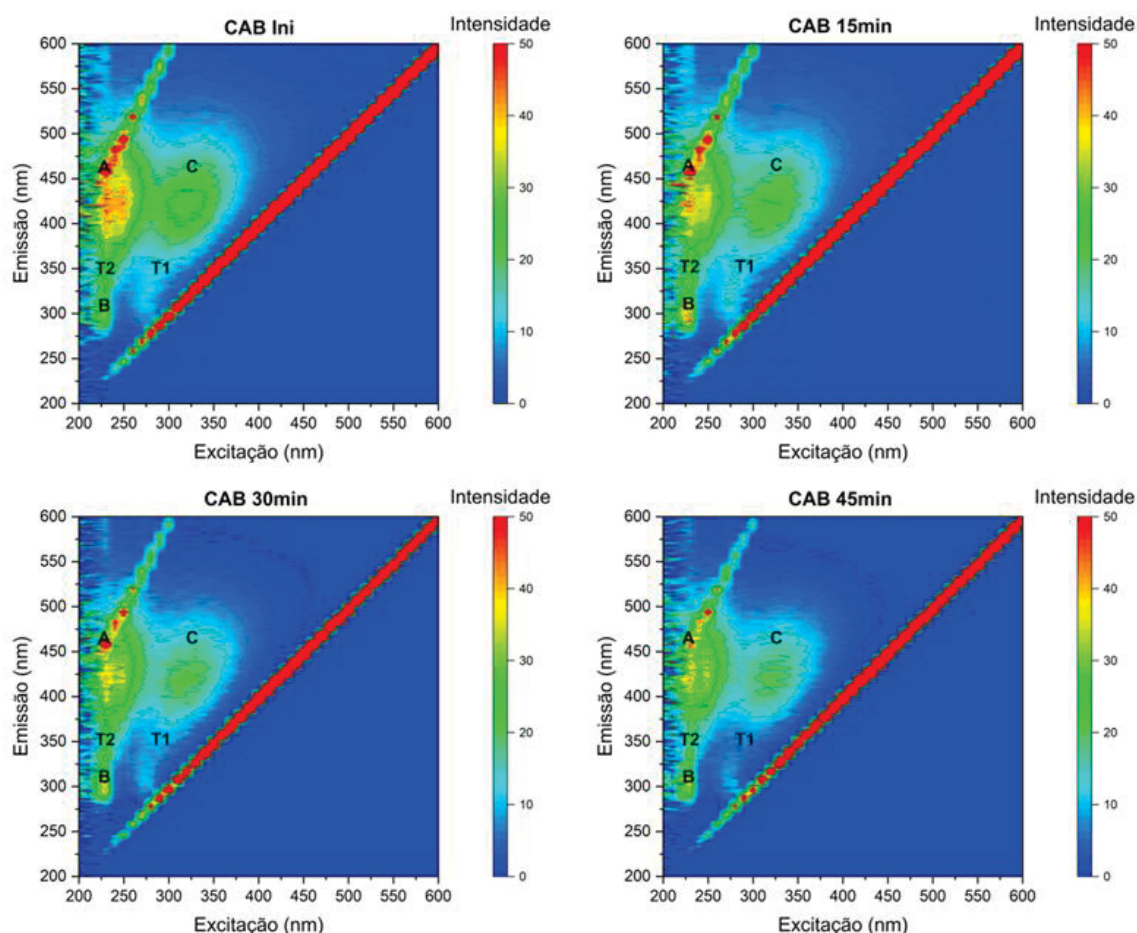


FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Bandas A (ácido húmico) e C (ácido fúlvico), referentes à matéria orgânica recalcitrante, T1 e T2 (triptofano) e B (tirosina) referentes à matéria, orgânica lábil.

Na Figura 67 é apresentada a MEE obtida para a cinética apenas para a biofiltração em CAB entre amostras inicial até 45 min. A capacidade de remoção da matéria orgânica nesta condição foi inferior em relação as duas condições de tratamento anteriores. Todas as bandas, com exceção da banda C apresentaram percentual inferior de remoção em relação a amostra inicial. Na biofiltração, a remoção de COD não chegou a 14% na melhor condição do teste.

FIGURA 67 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS FILTRAÇÃO EM CAB – INICIAL ATÉ 45 MIN.

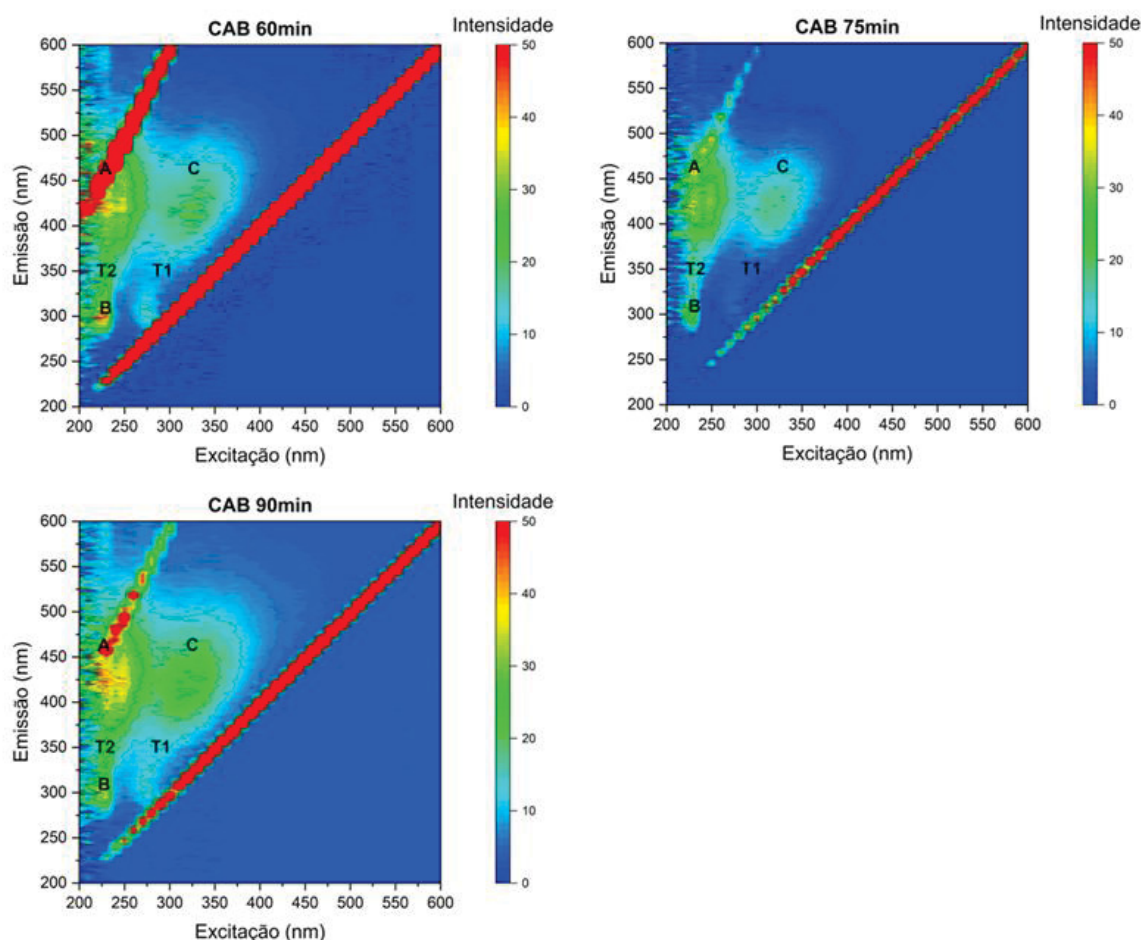


FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Bandas A (ácido húmico) e C (ácido fúlvico), referentes à matéria orgânica recalcitrante, T1 e T2 (triptofano) e B (tirosina) referentes à matéria, orgânica lábil.

Por fim, na Figura 68 é apresentada a MEE obtida para cinética da biofiltração em CAB entre amostras de 60 até 90 min. A remoção da matéria orgânica nesta condição é inferior as duas condições de tratamento anteriores. Todas as bandas, com exceção da banda C possuem baixo percentual de remoção em relação a amostra inicial. Nesta condição a remoção de COD não chegou a 14% na melhor condição do teste com biofiltração por 90 min.

FIGURA 68 – MATRIZES DE EXCITAÇÃO E EMISSÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO DE CINÉTICA APÓS FILTRAÇÃO EM CAB – 60 MIN ATÉ 90 MIN.



FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Bandas A (ácido húmico) e C (ácido fúlvico), referentes à matéria orgânica recalcitrante, T1 e T2 (triptofano) e B (tirosina) referentes à matéria, orgânica lábil.

Na Tabela 28 são apresentados os índices de absorvância UV-Vis e de fluorescência calculados para a água filtrada da ETA após cada ensaio de oxidação com O_3 , oxidação combinada com biofiltração em CAB e apenas biofiltração em CAB. De acordo com Rostan e Cellot (1995) valores de aproximadamente 20 L.g^{-1} obtidos para o A285 (razão entre absorvância em 285 nm e o COD) e acima de $4,4 (\text{mg.m})^{-1}$ para o SUVA (razão entre a absorvância em 254 nm e o COD), indicam que a matéria orgânica tem característica refratária e de estrutura aromática, enquanto valores de SUVA menores que 1,2 indicariam a predominância de matéria orgânica com características lábeis.

Os valores obtidos para o A285 abaixo de 10 g/L para as amostras iniciais e praticamente todas as amostras tratadas indicam que a M.O. das amostras era composta majoritariamente de alifáticos refratários. Para o SUVA, os valores variaram

entre $0,27 \text{ (mg.m)}^{-1}$ a 13 (mg.m)^{-1} sugerindo ora predominância de características refratárias e ora predominância de características lábeis. O índice A300/A400 é inversamente proporcional ao grau de humificação e ao grau de condensação, sendo que valores entre 2,67 e 3,10 podem indicar ácido húmico e valores entre 5,14 e 7,03 ácido fúlvico (Claret *et al.*, 2003; Li e Hur, 2017; Chen *et al.*, 2020). Para este parâmetro parte dos valores ficaram abaixo de 5 e parte acima, podendo-se inferir que em parte das amostras havia presença de ácido húmico e parte não.

Da mesma forma, o índice A250/A365 é inversamente proporcional ao peso molecular e a aromaticidade (Peuravuori e Pihlaja, 1997; Li e Hur, 2017).

Para o FR (Razão de Fluorescência), os valores variaram entre zero e 3,39, não sendo identificado um padrão nas alterações, o que pode indicar oscilações na característica da matéria orgânica durante e após os ensaios.

O índice de humificação (HIX) apresentou valores entre zero e 5,6 para a maioria das amostras analisadas com uma sutil redução a medida que o tempo do tratamento aumentava. Uma única exceção foi a amostra biofiltrada em CAB com 75 min que apresentou pico de 12,76. Os valores abaixo de 4, indicam origem bacteriana aquática para a M.O. analisada nos ensaios de O_3 , O_3 +CAB e filtração em CAB, o que pode ser uma preocupação para o tratamento pós CAB.

Já o índice biológico (BIX) permaneceu entre abaixo de 1 para a maioria dos testes com O_3 , O_3 +CAB e biofiltração em CAB, o que sugeriu uma M.O. com média a forte composição autóctone e não de origem bacteriana aquática, contrastando com o índice HIX. A única amostra que destoou deste padrão foi a ozonizada com 45 min que apontou valor para BIX de 2,05.

A análise dos índices UV-Vis reforçou o comportamento observado para COD e absorbância λ_{254} . A diminuição de SUVA e A285 nos tratamentos com O_3 indica perda de compostos altamente aromáticos e húmicos, característica típica da quebra de estruturas conjugadas durante a ozonização (Li e Hur, 2017; Setareh *et al.*, 2020). A maior redução de A300/A400 e A250/A365 na rota O_3 +CAB demonstrou não apenas oxidação, mas também subsequente remoção de subprodutos parcialmente oxidados, consistentes com degradação de compostos fulvícos e húmicos (Carstea, 2012). Por outro lado, o CAB isolado apresentou alterações menos intensas nesses índices, refletindo a ação predominante da biodegradação microbiana sobre estruturas menos recalcitrantes, coerente com o comportamento associado a biofilmes maduros (Seredyńska-Sobecka *et al.*, 2006; Mirzaei *et al.*, 2025).

TABELA 28 – ÍNDICES DE ESPECTROSCOPIA DE ABSORBÂNCIA E FLUORESCÊNCIA OBTIDOS PARA OS ENSAIOS DE OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.

Amostra	A ₂₈₅	SUVA ₂₅₄	A ₃₀₀ /A ₄₀₀	A ₂₅₀ /A ₃₆₅	FR	HIX	BIX
Ensaio de oxidação com O ₃							
OZO Inicial	5,87	12,03	7,84	75,0	1,50	3,93	0,71
OZO 1 min	11,18	13,61	1,21	453	1,21	2,72	0,74
OZO 5 min	1,86	1,87	11,67	0,30	1,16	1,32	0,60
OZO 10 min	1,51	1,28	1,94	21,00	0,78	2,98	≈0,0
OZO 15 min	1,64	1,41	0,97	17,50	0,95	0,76	1,00
OZO 20 min	3,46	2,19	1,09	13,25	1,00	1,15	1,09
OZO 30 min	0,26	0,36	0,67	2,73	0,41	1,06	1,31
OZO 45 min	0,27	0,31	0,27	0,27	1,66	1,40	2,05
OZO 60 min	0,05	0,27	0,25	0,28	≈0,0	≈0,0	≈0,0
Ensaio de oxidação com O ₃ + filtração em CAB							
OZO+CAB Inicial	6,50	8,75	8,12	1,35	1,87	3,21	0,87
OZO+CAB 1 min	5,51	9,16	0,97	1,91	2,08	2,06	0,69
OZO+CAB 5 min	5,03	2,29	3,75	0,81	≈0,0	0,95	≈0,0
OZO+CAB 10 min	2,40	1,46	4,44	0,45	2,14	0,74	0,76
OZO+CAB 15 min	2,21	1,18	1,80	14,40	≈0,0	0,37	≈0,0
OZO+CAB 20 min	1,57	1,45	2,00	0,38	1,03	0,63	0,66
OZO+CAB 30 min	1,32	0,86	0,68	0,82	0,10	0,33	≈0,0
OZO+CAB 45 min	1,44	0,78	1,15	5,11	≈0,0	0,30	≈0,0
OZO+CAB 60 min	0,16	0,37	0,25	1,09	1,29	0,81	1,10
Ensaio de filtração em CAB							
CAB Inicial	8,96	13,08	4,20	4,52	1,60	3,99	0,78
CAB 15 min	7,15	9,12	5,56	2,63	1,54	3,14	0,72
CAB 30 min	10,21	11,40	5,39	2,10	1,97	4,42	0,79
CAB 45 min	8,05	9,69	6,64	1,70	1,97	5,64	0,81
CAB 60 min	8,80	10,34	4,20	16,44	2,12	3,51	0,87
CAB 75 min	11,31	11,96	3,22	1,59	3,39	12,76	0,53
CAB 90 min	11,96	12,68	4,10	1,29	1,60	3,00	0,91

FONTE: O autor (2025).

NOTAS: FR - Razão de Fluorescência; HIX - Índice de Humificação; BIX - Índice Biológico. Interpretação dos índices: A₂₈₅ ~ 20 g/L, matéria orgânica de carbono orgânico refratário ou compostos fúlvicos e ~ 10 g/L indica compostos alifáticos refratários; SUVA > 4,4 (mg.m)⁻¹, predominância de características refratárias e ~1,2 (mg.m)⁻¹, predominância de características lábeis; A₃₀₀/A₄₀₀: inversamente proporcional ao grau de humificação; A₂₅₀/A₃₆₅: inversamente proporcional ao peso molecular e aromaticidade; FR > 1,8: M.O. de origem alóctone antrópica e < 1,5 origem alóctone pedogênica; HIX < 4: origem bacteriana aquática e acima de 16, forte característica húmica; BIX 0,6-0,8: indica M.O. de fraca a média comp. Autóctone, 0,8-1,0: forte composição autóctone e > 1: de origem bacteriana aquática.

A análise integrada dos índices FR, HIX e BIX confirmou a complementaridade entre ozonização e CAB. O FR diminuiu de forma mais expressiva no tratamento O₃+CAB, indicando redução simultânea de frações alóctones e sólidos húmicos refratários, em linha com estudos que demonstram que a pré-oxidação gera compostos mais facilmente biodegradáveis (Wang *et al.*, 2024). A queda acentuada do HIX no mesmo tratamento reforça a degradação da matéria orgânica humificada, enquanto o aumento moderado de BIX demonstra incremento relativo da fração microbiana, típica de sistemas com biofilmes ativos (Seredyńska-Sobecka *et al.*, 2006; Mirzaei *et al.*, 2025). O CAB isolado apresentou maior variação de BIX e menor

redução de HIX, refletindo remoção limitada de material aromático e forte dependência da maturidade e composição microbiana do biofilme.

A Tabela 29 resume os resultados através das MEE para os picos de intensidade de fluorescência das bandas A, B, C, T1 e T2 dos ensaios de oxidação com O₃, oxidação com O₃+CAB e apenas biofiltração em CAB.

TABELA 29 – PICOS DE INTENSIDADE DE FLUORESCÊNCIA OBTIDOS NAS MEE DOS ENSAIOS DE OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB.

Amostra	A	B	C	T1	T2
Ensaio de oxidação com O ₃					
OZO Inicial	34,77	22,70	19,96	10,82	23,63
OZO 1 min	18,40	15,79	3,72	1,33	4,56
OZO 5 min	9,77	13,37	3,42	2,85	2,61
OZO 10 min	15,69	23,08	0,05	0,08	0,42
OZO 15 min	5,67	17,09	0,70	0,79	1,40
OZO 20 min	10,36	11,64	≈ 0,00	≈ 0,00	≈ 0,00
OZO 30 min	≈ 0,00	6,79	≈ 0,00	≈ 0,00	≈ 0,00
OZO 45 min	9,89	11,00	2,47	3,11	2,64
OZO 60 min	12,66	27,12	≈ 0,00	0,30	1,70
Ensaio de oxidação com O ₃ + filtração em CAB					
OZO+CAB Inicial	105,54	40,51	15,69	11,64	33,56
OZO+CAB 1 min	47,76	29,27	4,55	3,48	11,76
OZO+CAB 5 min	47,40	32,35	0,22	1,52	10,15
OZO+CAB 10 min	61,71	37,80	1,61	4,07	10,64
OZO+CAB 15 min	53,23	26,81	0,17	2,79	7,59
OZO+CAB 20 min	49,72	36,14	0,93	3,32	8,44
OZO+CAB 30 min	80,85	30,11	≈ 0,00	1,36	8,31
OZO+CAB 45 min	84,40	40,60	0,01	4,49	14,41
OZO+CAB 60 min	77,39	37,64	4,83	9,53	15,59
Ensaio de filtração em CAB					
CAB Inicial	68,13	30,57	21,71	11,08	25,66
CAB 15 min	57,82	33,66	16,99	12,16	30,56
CAB 30 min	69,27	36,82	15,48	10,07	23,90
CAB 45 min	46,13	33,52	13,51	7,06	21,54
CAB 60 min	311,65	38,92	15,45	9,52	25,11
CAB 75 min	35,32	24,09	12,64	3,88	19,54
CAB 90 min	87,31	29,31	19,09	12,05	23,49

FONTE: O autor (2025).

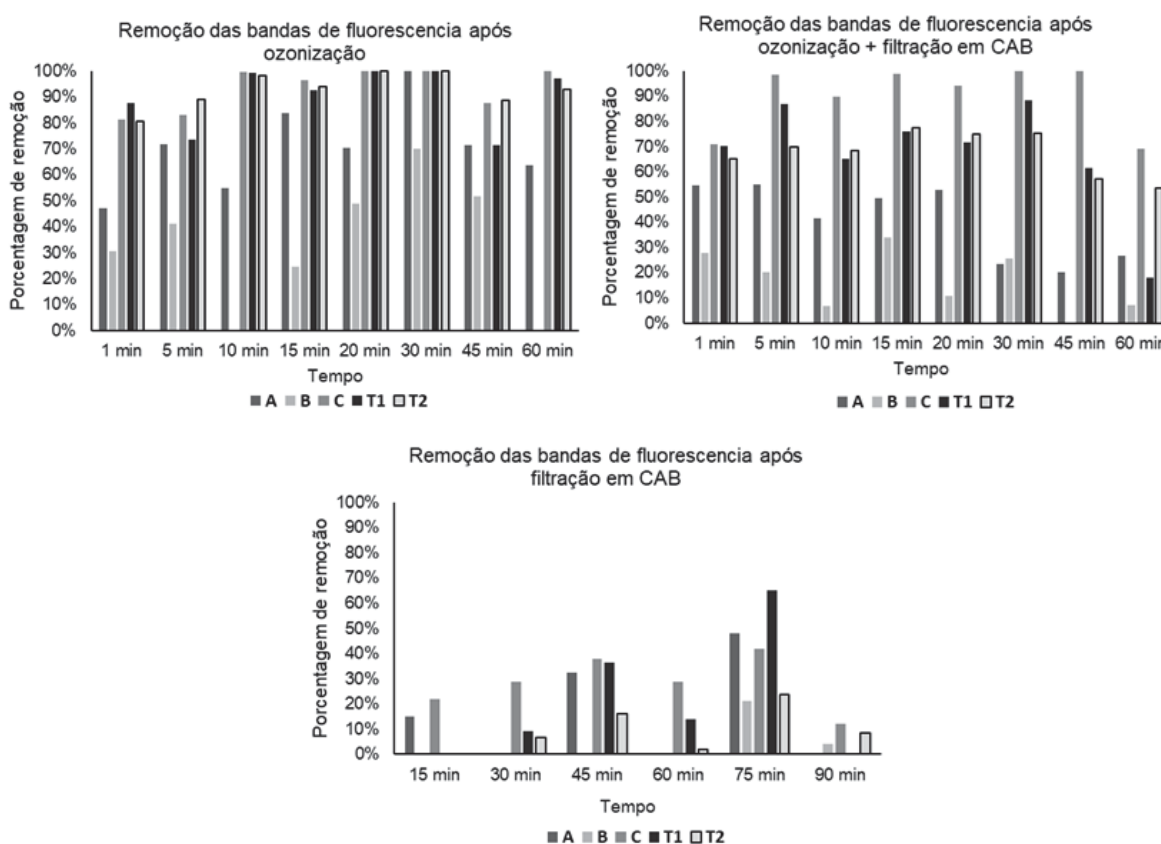
NOTAS: Picos obtidos do software Origin PRO por meio das coordenadas do eixo Z dos gráficos de excitação e emissão de fluorescência.

Bandas A (ácido húmico) e C (ácido fúlvico), referentes à matéria orgânica recalcitrante, T1 e T2 (triptofano) e B (tirosina) referentes à matéria orgânica lábil.

Na Figura 69 são apresentadas as porcentagens de remoção dos picos de fluorescência A, B, C, T1 e T2, obtidos a partir das matrizes de excitação e emissão, para os ensaios de oxidação com O₃, oxidação com O₃ + filtração em CAB e apenas filtração em CAB. Observa-se que as maiores porcentagens de remoção das bandas foram obtidas para o tratamento apenas com ozonização. As bandas C, referente à matéria orgânica recalcitrante e T1 e T2, referentes à matéria orgânica lábil, tiveram a

maior remoção com a ozonização (entre 81% e 100%). O tratamento combinado de ozonização seguido de filtração em CAB reduziu essa capacidade de remoção, principalmente da banda B (tirosina) referentes à matéria orgânica lábil (entre 0% e 33%). Essa redução da eficiência de remoção em relação a fase anterior pode estar relacionada à resíduos da atividade microbiana do leito de CAB, que poderiam estar repondo parte da matéria orgânica oxidada na fase anterior de ozonização.

FIGURA 69 - PORCENTAGENS DE REMOÇÃO DOS PICOS DE FLUORESCÊNCIA OBTIDOS NAS MEE DA OXIDAÇÃO COM O₃, OXIDAÇÃO COM O₃ + FILTRAÇÃO EM CAB E APENAS FILTRAÇÃO EM CAB



FONTE: O autor (2025).

NOTAS: Bandas A (ácido húmico) e C (ácido fúlvico), referentes à matéria orgânica recalcitrante, T1 e T2 (triptofano) e B (tirosina) referentes à matéria orgânica lábil.

Já considerando os ensaios apenas com filtração em CAB, verificou-se que este tratamento isolado não produziu a mesma eficiência de remoção das bandas de fluorescência em comparação com a ozonização e mesmo a ozonização combinada com filtração em CAB. Apenas a banda C, referentes à matéria orgânica recalcitrante, sofreu remoção em todos os tempos de biofiltração, sendo o tempo com 75 min o que proporcionou a remoção de todas as bandas em um percentual variando de 21% a 65%.

A comparação geral entre as três rotas avaliadas mostrou que a ozonização isolada é eficiente para reduzir cromóforos e estruturas aromáticas, mas tem desempenho limitado na remoção global de COD e MOD biodegradável. A combinação O₃ + CAB apresentou o melhor desempenho em todos os indicadores — COD, Abs₂₅₄, SUVA, A₂₈₅, índices HIX/BIX e picos húmicos — confirmando o caráter sinérgico entre oxidação e biodegradação subsequente, consistente com resultados clássicos (Cipparone *et al.*, 1997; Seredyńska-Sobecka *et al.*, 2006) e recentes (Wang *et al.*, 2024; Mirzaei *et al.*, 2025). O CAB isolado mostrou boa remoção apenas em tempos mais longos (≥45 min), reforçando a necessidade de pré-oxidação para tratar MOD recalcitrante em águas superficiais tropicais. No conjunto, os resultados obtidos são coerentes com a literatura e confirmam o papel crítico da oxidação prévia para maximizar a eficiência do CAB, especialmente para fracionamentos aromáticos e húmicos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste estudo consolidam uma importante contribuição para o avanço do tratamento de água para abastecimento no Brasil, especialmente quanto à introdução e validação do sistema combinado de ozonização e filtração em carvão ativado biológico (O_3 +CAB). Este trabalho não apenas comprovou a eficiência do sistema na remoção de micropoluentes e compostos de gosto e odor, mas também demonstrou, de forma inédita no contexto nacional, a conversão efetiva do carvão ativado granular (CAG) em um meio bioativo por meio de uma abordagem analítica multimodal.

A relevância desta pesquisa vai além da perspectiva acadêmica: ela oferece direcionamento e respostas concretas às demandas de empresas de saneamento, que enfrentam crescentes desafios na remoção de contaminantes emergentes e compostos que afetam a qualidade organoléptica da água distribuída à população. Ao empregar água real proveniente de uma ETA, a maior em operação no estado do Paraná, e utilizar biofilme coletado dessa própria unidade para a inoculação dos filtros, o estudo garantiu uma representatividade prática e ambientalmente realista dos processos avaliados. Essa estratégia confere a aplicabilidade dos resultados a contextos operacionais reais, reforçando o potencial de adoção tecnológica do sistema O_3 +CAB por concessionárias do setor.

Os contaminantes utilizados - fluoxetina, geosmina e 2-metilisoborneol (MIB) - foram escolhidos por sua relevância crescente no cenário do abastecimento de água. As substâncias de gosto e odor, associadas a eventos sazonais de proliferação de cianobactérias, têm impactado diretamente a percepção pública sobre a qualidade da água, enquanto a fluoxetina representa um contaminante emergente típico do consumo moderno, ainda não regulado, mas já detectado em corpos d'água e estações de tratamento ao redor do mundo. Avaliar simultaneamente esses compostos permitiu testar a robustez do sistema frente a desafios químicos e biológicos distintos, buscando atingir condições realistas de operação.

Um dos aspectos mais inovadores deste estudo reside no uso integrado de múltiplas técnicas para caracterização do CAB. A combinação de microscopia eletrônica de varredura (MEV), espectroscopia por dispersão de energia (EDS), Raman, FT-IR, CF, ATP, PCA, PCR e metagenômica permitiu identificar e comprovar a atividade biológica presente no meio filtrante com nível de detalhamento robusto e

não utilizado previamente no país e no mundo, de acordo com os levantamentos de nosso grupo de pesquisa. Essa abordagem multimodal preenche uma lacuna metodológica relevante: até o momento, os poucos estudos brasileiros que abordaram filtros de CAB limitaram-se a avaliações indiretas, sem demonstrar efetivamente a presença e funcionalidade do biofilme. A comprovação direta apresentada nesta pesquisa fortalece o embasamento técnico-científico para o uso do CAB como unidade bioativa e eficiente em processos avançados de tratamento de água.

Apesar dos avanços alcançados, o presente estudo possui limitações inerentes ao escopo experimental e ao estágio de maturidade tecnológica da solução avaliada. Considerando o framework de *Technology Readiness Levels* (TRL) da NASA, o desenvolvimento aqui apresentado se situa entre TRL 3 e TRL 4, caracterizado por prova de conceito analítica e validação em bancada (Mankins, 2009). De forma complementar, segundo a metodologia sueca *KTH-Innovation Readiness Level* (IRL), que avalia maturidade tecnológica e de mercado, o presente trabalho se enquadra entre IRL 2 e 3, ou seja, com forte comprovação científica, mas ainda distante da validação em escala piloto real e da elaboração de modelos de negócio (Kth, 2018). Assim, embora os resultados demonstrem elevado potencial técnico, recomenda-se a condução de estudos em escala piloto contínua e de maior duração, de forma a capturar efeitos sazonais, bioestabilidade prolongada e demandas operacionais de longo prazo.

A partir da perspectiva de aplicação prática, a incorporação da configuração O_3 +CAB em ETAs brasileiras apresenta viabilidade técnica comparável ao modelo proposto por Araújo *et al.* (2021b) para ETAs no Paraná. Considerando as características hidráulicas e estruturais da ETA Iguaçu, uma possível estratégia de retrofit consistiria em inserir uma etapa de pré-ozonização seguida de um reator de contato de 10–20 min, posicionados entre a sedimentação e a filtração rápida, e posteriormente instalar filtros CAB dedicados em pós-filtração, evitando conflitar parâmetros operacionais da filtração rápida com as exigências de tempo de contato de filtros biológicos. Essa abordagem segue recomendações consolidadas na literatura internacional (Lautenschlager *et al.*, 2014; Dong *et al.*, 2019) e permite que a ETA mantenha sua operação contínua, exigindo apenas adequações estruturais em tanques e novas linhas de filtração biológica. O uso de biofilme autóctone, demonstrado como eficaz neste estudo, também poderia ser aplicado para acelerar o condicionamento dos filtros da ETA Iguaçu em uma futura implantação.

Em termos de viabilidade financeira, os resultados publicados por Araújo *et al.* (2021b) indicam valores de *Capital Expenditure* (CAPEX) e *Operational Expenditure* (OPEX) anuais consistentes com estudos internacionais como os apresentados por Plumlee *et al.*, 2014 e Mundy *et al.*, 2018. Com base nessas estimativas, um incremento de custo por m³ de água tratada situa-se em aproximadamente R\$ 0,17–0,18/m³, representando impacto tarifário da ordem de 5% para sistemas de abastecimento consolidados. Outros autores que analisaram sistemas O₃+CAB em estruturas semelhantes reportam valores equivalentes quando normalizados por vazão (Shu e Zhang, 2008; Beniwal *et al.*, 2018). Essa consistência entre fontes indica que a tecnologia possui viabilidade econômica para ETAs de médio e grande porte no Brasil, sobretudo aquelas que enfrentam problemas de gosto e odor, recrescimento bacteriano e presença de micropoluentes.

Portanto, esta pesquisa representa um marco metodológico e experimental para o setor de saneamento. Ao demonstrar que o uso combinado de ozonização e biofiltração em carvão ativado é tecnicamente viável e altamente eficiente, abre-se um caminho concreto para a incorporação desse sistema em estações de tratamento brasileiras. Além disso, a comprovação da atividade biológica em filtros inoculados com biofilme autóctone oferece novas perspectivas para o uso de estratégias como a “auto-regeneração microbiológica” de filtros, fortalecendo o exemplo da biofiltração como uma solução sustentável e de alta performance para o futuro do tratamento de água no país.

6 CONCLUSÕES

Considerando os objetivos específicos propostos e com base nos resultados obtidos, foi possível estabelecer as seguintes conclusões:

Relacionadas à inoculação microbiana e às multitécnicas empregadas:

- A inoculação controlada do carvão ativado granular (CAG) com biofilme proveniente de água bruta da ETA Iguaçu foi eficaz, resultando em um material com características microbiológicas e estruturais compatíveis com carvão ativado biológico (CAB);
- O conjunto de técnicas aplicadas — MEV, EDS, Raman/FT-IR, PCA, PCR, CF, ATP e metagenômica — proporcionou uma caracterização multimodal e robusta do processo de colonização e atividade microbiana no material inoculado, confirmando o estabelecimento do biofilme e a presença de microrganismos viáveis e metabolicamente ativos;
- As análises de MEV e EDS permitiram visualizar e quantificar a fixação de biomassa e elementos associados à atividade biológica sobre a superfície do CAG, evidenciando a transformação física e química do material;
- As análises metagenômicas e de sequenciamento genético (16S e ITS) demonstraram alta diversidade bacteriana e fúngica no biofilme inoculante e no CAB, destacando o sucesso da transferência microbiana e a presença de grupos típicos de ambientes aquáticos e filtrantes;
- As técnicas de citometria de fluxo e ATP confirmaram a presença de células viáveis e o aumento da atividade metabólica no CAB. No entanto, observou-se certa inconsistência quantitativa entre os resultados de CF e ATP, podendo ser atribuída a diferenças de sensibilidade entre os métodos e à interferência de matéria orgânica dissolvida e partículas coloidais, reforçando a importância do uso de abordagens complementares;
- O uso combinado dessas técnicas representou um avanço metodológico inédito no contexto brasileiro para comprovar a conversão de CAG em CAB em escala laboratorial.

Relacionadas aos parâmetros operacionais e remoção de compostos orgânicos:

- O sistema combinado O₃+CAB apresentou maior eficiência global na remoção dos compostos de interesse (MIB, geosmina e fluoxetina), do carbono orgânico

dissolvido (COD) e da matéria orgânica, quando comparado aos tratamentos isolados de ozonização ou biofiltração;

- As remoções de MIB e geosmina atingiram percentuais acima de 95%, especialmente nas condições de pH neutro e alcalino, indicando a importância do pH na eficiência do processo de oxidação e adsorção subsequente. Para a fluoxetina, as análises cromatográficas mostraram remoção acima de 97%, chegando ao limite de quantificação, tanto para o processo combinado quanto para a biofiltração isolada, confirmando o potencial do CAB para retenção e biodegradação de micropoluentes emergentes.
- O tempo de contato mostrou-se determinante para a oxidação inicial e estabilização da remoção, com desempenhos superiores a partir de 10 min de ozonização, especialmente em $\text{pH} \geq 7$;
- Os parâmetros físico-químicos de turbidez, cor e condutividade não apresentaram variações expressivas, coerentes com o uso de água pré-filtrada de ETA;
- Os resultados de espectroscopia UV-Vis e fluorescência confirmaram a degradação de substâncias húmicas e proteínas, com redução significativa nos índices de absorbância (A_{285} , SUVA_{254}) e alteração nas bandas de fluorescência (A, B, C, T_1 e T_2), indicando transformação da matéria orgânica em compostos de menor peso molecular e menor aromaticidade;
- O índice biológico de fluorescência (BIX) permaneceu abaixo de 1,0 nos ensaios de biofiltração, sugerindo predomínio de matéria orgânica autóctone nas amostras de água pós-tratamento com CAB.

Os resultados obtidos permitiram confirmar plenamente a primeira hipótese formulada nesta tese, a qual propunha que o carvão ativado granular (CAG) poderia ser inoculado com biofilme proveniente da água bruta da ETA, resultando na formação de um carvão ativado biológico (CAB) funcional. As evidências microbiológicas, estruturais e químicas observadas — incluindo a visualização da biomassa por MEV, a identificação de elementos associados à atividade biológica por EDS, os espectros Raman e FT-IR compatíveis com a presença de compostos microbianos, além dos resultados de PCA, PCR, citometria de fluxo, ATP e metagenômica — demonstraram de forma consistente a transferência bem-sucedida do biofilme para o CAG, bem como o estabelecimento de comunidades bacterianas e fúngicas metabolicamente ativas. Essa integração multimodal de técnicas confirmou, de maneira inédita no

contexto brasileiro, que o CAG inoculado adquiriu características inequívocas de CAB, validando integralmente a primeira hipótese.

De maneira igualmente consistente, os resultados experimentais confirmaram a segunda hipótese, que previa que o sistema combinado O₃+CAB apresentaria elevada eficiência na remoção simultânea de compostos de interesse sensorial, sanitário e emergente — especificamente MIB, geosmina e fluoxetina. Os percentuais de remoção superiores a 95% para MIB e geosmina, e acima de 97% para fluoxetina, aliados às reduções expressivas de COD, alterações espectroscópicas que indicaram degradação da matéria orgânica, e à maior estabilidade do processo em pH neutro e alcalino, confirmam a sinergia entre ozonização e biofiltração. Esses achados demonstram que a combinação dos processos potencializa tanto a oxidação de moléculas recalcitrantes quanto sua subsequente biodegradação ou adsorção biológica no CAB, validando a segunda hipótese e reforçando a aplicabilidade do sistema para condições reais de tratamento de água.

A integração de técnicas avançadas de caracterização microbiológica com análises físico-químicas e espectroscópicas reforça o caráter inédito da abordagem adotada e comprova, de forma consistente, os mecanismos biológicos e oxidativos observados. Em síntese, esta tese demonstrou a viabilidade técnica da inoculação microbiana de CAG com biofilme nativo e o desempenho do sistema combinado O₃+CAB na remoção de contaminantes específicos, configurando-se como uma alternativa inovadora e realista para o aprimoramento dos processos de tratamento de água para abastecimento. Tais resultados consolidam a relevância da pesquisa no contexto brasileiro e oferecem subsídios técnicos para futuras aplicações operacionais em Estações de Tratamento de Água.

6.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nos resultados alcançados e nas limitações observadas, recomenda-se que estudos futuros considerem:

- Aplicar o sistema O₃+CAB em escala piloto ou real, em condições operacionais de ETA, para validar os resultados laboratoriais em fluxos contínuos e maiores tempos de operação;
- Investigar a formação de subprodutos oxidativos, especialmente bromato e aldeídos, provenientes da ozonização, de modo a garantir segurança e conformidade com os padrões de potabilidade;

- Aprimorar os protocolos de inoculação microbiana, avaliando outros tipo de suplementação de nutrientes, o controle do fluxo hidráulico e a escolha de carvões com estrutura de poros mais favorável à adesão bacteriana;
- Realizar análises metagenômicas do tipo *Shotgun* na água pós-tratamento, permitindo identificação de microrganismos em nível de espécie e avaliação funcional das vias metabólicas envolvidas na biodegradação;
- Investigar os aspectos econômicos e energéticos (CAPEX e OPEX) da integração ozonização + CAB em estações de tratamento de água brasileiras, considerando a viabilidade técnico-financeira do processo;
- Explorar o uso de nanobolhas de ozônio (NB-O₃) e sua sinergia com CAB, dada a capacidade reportada na literatura de aumentar a transferência de massa e a eficiência de oxidação.

REFERÊNCIAS

- ACERO, J. L.; VON GUNTEN, U. Characterization of Oxidation processes: ozonation and the AOP O_3/H_2O_2 . **Journal - American Water Works Association**, v. 93, p. 90-100, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2001.tb09311.x>. Acesso em: 10 jun. 2023.
- AGHAEINEJAD-MEYBODI, A.; EBADI, A.; SHAFIEI, S.; KHATAEE, A. R.; ROSTAMPOUR, M. Modeling and optimization of antidepressant drug Fluoxetine removal in aqueous media by ozone/ H_2O_2 process: Comparison of central composite design and artificial neural network approaches. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 48, p. 40–48, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtice.2014.10.022>. Acesso em: 15 jul. 2022.
- AHN, S.; CHAE, S.; KIM, S.; WANG, C.; SUMMERS, R. S. Efficient taste and odour removal by water treatment plants around the Han River water supply system. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 5, p. 103-109, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2007.168>. Acesso em: 18 dez. 2021.
- AIKEN, G. R.; MCKNIGHT, D. M.; MERSHAW, R. L.; MCCARTHY, P. **An introduction to humic substances in soil, sediments, and water**. A Wiley-Interscience Publication, p. 1-9, 1985. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/284666398_An_introduction_to_humic_substances_in_soil_sediments_and_water. Acesso em: 10 dez. 2021.
- AKTAS, O.; ÇEÇEN, F. Bioregeneration of activated carbon: A review. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 59, n. 4, p. 257-272, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2007.01.003>. Acesso em: 01 dez. 2022.
- ALBAINA, A.; AGUIRRE, M.; ABAD, D.; SANTOS, M.; ESTONBA, A. 18S rRNA V9 metabarcoding for diet characterization: a critical evaluation with two sympatric zooplanktivorous fish species. **Ecology and Evolution**, v. 6, p. 1809–1824, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.1986>. Acesso em: 03 dez. 2025.
- ALFONSO-MUNIOZGUREN, P.; SERNA-GALVIS, E. A.; BUSSEMAKER, M.; TORRES-PALMA, R.A.; LEE, J. A review on pharmaceuticals removal from waters by single and combined biological, membrane filtration and ultrasound systems. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 76, 105656, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2021.105656>. Acesso em: 28 nov. 2022.
- AL-RIFAI, J.H.; GABELISH, C.L.; SCHÄFER, A.I. Occurrence of pharmaceutically active and non-steroidal estrogenic compounds in three different wastewater recycling schemes in Australia. **Chemosphere**, v. 69, p. 803–815, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.069>. Acesso em: 17 dez. 2021.
- AMAYA-SANTOS, G.; BOELEEE, N.; PAULILLO, A.; LETTIERI, P. Life cycle assessment and life cycle costing of full-scale ozonation for micropollutant removal from wastewater: case study in the Netherlands. **Science of the Total Environment**, v. 961, 178259, 2025. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178259>. Acesso em: 15 nov. 2025.

AMETA, R.; SOLANKI, M. S.; BENJAMIN, S.; AMETA, S. C. **Chapter 6: Photocatalysis**. In *Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment*, Academic Press, ISBN 9780128104996, p. 135-175, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-810499-6.00006-1>. Acesso em: 11 dez. 2024.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Gestão Integrada de Mananciais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 2, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000200001>. Acesso em: 14 out. 2025.

ANTONOPOULOU, M.; EVGENIDOU, E.; LAMBROPOULOU, D.; KONSTANTINOU, I. A review on advanced oxidation processes for the removal of taste and odor compounds from aqueous media. **Water Research**, v. 53, p. 215-34, 2014. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24525070>. Acesso em: 12 out. 2023.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. American Water Works Association (AWWA); **Water Environment Federation (WEF). Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed, 2005. Washington.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **4500-O3 OZONE (RESIDUAL). Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater**, 23 ed, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.092>. Acesso em: 16 mar. 2022.

AQUATECH AMSTERDAM. **Pollutant Removal Technology: BODAC + Ozone Strong Water**. Amsterdã, Países Baixos, 2025. Notícia institucional. Disponível em: <https://www.aquatechtrade.com>. Acesso em: 01 out. 2025.

ARAÚJO, G. R. A. **Integração da ozonização com processos físico-químicos no tratamento de água bruta para abastecimento**. 2021. Orientador: Ramiro Gonçalves Etchepare, 2021. 143f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2021a. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/71521>. Acesso em: 17 dez. 2023.

ARAÚJO, G. R. A.; ZANETI, R. N.; POSSETTI, G. R. C.; ETCHEPARE, R. E. **Tratamento de água para abastecimento com ozonização e biofiltração em carvão ativado: Uma análise técnica e econômica do potencial de aplicação no Brasil**, 31º Congresso da ABES, Curitiba, PR, I – 06 – 1220, 2021b. Disponível em: <https://icongresso.abes-dn.itarget.com.br/anais/index/resultado/index/index/cc/9>. Acesso em: 17 dez. 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9897**: planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro,

1987b.

AYDIN, S.; BEDÜK, F.; ULVI, A.; AYDIN, M. E. Simple and effective removal of psychiatric pharmaceuticals from wastewater treatment plant effluents by magnetite red mud nanoparticles. **Science of The Total Environment**, v. 784, 147174, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147174>. Acesso em: 11 abr. 2023.

ATAWA, O.; ESCUDERO-CURIEL, S.; AMOR, H. B.; OUAKOUAK, A.; HAMDÍ, N.; PAZOS, M.; SANROMÁN, Á. Efficient fluoxetine removal from water using Tunisian clay as adsorbent and its regeneration through NaOH-activated peroxymonosulfate. **Chemical Engineering Science**, v. 304, 120998, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ces.2024.120998>. Acesso em: 14 set. 2025.

ATTIA, T. M. S.; HU, X. L.; YIN, D. Q. Synthesized magnetic nanoparticles coated zeolite for the adsorption of pharmaceutical compounds from aqueous solution using batch and column studies. **Chemosphere**, v. 93, p. 2076-2085, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.046>. Acesso em: 8 fev. 2023.

AZEREDO, J.; OLIVEIRA, R. The role of exopolymers in the attachment of *sphingomonas paucimobilis*. **Biofouling**, v. 16, n. 1, p. 59–67, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/08927010009378430>. Acesso em: 11 maio 2023.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. M.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. **Toxicology**, v. 181, n. 27, p. 441-446, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/s0300-483x\(02\)00491-2](https://doi.org/10.1016/s0300-483x(02)00491-2). Acesso em: 4 jul. 2023.

BAI, X.; DINKLA, I. J. T.; MUYZER, G. Microbial Ecology of Biofiltration Used for Producing Safe Drinking Water. *Appl Microbiol Biotechnol*, v. 106, p. 4813–4829, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00253-022-12013-x>. Acesso em: 17 mar. 2024.

BARCELLOS, D. S.; PROCOPIUCK, M.; BOLLMANN, H. A. Management of pharmaceutical micropollutants discharged in urban waters: 30 years of systematic review looking at opportunities for developing countries. **Science of The Total Environment**, v. 809, 151128, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151128>. Acesso em: 11 nov. 2023.

BARQUILHA, C. E. R.; BRAGA, M. C. B. Adsorption of organic and inorganic pollutants onto biochars: Challenges, operating conditions, and mechanisms. **Bioresource Technology Reports**, v.15, n. 100728, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100728>. Acesso em: 17 dez. 2023.

BEDIA, J.; BELVER, C. **New carbon materials from biomass and their applications**. Basel: MDPI, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/books978-3-0365-1436-9>. Acesso em: 13 jan. 2023.

BELLEMAIN, E.; CARLSEN, T.; BROCHMANN, C.; COISSAC, E.; TABERLET, P.;

KAUSERUD, H. ITS as an environmental DNA barcode for fungi: an *in silico* approach reveals potential PCR biases. **BMC Microbiol**, v. 10, n. 189, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1471-2180-10-189>. Acesso em: 14 abr. 2023.

BELTRAN, F.J. **Ozone Reaction Kinetics for Water and Wastewater Systems** (1st ed.). CRC Press, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9780203509173>. Acesso em: 13 jan. 2022.

BENIWAL, D.; TAYLOR-EDMONDS, L.; ARMOUR, J.; ANDREWS, R. C. Ozone/peroxide advanced oxidation in combination with biofiltration for taste and odour control and organics removal. **Chemosphere**, v. 212, p. 272–281, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.015>. Acesso em: 13 nov. 2024.

BERLT, M. M. G. **Degradação de 2-metilisoborneol e geosmina de água de abastecimento público utilizando processos oxidativos avançados**, 2018. Orientadores: Lourdes Teresinha Kist e Enio Leandro Machado. 2018. 85f. Dissertação (mestrado) Programa de Pós-Graduação – Mestrado em Tecnologia Ambiental, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, 2018. Disponível em: <https://repositorio.unisc.br/jspui/handle/11624/2248>. Acesso em: 17 jan. 2024.

BERNEY, M.; VITAL, M.; HÜLSHOFF, I.; WEILENMANN, H. U.; EGLI, T.; HAMMES, F. Rapid, cultivation-independent assessment of microbial viability in drinking water. **Water Research**, v. 42, n. 14, p. 4010–4018, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.017>. Acesso em: 17 jan. 2024.

BETSHOLTZ, A.; KARLSSON, S.; SVAHN, O.; DAVIDSSON, Å.; CIMBRITZ, M.; FALÅS, P. Tracking¹⁴C-Labeled Organic Micropollutants to Differentiate between Adsorption and Degradation in GAC and Biofilm Processes. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 16, p. 11318–11327, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02728>. Acesso em: 11 jul. 2023.

BETSHOLTZ, A.; FALÅS, P.; SVAHN, O.; CIMBRITZ, M.; DAVIDSSON, Å. New Perspectives on the Interactions between Adsorption and Degradation of Organic Micropollutants in Granular Activated Carbon Filters. **Environmental Science & Technology**, v. 58, n. 26, p. 1771–11780, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c00815>. Acesso em: 7 jan. 2025.

BI, Z.; LI, T.; XING, X.; QI, P.; LI, Z.; HU, C.; XU, X.; SUN, Z.; XU, G.; CHEN, C. Contribution of extracellular polymeric substances and microbial community on the safety of drinking water quality: By mean of Cu/activated carbon biofiltration. **Chemosphere**, v. 286, Part 2, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131686>. Acesso em: 17 jan. 2024.

BIEBER, S.; SNYDER, S. A.; DAGNINO, S.; RAUCH-WILLIAMS, T.; DREWES, J. E. Management strategies for trace organic chemicals in water – a review of international approaches. **Chemosphere**, v. 195, p. 410–426, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.100>. Acesso em: 19 jul. 2022.

BIRDWELL, J. E.; ENGEL, A. S. Characterization of dissolved organic matter in cave and spring waters using UV–Vis absorbance and fluorescence spectroscopy, **Organic Geochemistry**, v. 41, n. 3, p. 270-280, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.11.002>. Acesso em: 4 jan. 2023.

BLENKINSOPP, S. A.; COSTERTON, J. W. Understanding bacterial biofilms. **Trends in Biotechnology**, v. 9, N. 1, p. 138-143, 1991. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0167-7799\(91\)90045-J](https://doi.org/10.1016/0167-7799(91)90045-J). Acesso em: 1 out. 2022.

BÖGER, B.; VILHENA, R. O.; FACHI, M. M.; CONCENTINO, V.; JUNKERT, A. M.; SANTOS, J. M. M. F.; DOMINGOS, E. L.; ZAMORA, P. G. P.; PONTAROLO, R. HPLC-MS/MS Method for Quantification of Pharmaceuticals in Subtropical Rivers and Water Treatment Plants in Brazil. **Journal of Environmental Science and Public Health**, v. 04, p. 390-408, 2020. Disponível em: [DOI: 10.26502/jesph.96120109](https://doi.org/10.26502/jesph.96120109). Acesso em: 17 abr. 2023.

BOLONG, N.; ISMAIL, A. F.; SALIM, M. R.; MATSUURA, T. A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. **Desalination**, v. 239, n. 1–3, p. 229-246, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.020>. Acesso em: 17 jan. 2024.

BOON, N.; PYCKE, B. F. G.; MARZORATI, M.; HAMMES, F. Nutrient gradients in a granular activated carbon biofilter drives bacterial community organization and dynamics. **Water Research**, v. 45, n. 19, p. 6355-6361, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.016>. Acesso em: 12 out. 2022.

BORGES, R. M.; MINILLO, A.; GERTRUDES DE MACEDO, E.; PRADO, H. F. A.; TANGERINO, E. P. Uso de filtros de carvão ativado granular associado a microrganismos para remoção de fármacos no tratamento de água de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 4, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016118787>. Acesso em: 12 nov. 2021.

BORRELY, S. I.; CAMINADA, S. M. L.; PONEZI, A. N.; DOS SANTOS, D. R.; SILVA, V. H. O. Water contamination by drugs residues, with an emphasis in fluoxetine chloridate. **O Mundo Da Saúde**, v. 36, n. 4, p. 556–563, 2012. DOI:10.15343/0104-7809.2012364556563. Disponível em: <https://revistamundodasaude.emnuvens.com.br/mundodasaude/article/view/463>. Acesso em: 25 ago. 2023.

BOLYEN, E.; RIDEOUT, J. R.; DILLON, M. R. *et al.* Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. **Nature Biotechnology**, v. 37, p. 852–857, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>. v Acesso em: 12 mar. 2025.

BRACK, W.; DULIO, V.; SLOBODNIK, J. The NORMAN Network and its activities on emerging environmental substances with a focus on effect-directed analysis of complex environmental contamination. **Environmental Sciences Europe**, v. 24, n. 29, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/2190-4715-24-29>. Acesso em: 17 jan. 2022.

BRADLEY, I. A.; PINTO, A. J.; GUEST, J. S. Design and Evaluation of Illumina MiSeq-Compatible, 18S rRNA Gene-Specific Primers for Improved Characterization of Mixed Phototrophic Communities. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 82, n. 19, 2016. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/aem.01630-16>. Acesso em: 11 fev. 2024.

BRASIL. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 25 jan. 2023.

BRASIL. **Portaria no 888, de 04 de maio de 2021**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília: Ministério da Saúde. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_24_05_2021_rep.html. Acesso em: 10 jun. 2022.

BUCHANAN, W.; RODDICK, F.; PORTER, N. Removal of VUV pre-treated natural organic matter by biologically activated carbon columns. **Water Research**, v. 42, p. 3335-3342, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.014>. Acesso em: 19 jan. 2023.

BUFFLE, J.; DELADOEY, P.; J. ZUMSTEIN, J.; HAERDI, W. Analysis and characterization of natural organic matters in freshwaters. **Aquatic Science**, v. 44, p. 325-362, 1982. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02502297>. Acesso em: 11 jan. 2022.

BUFFLE, M. O.; SCHUMACHER, J.; MEYLAN, S.; JEKEL, M.; VON GUNTEN, U. Ozonation and Advanced Oxidation of Wastewater: Effect of O₃ Dose, pH, DOM and HO·-scavengers on Ozone Decomposition and HO· Generation." **Ozone: Science & Engineering**, v. 28, n. 4, p. 247-259, 2006a. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919510600718825>. Acesso em: 17 jan. 2022.

BUFFLE, M. O.; SCHUMACHER, J.; SALHI, E.; JEKEL, M.; VON GUNTEN, U. Measurement of the Initial Phase of Ozone Decomposition in Water and Wastewater by Means of a Continuous Quench-Flow System: Application to Disinfection and Pharmaceutical Oxidation. **Water Research**, v. 40, n. 9, p. 1884-1894, 2006b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.026>. Acesso em: 17 jan. 2022.

CALLAHAN, B. J.; MCMURDIE, P. J.; ROSEN, M. J.; HAN, A. W.; JOHNSON, A. J. A.; HOLMES, S. P. DADA2: high-resolution sample inference from Illumina amplicon data. **Nature Methods**, v. 13, p. 581-583, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>. Acesso em: 19 nov. 2025.

CAPORASO, J. G.; LAUBER, C. L.; WALTERS, W. A.; BERG-LYONS, D.; LOZUPONE, C. A.; TURNBAUGH, P. J.; FIERER, N.; KNIGHT, R. Global patterns of

16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.**, v. 108 (supplement_1), p. 4516-4522, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1000080107>. Acesso em: 11 jul. 2023.

CARLSON, G.; SILVERSTEIN, J. Effect of ozonation on sorption of natural organic matter by biofilm. **Water Research**, New York, v. 31, n. 10, p. 2467-2478, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00106-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00106-1). Acesso em: 13 jun. 2022.

CARSTEADT, E. M. Fluorescence Spectroscopy as a Potential Tool for In-Situ Monitoring of Dissolved Organic Matter in Surface Water Systems. In: P. N. Balkis (Org.); **Water Pollution**. p.47-68. Intech, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5772/28979>. Acesso em: 14 dez. 2024.

CEDAE - Companhia Estadual de Águas e Esgoto - **CEDAE adota mais uma medida para melhorar a qualidade da água captada pelo Sistema Guandu**, Rio de Janeiro, RJ, 2020. Disponível em: <https://www.cedae.com.br/Noticias/detalhe/cedae-adota-mais-uma-medida-para-melhorar-a-qualidade-da-agua-captada-pelo-sistema-guandu/id/444>. Acesso: 15 julho, 2021.

CEDAE - Companhia Estadual de Águas e Esgoto - **Investimento em tecnologia contra geosmina leva Cedae a economizar R\$ 165 milhões por ano**, Rio de Janeiro, RJ, 2022. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/cedae-geosmina/>. Acesso: 10 agosto, 2022.

CHALMET, S.; RUIZ-LÓPEZ, M. F. Structure of the HOOO Radical in Liquid Water: A Theoretical Study. **Chemistry Europe – Journal of Chem. Phys.**, v. 7, p. 463-467, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/cphc.200500326>. Acesso em: 5 jul. 2022.

CHEN, B.; ZHAO, Y.; LI, Z.; PAN, J.; WU, H.; QIU, G.; FENG, C.; WEI, C. Immobilization of Phosphatidylserine by Ethanol and Lysozyme on the Cell Surface for Evaluation of Apoptosis-Like Decay in Activated-Sludge Bacteria. **Applied and environmental microbiology**, v. 86, n. 14, e00345-20, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/AEM.00345-20>. Acesso em: 1 jul. 2024.

CHEN, H.; LIN, T.; CHEN, W.; TAO, H.; XU, H. Removal of disinfection byproduct precursors and reduction in additive toxicity of chlorinated and chloraminated waters by ozonation and up-flow biological activated carbon process. **Chemosphere**, v. 216, p. 624-632, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.052>. Acesso em: 18 nov. 2024.

CHEN, W. T., CHIEN, C. C., HO, W. S., OU, J. H., CHEN, S. C., KAO, C. M. Effects of treatment processes on AOC removal and changes of bacterial diversity in a water treatment plant. **Journal of Environmental Management**, v. 311, 114853, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114853>. Acesso em: 11 jul. 2025.

CHESWICK, R.; CARTMELL, E.; LEE, S.; UPTON, A.; WEIR, P.; MOORE,

G., NOCKER, A.; JEFFERSON, B.; JARIS, P. Comparing flow cytometry with culture-based methods for microbial monitoring and as a diagnostic tool for assessing drinking water treatment processes. **Environment International**, v. 130, 104893, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.06.003>. Acesso em: 14 jun. 2024.

CHRISTENSEN, B.E., CHARACKLIS, W.G. Physical and chemical properties of biofilms. In: CHARACKLIS, W. G.; MARSHALL, K. C. (Ed.). **Biofilm**. New York: Wiley, 1990. p. 93-130.

CIPPARONE, L.A.; DIEHL, A. C.; SPEITEL, G. E. Ozonation and BDOC Removal: Effect on Water Quality. **Journal AWWA**, v. 89, n. 2, p. 84–97, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1997.tb08181.x>. Acesso em: 17 maio 2025.

CLARET, F.; SCHÄFER, T.; BAUER, A.; BUCKAU, G. Generation of humic and fulvic acid from Callovo-Oxfordian clay under high alkaline conditions. **Science of the Total Environment**, v. 317, n. 1–3, p. 189–200, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00337-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00337-1). Acesso em: 11 nov. 2024.

CLAVEAU, L., HUDSON, N., JEFFREY, P., HASSARD, F. To gate or not to gate: Revisiting drinking water microbial assessment through flow cytometry fingerprinting. **Science of The Total Environment**, v. 912, 169138, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169138>. Acesso em: 14 jul. 2025.

COBLE, P. G. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. **Marine Chemistry**, v. 51, p. 325–346, 1996. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(95\)00062-3](https://doi.org/10.1016/0304-4203(95)00062-3). Acesso em: 14 dez. 2024.

COSTERTON, J. W.; LEWANDOWSKI, Z.; CALDWELL, D. E.; KORBER, D. R.; LAPPIN-SCOTT, H. M. Microbial biofilms. **Annual Review of Microbiology**, v. 49, p. 711–745, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.49.100195.003431>. Acesso em: 11 nov. 2023.

CORY, R. M.; MCKNIGHT, D. M. Fluorescence Spectroscopy Reveals Ubiquitous Presence of Oxidized and Reduced Quinones in Dissolved Organic Matter. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 21, p. 8142–8149, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es0506962>. Acesso em: 11 dez. 2024.

CORREIO DO POVO. **Substâncias que alteram gosto da água de Porto Alegre não trazem risco à saúde, diz DMAE**. Porto Alegre, 20 dez. 2021. Disponível em: <https://www.correiodopovo.com.br/not%C3%ADcias/geral/subst%C3%A2ncias-que-alteram-gosto-da-%C3%A1gua-de-porto-alegre-n%C3%A3o-trazem-risco-%C3%A0-sa%C3%BAde-diz-dmae-1.743815>. Acesso em: 03 dez. 2025.

COSTA, R. N. **Introdução à citometria de fluxo. Um manual para iniciantes**. Ministério da Saúde – Instituto Carlos Chagas FIOCRUZ, Curitiba/PR – Brasil., 2022. Disponível em: <https://www.icc.fiocruz.br/extensaodivulgacaocientifica/wp-content/uploads/2022/10/Livro-Citometria-21-10-1.pdf>. Acesso em: 08 nov. 2024.

COSSU, L. O.; DE AQUINO, S. F.; MOTA FILHO, C. R.; SMITH, C. J.; VIGNOLA, M. Review on pesticide contamination and drinking water treatment in Brazil: the need for improved treatment methods. **ACS ES&T Water**, v. 4, p. 3629–3644, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00063>. Acesso em: 14 jul. 2025.

CR´EACH, V.; BAUDOUX, A. C.; BERTRU, G.; ROUZIC, B. L. E. Direct estimate of active bacteria: CTC use and limitations. **Journal of Microbiological Methods**, v. 52, n. 1, p.19-28, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0167-7012\(02\)00128-8](https://doi.org/10.1016/S0167-7012(02)00128-8). Acesso em: 10 fev. 2025.

CRUZ, A. A.; ANTONIOU, M. G.; HISKIA, A.; PELAEZ, M.; SONG, W.; O'SHEA, K. E.; HE, X.; DIONYSIOU, D. D. Can we effectively degrade microcystins? – Implications on human health. **Anticancer Agents in Medicinal Chemistry**, v. 11, n. 1, p. 19-37, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.2174/187152011794941217>. Acesso em: 11 dez. 2023.

DAI, G.; WANG, B.; HUANG, J.; DONG, R.; DENG, S.; YU, G. Occurrence and source apportionment of pharmaceuticals and personal care products in the Beiyun River of Beijing, China. **Chemosphere**, v. 119, p. 1033-1039, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.056>. Acesso em: 28 nov. 2022.

DANCKWERTS, P. V. Significance of Liquid-Film Coefficients in Gas Absorption. **Industrial and Engineering Chemistry**, v. 43, p. 1460–1467, 1951. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/ie50498a055>. Acesso em: 05 set. 2022.

DEBLONDE, T.; COSSU-LEGUILLE, C.; HARTEMANN, P. Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 214, n. 6, p. 442-448, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002>. Acesso em: 05 set. 2022.

DE ROY, K.; CLEMENT, L.; THAS, O.; WANG, Y.; BOON, N. Flow cytometry for fast microbial community fingerprinting. **Water Research**, v. 46, n. 3, p. 907–919, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2011.11.076>. Acesso em: 5 dez. 2024.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. **Métodos e Técnicas de tratamento de Água (Vol. 2)**. São Carlos, Brasil: Ri Ma. Doi:ISBN: 85-7656-068-2, 2005.

DI GLORIA, L.; CASBARRA, L.; LOTTI, T.; RAMAZZOTTI, M. Testing the Limits of Short-Reads Metagenomic Classifications Programs in Wastewater Treating Microbial Communities. **Scientific Reports**, v. 15, n. 1, 23997, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-07734-8>. Acesso em: 14 jul. 2025.

DING, W.; JIN, W.; CAO, S.; ZHOU, X.; WANG, C.; JIANG, Q.; HUANG, H.; TU, R.; HAN, S. F.; WANG, Q. Ozone disinfection of chlorine-resistant bacteria in drinking water. **Water Research**, v. 160, p. 339–349, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.014>. Acesso em: 4 set. 2025.

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto – Prefeitura de Porto Alegre/RS. **Análise aponta presença de substâncias que alteram gosto e cheiro da água, mas não geram riscos à saúde**, 2021. Disponível em: <https://www.prefeitura.poa.br/dmae/noticias/analise-aponta-presenca-de-substancias-que-alteram-gosto-e-cheiro-da-agua-mas-nao>. Acesso em: 20 out. 2023.

DOBBINS W. E. **Mechanism of gas absorption by turbulent liquids**. Advances in Water Pollution Research, Pergamon Press, London, ISBN 9781483283913, p. 61-96, 1964. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-8391-3.50027-0>. Acesso em: 5 jul. 2022.

DONG, S.; LIU, L.; ZHANG, Y.; JIANG, F. Occurrence and succession of bacterial community in O₃/BAC process of drinking water treatment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 17, article 3112, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph16173112>. Acesso em: 5 abr. 2025.

DUSSERT, B.; VAN STONE, G. The biological active carbon process for water purification. **Water Engineering & Management**, v. 141, n. 12, p. 22-24, 1994. Disponível em: <https://www.wwdmag.com/wastewater-treatment/article/10917010/the-biological-activated-carbon-process-for-water-purification>. Acesso em: 13 out. 2022.

EBELE, A. J.; ABOU-ELWAFI ABDALLAH, M.; HARRAD, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. **Emerging Contaminants**, v. 3, n. 1, p. 1–16, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004>. Acesso em: 5 abr. 2022.

EMBRAPA - **Manual de métodos de análise de solo**, 3ª ed., Brasília-DF: Embrapa, 574 p. : il. color. ISBN 978-85-7035-771-7, 2017. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1085209>, Acesso em: 10 agosto, 2023.

ESCUADERO-CURIEL, S.; PENELAS, U.; SANROMÁN, M.Á.; PAZOS, M. An approach towards Zero-Waste wastewater technology: Fluoxetine adsorption on biochar and removal by the sulfate radical. **Chemosphere**, v. 268, 129318, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129318>. Acesso em: 5 abr. 2024.

ESTEVES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2a ed. Rio de Janeiro - RJ: Editora Interciência Ltda, 1998.

FARGHAL, H. H.; NEBSEN, M.; EL-SAYED, M. M. Eco-friendly Biopolymer/Activated Charcoal Magnetic Nanocomposites with Enhanced Stability and Adsorption Properties for Water Treatment Applications. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 31, p. 5338–5354, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10924-023-02959-y>. Acesso em: 5 set. 2025.

FARRÈ, M. L.; PÉREZ, S.; KANTIANI, L.; BARCELÓ, D. Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic

environment. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 27, n. 11, p. 991-1007, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2008.09.010>. Acesso em: 8 fev. 2025.

FERNANDEZ-FONTAINA, E.; OMIL, F.; LEMA, J.; CARBALLA, M. Influence of nitrifying conditions on the biodegradation and sorption of emerging micropollutants. **Water Resource**, v. 46, p. 5434–5444, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.037>. Acesso em: 4 abr. 2023.

FERNANDES, M.J.; MOREIRA, M. M.; PAÍGA, P.; DIAS, D.; BERNARDO, M.; CARVALHO, M.; LAPA, N.; FONSECA, I.; MORAIS, S.; FIGUEIREDO, S.; DELERUE-MATOS, C. Evaluation of the adsorption potential of biochars prepared from forest and agri-food wastes for the removal of fluoxetine, **Bioresource Technology**, v. 292, 121973, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121973>. Acesso em: 18 nov. 2024.

FISH, K.; BOXALL, J. B. Biofilm microbiome (re)growth dynamics in drinking water distribution systems are impacted by chlorine concentration. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, n., 2519, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02519>. Acesso em: 6 dez. 2024.

FISH, K. E.; REEVES-MCLAREN, N.; HUSBAND, S.; BOXALL, J. Uncharted waters: the unintended impacts of residual chlorine on water quality and biofilms. **npj Biofilms Microbiomes**, v. 6, n. 34, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41522-020-00144-w>. Acesso em: 7 abr. 2025.

FLEMMING, H. C. Biofilms and environmental protection. **Water Science and Technology**, v. 27, n. 7-8, p. 1-10, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0528>. Acesso em: 9 jan. 2023.

FRANCE ENVIRONNEMENT. **Realizações e soluções da SUEZ – ozonização e tecnologia de carvão ativo**. Paris, França, 2021. Disponível em: <https://www.franceenvironnement.com>. Acesso em: 10 out. 2025.

FREGONEZI-NERY, M. M.; BARACAT, M. M.; CASAGRANDE, R.; MACHADO, H. T.; MIGLIORANZA, B.; GIANOTTO, E. A. S. Validation of methods for determination of fluoxetine capsules, **Química Nova**, v. 31, n. 7, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700012>. Acesso em: 2 fev. 2022.

FOTIOU, T.; TRIANTIS, T. M.; KALOUDIS, T.; PAPACONSTANTINO, E.; HISKIA, A. Photocatalytic degradation of water taste and odour compounds in the presence of polyoxometalates and TiO₂: Intermediates and degradation pathways. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 286, p. 1-9, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2014.04.013>. Acesso em: 13 nov. 2024.

FU, J.; HUANG, C. H.; DANG, C.; WANG, Q. A review on treatment of disinfection byproduct precursors by biological activated carbon process, **Chinese Chemical Letters**, v. 33, n.10, p. 4495-4504, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ccllet.2021.12.044>. Acesso em: 4 jul. 2025.

GABRIELLI, M.; DAI, Z.; DELAFONT, V.; TIMMERS, P. H. A.; VAN DER WIELEN, P. W. J. J.; ANTONELLI, M.; PINTO, A. J. Identifying Eukaryotes and Factors Influencing Their Biogeography in Drinking Water Metagenomes. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 9, p.3645–3660, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09010>. Acesso em: 27 set. 2025.

GANIYU, S. O.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; CRETIN, M.; ESPOSITO, G.; OTURAN, M. A. Coupling of membrane filtration and advanced oxidation processes for removal of pharmaceutical residues: A critical review. **Separation and Purification Technology**, v. 156, part 3, p. 891–914, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.09.059>. Acesso em: 4 abr. 2023.

GARNER, E.; DAVIS, B. C.; MILLIGAN, E.; BLAIR, M. F.; KEENUM, I.; MAILE-MOSKOWITZ, A.; PAN, J.; GNEGY, M.; LIGUORI, K.; GUPTA, S.; PRUSSIN, A. J.; MARR, L. C.; HEATH, L. S.; VIKESLAND, P. J.; ZHANG, L.; PRUDEN, A. Next generation sequencing approaches to evaluate water and wastewater quality. **Water Research**, v.194, 116907, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116907>. Acesso em: 1 fev. 2025.

GAUDEN P. A.; SZMECHTIG-GAUDEN E.; RYCHLICKI G.; DUBER S.; GARBACZ J. K.; BUCZKOWSKI, R. Changes of the porous structure of activated carbons applied in a filter bed pilot operation. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 295, n. 2, p. 327 – 347, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.08.039>. Acesso em: 18 out. 2023.

GAUTHIER, P. T.; VIJAYAN, M. M. Municipal wastewater effluent exposure disrupts early development, larval behavior, and stress response in zebrafish. **Environmental Pollution**, v. 259, 113757, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113757>. Acesso em: 4 jun. 2024.

GEISSEN, V.; MOL, H.; KLUMPP, E.; UMLAUF, G.; NADAL, M.; VAN DER PLOEG, M.; VAN DE ZEE, S. E. A. T. M.; RITSEMA, C. J. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, p. 57–65, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>. Acesso em: 3 ago. 2022.

GHOSH, U.; WEBER, A. S.; JENSEN, J. N.; SMITH, J. R. Granular Activated Carbon and Biological Activated Carbon Treatment of Dissolved and Sorbed Polychlorinated Biphenyls. **Water Environment Research**, v. 71, p. 232-240, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.2175/106143098X121761>. Acesso em: 4 abr. 2024.

GHOSH, A.; METHA, A.; KHAN, M. A. **Metagenomic Analysis and Their Application. In: Encyclopedia of Bioinformatics and Computational Biology Elsevier**; pp. 245–257; 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95502-7.00286-4>. Acesso em: 7 ago. 2023.

GOGENETIC. **Relatório Microbioma S2321**, 2024.

GOLAN, D. E.; TASHJIAN JR, A. H.; ARMSTRONG, E. J.; ARMSTRONG, A. W. **Princípios de Farmacologia – A Base Fisiopatológica da Farmacoterapia**. 2ª ed.

Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009.

GOTTSCHALK, C.; LIBRA, J. A.; SAUPE, A. **Ozonation of Water and Waste Water A Practical Guide to Understanding Ozone and its Application**, WILEY-VCH Verlag GmbH, D-69469 Weinheim (Federal Republic of Germany), ISBN: 9783527319626, DOI:10.1002/9783527628926, 2009.

GRAHAM, N. J. D. Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes - A review. **Water Science and Technology**, v. 40, N. 9, p. 141-148, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00650-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00650-2). Acesso em: 18 jan. 2025.

GRÉGORI, G.; PATSEKIN, V.; RAJWA, B.; JONES, J.; RAGHEB, K.; HOLDMAN, C.; ROBINSON, J. P. Hyperspectral cytometry at the single-cell level using a 32-channel fotodetector. **Cytometry Part A**, v. 81, p. 35-44, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/cyto.a.21120>. Acesso em: 12 ago. 2025.

GUARIN, T. C.; LI, L.; PAGILLA, K. R. Microbial community characterization in advanced water reclamation for potable reuse. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 106, p. 2763–2773, 2022. <https://doi.org/10.1007/s00253-022-11873-7>. Acesso em: 11 abr. 2024.

GUARIN, T. C.; LI, L.; HAAK, L.; TEEL, L.; PAGILLA, K. R. Contaminants of emerging concern reduction and microbial community characterization across a three-barrier advanced water treatment system. **Science of The Total Environment**, v. 912, 169637, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169637>. Acesso em: 11 jul. 2025.

GUO, Y.; ROSA, L. F. M.; MÜLLER, S.; HARNISCH, F. Monitoring stratification of anode biofilms in bioelectrochemical laminar flow reactors using flow cytometry. **Environmental Science and Ecotechnology**, v. 4, 100062, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.ESE.2020.100062>. Acesso em: 25 set. 2025.

GUROL, M. D.; SINGER, P. D. Kinetics of ozone decomposition: a dynamic approach. **Environmental Science & Technology**, v. 16, p. 377-383, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es00101a003>. Acesso em: 10 set. 2022.

HAAG, W. R.; YAO, C. C. D. Rate constants for reaction of hydroxyl radicals with several drinking water contaminants. **Environmental Science & Technology**, v. 26, n. 5, p. 1005-1013, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es00029a021>. Acesso em: 10 set. 2022.

HADDAD, M.; OIE, C.; DUY, S. V.; SAUVÉ, S.; BARBEAU, B. Adsorption of micropollutants present in surface waters onto polymeric resins: Impact of resin type and water matrix on performance. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 1449–1458, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.247>. Acesso em: 19 set. 2025.

HAMMES, F.; VELTEN, S.; EGLI, T.; JUNHA, T. **Biotreatment of drinking water**. In: MOO-YOUNG, M. (Ed.) *Comprehensive biotechnology*. 2nd ed. Amsterdam,

Holland: Elsevier, p. 517-530, 2011.

HAMMES, F.; BERNEYA, M.; WANGA, Y.; VITALA, M.; KOSTER, O.; EGLI, T. Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. **Water Research**, v. 42, p. 269–277, 2008. Disponível em: [10.1016/j.watres.2007.07.009](https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.009). Acesso em: 25 jun. 2025.

HANDELSMAN, J. Metagenomics: application of genomics to uncultured microorganisms. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 68, n. 4, p. 669–685, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/mmb.68.4.669-685.2004>. 25 abr. 2024.

HEALY, H. G.; EHDE, A.; BARTHOLOW, A.; KANTOR, R. S.; NELSON, K. L. Responses of drinking water bulk and biofilm microbiota to elevated water age in bench-scale simulated distribution systems. **npj Biofilms Microbiomes**, v. 10, n. 7, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41522-023-00473-6>. Acesso em: 14 jul. 2025.

HEIMKE, C.; HÄRTTER, S. Pharmacokinetics of selective serotonin reuptake inhibitors. **Pharmacology & Therapeutics**, v. 85, n. 1, p. 11-28, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0163-7258\(99\)00048-0](https://doi.org/10.1016/S0163-7258(99)00048-0). Acesso em: 21 jun. 2022.

HEBERT, P. D. N.; CYWINSKA, A.; BALL, S. L.; DEWAARD, J. R. Biological identifications through DNA barcodes. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 270, p. 313–321, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2218>. Acesso em: 4 out. 2025.

HIGBIE, R. The Rate of Absorption of a Pure Gas into a Still Liquid during Short Periods of Exposure. **Transactions of the AIChE**, v. 31, p. 365–377, 1935. Disponível em: <https://ci.nii.ac.jp/naid/10003391803/>. Acesso em: 25 jul. 2022.

HO, L.; HOEFEL, D.; BOCK, F.; SAINT, C. P.; NEWCOMBE, G. Biodegradation rates of 2-methylisoborneol (MIB) and geosmin through sand filters and in bioreactors. **Chemosphere**, v. 66, p. 2210–2218, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.016>. Acesso em: 8 dez. 2025.

HOEFEL, D.; GROOBY, W. L.; MONIS, P. T.; ANDREWS, S.; SAINT, C. P. Enumeration of water-borne bacteria using viability assays and flow cytometry: a comparison to culture-based techniques. **Journal of Microbiological Methods**, v. 55, n. 3, p. 585–597, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0167-7012\(03\)00201-X](https://doi.org/10.1016/S0167-7012(03)00201-X). Acesso em: 20 nov. 2024.

HOUTMAN, C. J. Emerging contaminants in surface waters and their relevance for the production of drinking water in Europe. **Journal of Integrative Environmental Sciences**, v. 7, n. 4, p. 271–295, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/1943815X.2010.511648>. Acesso em: 15 ago. 2022.

HU, Q.; JUNG, J.; CHEN, D.; LEONG, K.; SONG, S.; LI, F.; MOHAN, B. C.; YAO, Z.; PRABHAKAR, A. K.; LIN, X.H.; LIM, E. Y.; ZHANG, L.; SOURADEEP, G.; OK, Y. S.; KUA, H. W.; LI, S. F. Y.; TAN, H. T. W.; DAI, Y.; TONGG, Y. W.; PENG, Y.;

STEPHEN, J.; WANG, C. H. Biochar industry to circular economy. **Science of the Total Environment**, v. 757, 143820, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143820>. Acesso em: 2 jun. 2023.

HUANG, J.; XU, C.; RIDOUTT, B. G.; WANG, X.; REN, P. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 159, p. 171-179, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.008>. Acesso em: 21 jan. 2025.

HUDSON, N.; BAKER, A.; REYNOLDS, D. Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters - a review. **River Research and Applications**, v. 23, p. 631-649, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.1005>. Acesso em: 11 ago. 2024.

HUGUET, A.; VACHER, L.; RELEXANS, S.; SAUBUSSE, S.; FROIDEFOND, J.M.; PARLANTI, E. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. **Organic Geochemistry**, v. 40, n. 6, p. 706-719, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002>. Acesso em: 20 dez. 2024.

HUO, L.; ZHAO, S.; SHI, B.; HE, S.; WANG, H. Effects of GAC and UV/H₂O₂-GAC filtration on the bacterial community and opportunistic pathogens in simulated drinking water systems. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 7, p. 1611-1621, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/D1EW00222H>. Acesso em: 2 jul. 2025.

IMPELLER. **Xylem launches cutting edge ozone-enhanced filtration system**. Impeller Magazine, 27 ago. 2014. Disponível em: <https://impeller.net/magazin/xylem-launches-cutting-edge-ozone-enhanced-filtration-system/>. Acesso em: 10 out. 2025.

INSPECTORATE - **Drinking Water. What are the drinking water standards**. Drinking Water Inspectorate, London, 2017. Disponível em: <https://www.hydroworks.co.uk/data/site/359/pg/161/dwi-what-are-the-drinking-standards.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2022.

IPCC - **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability, the Working Group II contribution**, 2022. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-ii/>. Acesso em: 08 dez. 2023.

IYER, V.A.; DAHIYA, P.; KUMAR, D. Advancements in human health risk, detection and bioremediation of bacterial contaminants in water: A review. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 140, 103990, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2025.103990>. Acesso em: 18 set. 2025.

JAHANGIR, M.A.Q. **Bioregeneration of granular activated carbon**. Tese de Doutorado. University of Birmingham, 1994.

JAMEEL, Y.; VALLE, D.; KAY, P. Spatial variation in the detection rates of frequently studied pharmaceuticals in Asian, European and North American rivers. **Science**

Total Environmental, v. 724, 137947, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137947>. Acesso em: 12 nov. 2024.

JARIA, G.; CALISTO, V.; GIL, M. V.; OTERO, M.; ESTEVES, V. I. Removal of fluoxetine from water by adsorbent materials produced from paper mill sludge. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 448, p. 32–40, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.02.002>. Acesso em: 18 set. 2022.

JIN P.; JIN X.; WANG X.; FENG Y.; WANG X. C. Biological activated carbon treatment process for advanced water and wastewater treatment. **Biomass Now - Cultivation and Utilization**, InTech, p. 153–192, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5772/52021>. Acesso em: 4 set. 2023.

JIN, X.; SHAN, J.; WANG, C.; WEI, J.; TANG, C. Y. Rejection of pharmaceuticals by forward osmosis membranes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 227–228, p. 55–61, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.077>. Acesso em: 1 set. 2022.

JO, J. O.; KIM, S. D.; LEE, H. J.; MOK, Y. S. Decomposition of taste-and-odor compounds produced by cyanobacteria algae using atmospheric pressure plasma created inside a porous hydrophobic ceramic tube. **Chemical Engineering Journal**, v. 247, p. 291–301, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.03.018>. Acesso em: 14 dez. 2023.

JOE, W. H.; CHOI, I. C.; BAEK, Y. A.; CHOI, Y. J.; PARK, G. S.; YU, M. J. Advanced treatment for taste and odour control in drinking water: case study of a pilot scale plant in Seoul, Korea. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 5, p. 111–116, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2007.169>. Acesso em: 2 nov. 2024.

JOHNSON, J. S.; SPAKOWICZ, D. J.; HONG, B. Y.; PETERSEN, L. M.; DEMKOWICZ, P.; CHEN, L.; *et al.* Evaluation of 16S rRNA gene sequencing for species and strain-level microbiome analysis. **Nature Communications**, v. 10, n. 5029, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13036-1>. Acesso em: 18 set. 2025.

JONES, M. N.; BRYAN, N. D. Colloidal properties of humic substances. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 78, n. 1, p. 1–48, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(98\)00058-X](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(98)00058-X). Acesso em: 18 fev. 2025.

JULIANO, V. B. **Remoção dos compostos 2-metilisoborneol e geosmina da água de abastecimento por carvão ativado granular e ação microbiana**. 2010. Tese (Doutorado) — Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/32349>. Acesso em: 15 out. 2025.

KASPRZYK-HORDERN, B.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. **Water Research**, v. 43, p. 363–380, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.047>. Acesso em: 15 fev. 2022.

KHAREL, S.; STAPF, M.; MIEHE, U.; EKBLAD, M.; CIMBRITZ, M.; FALÅS, P.; NILSSON, J.; SEHLÉN, R.; BREGENDAHL, J.; BESTER, K. Removal of pharmaceutical metabolites in wastewater ozonation including their fate in different post-treatments. **Science of The Total Environment**, v. 759, 143989, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143989>. Acesso em: 10 jan. 2023.

KIM, K.T.; PARK, Y.G. Geosmin and 2-MIB Removal by Full-Scale Drinking Water Treatment Processes in the Republic of Korea. **Water**, v. 13, n. 628, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13050628>. Acesso em: 15 fev. 2025.

KIM, K. S.; OH, B. S.; KANG, J. W.; CHUNG, D. M.; CHO, W. H; CHOI, Y. K. (2005). Effect of Ozone and GAG Process for the Treatment of Micropollutants and DBPs Control in Drinking Water: Pilot Scale Evaluation. **Ozone: Science & Engineering**, v. 27, n. 1, p. 69–79, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919510590909066>. Acesso em: 1 ago. 2024.

KIM, M. S.; CHA, D.; LEE, K.; LEE, H.; KIM, T.; LEE, C. Modeling of ozone decomposition, oxidant exposures, and the abatement of micropollutants during ozonation processes. **Water Research**, v. 169, 115230, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115230>. Acesso em: 15 fev. 2025.

KLINDWORTH, A.; PRUESSE, E.; SCHWEER, T.; PEPLIES, J.; QUAST, C.; HORN, M.; GLÖCKNER, F. O. Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies. **Nucleic Acids Research**, v. 41, n. 1, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/nar/gks808>. Acesso em: 3 fev. 2024.

KOCH, C.; FETZER, I.; HARMS, H.; SUSANN, M. CHIC - An Automated Approach for the Detection of Dynamic Variations in Complex Microbial Communities. **Cytometry Part A**, v. 83A, n. 6, p. 561-567, 2013a. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/cyto.a.22286>. Acesso em: 11 jun. 2024.

KOCH, C.; GÜNTHER, S.; DESTA, A. F.; HÜBSCHMANN, T.; MÜLLER, S. Cytometric fingerprinting for analyzing microbial intracommunity structure variation and identifying subcommunity function. **Nature Protocols**, v. 8, p. 190–202, 2013b. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/NPROT.2012.149>. Acesso em: 19 out. 2023.

KOROTTA-GAMAGE, S. M.; SATHASIVAN, A.; KRISHNA, K. C. B. Effect of backwashing biologically activated carbon on coagulability of organics in surface water. **Science of the Total Environment**, v. 785, p. 147165, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147165>. Acesso em: 8 fev. 2025.

KOSAK-CHANNING, L. F.; HELZ G. R. Solubility of ozone in aqueous solutions of 0-0.6 M ionic strength at 5-30 °C. **Environmental Science and Technology**, v. 17, p. 145-149, 1983. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es00109a005>. Acesso em: 2 fev. 2022.

KOSUTIC, K.; DOLAR, D.; ASPERGER, D.; KUNST, B. Removal of antibiotics from a

model wastewater by RO/NF membranes. **Separation and Purification Technology**, v. 53, n. 3, p. 244-249, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.07.015>. Acesso em: 14 ago. 2022.

KTH – Royal Institute of Technology. **Innovation Readiness Level Handbook**. Stockholm, 2018. Disponível em: https://kthinnovationreadinesslevel.com/wp-content/uploads/sites/9/2022/03/KTH-IRL-user-guide_A-1.pdf Acesso em: 04 dez. 2025.

KURODA, E. K. **Remoção de células e subprodutos de microcystis spp. por dupla filtração, oxidação e adsorção**. 2006. Orientador: Luiz D. Bernardo. 2006. 233f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006. Disponível em: <http://repositorio.eesc.usp.br/handle/RIEESC/1378>. Acesso em: 8 nov. 2022.

KUTSCHERA, K.; BORNICK, H.; WORCH, E. Photoinitiated oxidation of geosmin and 2- methylisoborneol by irradiation with 254 nm and 185 nm UV light. **Water Research**, v. 43, n. 8, p. 2224-2232, 2009. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19303132>. Acesso em: 13 nov. 2024.

LABSYNTH - CARVÃO ATIVO GRANULADO (1-2) mm - **Ficha de informações de segurança de produtos químicos**, 2022. Disponível em: <https://www.labsynth.com.br/produto/carvao-ativo-granulado-1-2mm/> Acesso em: 24 out. 2022.

LAUTENSCHLANGER, K.; HWANG, C.; LIU, W. T.; BOON, N.; KOSTER, O.; VROUWENVELDER, H.; EGLI, T.; HAMMES, F. A microbiology-based multi-parametric approach towards assessing biological stability in drinking water distribution networks. **Water Research**, v. 47, n. 9, p. 3015-3025, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.002>. Acesso em: 11 dez. 2023.

LAUTENSCHLAGER, K.; HWANG, C.; LING, F.; LIU, W.T.; BOON, N.; KOSTER, O.; EGLI, T.; HAMMES, F. Abundance and composition of indigenous bacterial communities in a multi-step biofiltration-based drinking water treatment plant. **Water Research**, v. 62, p. 40-52, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.035>. Acesso em: 11 dez. 2023.

LEE, M. C., SNOEYINK, V. L., CRITTENDEN, J. C. Activated carbon adsorption of humic substances. **Journal of American Water Works Association**, v. 73, n. 8, p. 440-446, 1981. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1981.tb04755.x>. Acesso em: 17 mar. 2025.

LEITHOLD, J. **Variabilidade Espacial E Temporal Da Matéria Orgânica No Ecossistema Aquático Nas Bacias Hidrográficas Do Alto E Médio Iguaçu**, 2017. Orientadores: Cristóvão Vicente Scapulatempo Fernandes e Heloise Garcia Knapik. 2017. 179f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2017. Disponível em: https://acervodigital.ufpr.br/JULIANA_LEITHOLD.pdf. Acesso em: 11 abr. 2025.

LEHTOLA, M. J.; MIETTINEN, I. T.; VARTIAINEN, T.; MARTIKAINEN, P. J. Changes in Content of Microbially Available Phosphorus, Assimilable Organic Carbon and Microbial Growth Potential during Drinking Water Treatment Processes. **Water Research**, v. 36, n. 15, p. 3681–3690, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(02\)00100-8](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00100-8). Acesso em: 13 jan. 2025.

LEWIS, W. K.; WHITMAN, W. G. Principles of Gas Absorption. **Industrial and Engineering Chemistry**, v. 16, n. 12, p. 1215–1220, 1924. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/ie50180a002>. Acesso em: 17 mar. 2025.

LI, C.; LIU, C.; LIU, J.; FENG, C. Insight into the temporal dynamics of microbial succession and ecology mechanisms in biological activated carbon tanks. **Science of The Total Environment**, v. 866, n., 161366, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161366>. Acesso em: 14 mar. 2024.

LI, L.; ZOU, D.; XIAO, Z.; ZENG, X.; ZHANG, L.; JIANG, L.; WANG, A.; GE, D.; ZHANG, G.; LIU, F. Biochar as a sorbent for emerging contaminants enables improvements in waste management and sustainable resource use, **Journal of Cleaner Production**, v. 10, p. 1324-1342, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.087>. Acesso em: 22 jul. 2024.

LI, P.; HUR, J. Utilization of UV-Vis spectroscopy and related data analyses for dissolved organic matter (DOM) studies: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 131–154, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1309186>. Acesso em: 12 abr. 2025.

LI, X.; ZHANG, H.; XU, B.; YANG, Z.; WANG, X.; LIU, Y. Enhanced removal of geosmin by biological activated carbon: role of biofilm development and operational conditions. **Chemosphere**, v. 258, n. 127246, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127246>. Acesso: 9 dez. 2025.

LI, Z.; HOBSON, P.; AN, W.; BURCH, M. D.; HOUSE, J.; YANG, M. Earthy odor compounds production and loss in three cyanobacterial cultures. **Water Research**, v. 46, n. 16, p. 5165-5173, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.008>. Acesso em: 1 dez. 2024.

LIANG, C.; WANG, D.; CHEN, J.; ZHU, L.; YANG, M. Kinetics Analysis on the Ozonation of MIB and Geosmin. **Ozone: Science & Engineering**, v. 29, n. 3, p. 185–189, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919510701294197>. Acesso em: 8 dez. 2025.

LILLY - Prozac® (cloridrato de fluoxetina) – Bula para profissionais de saúde, 2021. Disponível em: <https://www.lilly.com.br/medicamentos/medicamentos-disponiveis>. Acesso em: 23 dez. 2021.

LIU, H.; GUO, A.; SUN, H.; HU, C.; LIU, C. Deteriorated abatement of micropollutants in biological activated carbon filters with aged media: Key role of permeability. **Water Research**, v. 274, n. 123059, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.123059>. Acesso em: 14 out. 2025.

LIU, L.; XING, X.; HU, C.; WANG, H. O₃-BAC-Cl₂: A Multi-Barrier Process Controlling the Regrowth of Opportunistic Waterborne Pathogens in Drinking Water Distribution Systems. **Journal of environmental sciences**, v. 76, p. 142–153, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.04.017>. Acesso em: 23 dez. 2024.

LIU, X. Q.; DING, H. S.; WANG, Y. Y.; LIU, W. J.; JIANG, H. Pyrolytic Temperature Dependent and Ash Catalyzed Formation of Sludge Char with Ultra-High Adsorption to 1-Naphthol. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 5, p. 2602–2609, 2016. Disponível em: DOI: [10.1021/acs.est.5b04536](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04536). Acesso em: 3 nov. 2023.

LIU, Y.; ZHANG, H.; WANG, X.; LI, Q.; XU, B. Biodegradation of 2-MIB by single bacterial strains and implications for BAC. **Environmental Science & Technology Letters**, v. 3, n. 9, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00305>. Acesso em: 8 dez. 2025.

LOH, W. H.; CAI, Q. Q.; LI, R.; JOTHINATHAN, L.; LEE, B. C. Y.; NG, O. H. J.; GUO, J.; ONG, S. L.; HU, J. Y. Reverse osmosis concentrate treatment by microbubble ozonation-biological activated carbon process: Organics removal performance and environmental impact assessment. **Science of The Total Environment**, v. 798, 149289, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149289>. Acesso em: 14 out. 2024.

LOHWACHARIN, J.; PHETRAK, A.; TAKIZAWA, S.; KANISAWA, Y.; OKABE, S. Bacterial growth during the start-up period of pilot-scale biological activated carbon filters: Effects of residual ozone and chlorine and backwash intervals, **Process Biochemistry**, v. 50, p. 1640–1647, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2015.06.012>. Acesso em: 19 dez. 2022.

LU, Z.; SUN, W.; LI, C.; CAO, W.; JING, Z.; LI, S.; AO, X.; CHEN, C.; LIU, S. Effect of granular activated carbon pore-size distribution on biological activated carbon filter performance. **Water Research**, v. 177, 115768, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115768>. Acesso em: 4 nov. 2024.

LU, Z.; JING, Z.; HUANG, J.; KE, Y.; LI, C.; ZHAO, Z.; AO, X.; SUN, W. Can we shape microbial communities to enhance biological activated carbon filter performance? **Water Research**, v. 212, n. 118104, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118104>. Acesso em: 14 ago. 2025.

LU, Z.; LI, C.; JING, Z.; AO, X.; CHEN, Z.; SUN, W. Implication on selection and replacement of granular activated carbon used in biologically activated carbon filters through meta-omics analysis. **Water Research**, v. 198, n. 117152, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117152>. Acesso em: 14 ago. 2025.

LU, Z.; SUN, W.; LI, C.; AO, X.; YANG, C.; LI, S. Bioremoval of non-steroidal anti-inflammatory drugs by *Pseudoxanthomonas* sp. DIN-3 isolated from biological activated carbon process. **Water Research**, Volume 161, p. 459 – 472, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.065>. Acesso em: 17 ago. 2024.

LUO, Y. W.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J. S.; LIANG,

MILLER, G. W. **An assessment of ozone and chlorine dioxide technologies for treatment of municipal water supplies**. [S.l.]: Environmental Protection Agency, Office of Research e Development, v. 1, 1978.

MIRZAEI, S.; GORCZYCA, B.; UYAGUARI-DIAZ, M.; SPARLING, R.; MAKSIMOVA, E. Microbial Consortia in Full-Scale Pre-Ozonated Biologically Active Filters Treating a High-DOC Water: Effects of Seasonal and Operational Variations. **Water Research**, v. 285, 124065, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124065>. Acesso em: 14 ago. 2025.

MISTRAPHARMA – 2022. Disponível em: <https://www.mistrapharma.se/wikipharma-13497291>. Acesso em: 15 dez. 2022.

MIZUNO, T.; OHARA, S.; NISHIMURA, F.; TSUNO, H. O₃/H₂O₂ Process for Both Removal of Odorous Algal-Derived Compounds and Control of Bromate Ion Formation. **Ozone: Science & Engineering**, v. 33, n. 2, p. 121-135, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919512.2011.548200>. Acesso em: 30 ago. 2022.

MOHAMED, E. F.; AWAD, G.; ANDRIANTSIFERANA, H.; DELMAS, H. Effect of salinity and pH on the industrial effluent treatment by activated carbon — modeling of the kinetic adsorption and equilibrium isotherms. **Environmental Management and Sustainable Development**, v. 8, n. 1, p. 1-17, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5296/emsd.v8i1.14258>. Acesso: 9 dez. 2025.

MORRISON, C. M.; HOGARD, S.; PEARCE, R.; MOHAN, A.; PISARENKO, A.N.; DICKENSON, E. R. V.; VON GUNTEN, U.; WERT, E. C. Critical review on bromate formation during ozonation and control options for its minimization. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 47, p. 18393-18409, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00538>. Acesso em: 23 set. 2024.

MÜLLER, S. Modes of cytometric bacterial DNA pattern: a tool for pursuing growth. **Cell Proliferation**, v. 40, n. 5, p. 621–639, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2184.2007.00465.x>. Acesso em: 14 out. 2024.

MÜLLER, S.; HÜBSCHMANN, T.; KLEINSTEUBER, S.; VOGT, C. High Resolution Single Cell Analytics to Follow Microbial Community Dynamics in Anaerobic Ecosystems, **Methods**, v. 57, n. 3, p. 338-349, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ymeth.2012.04.001>. Acesso em: 14 ago. 2024.

MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; MELO FILHO, L. C. Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 337-342, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000400006>. Acesso em: 11 fev. 2024.

MORENO, R. A.; MORENO, D. H.; SOARES, M. B. M. Psicofarmacologia de antidepressivos. **Revista Brasileira de Psiquiatria**, v. 21, p. 24-40, 1999.

MORRIS, J. C. **The aqueous solubility of ozone - A review**, Ozone News, v. 1, p. 14-16, 1988.

MULLIS, K. B.; FALLONA, F. A. Specific synthesis of DNA in vitro via a polymerase-catalyzed chain reaction. **Methods in Enzymology**, v. 155, p. 335-350, 1987. Disponível em: [10.1016/0076-6879\(87\)55023-6](https://doi.org/10.1016/0076-6879(87)55023-6). Acesso em: 22 fev. 2024.

MUNDY, B.; KUHNEL, B.; HUNTER, G.; JARNIS, R.; FUNK, D.; WALKER, S.; BURNS, N.; DRAGO, J.; NEZGOD, W.; HUANG, J.; RAKNESS, K.; JASIM, S.; JOOST, R.; KIM, R.; MURI, J.; NATTRESS, J.; ONEBY, M.; SOSEBEE, A.; THOMPSON, C.; WALSH, M.; SCHULZ, C. A Review of Ozone Systems Costs for Municipal Applications. Report by the Municipal Committee – IOA Pan American Group, **Ozone: Science & Engineering**, v. 40, n. 4, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919512.2018.1467187>. Acesso em: 4 dez. 2025.

NAKADA, L. Y. K.; DOS SANTOS, L. U.; GUIMARÃES, J. R. Pre-ozonation of surface water: An effective water treatment process to reduce the risk of infection by Giardia in drinking water. **Environmental Pollution**, v. 266, Part 3, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115144>. Acesso em: 22 fev. 2024.

NEMANI, V. A.; MCKIE, M. J.; TAYLOR-EDMONDS, L.; ANDREWS, R. C. Impact of biofilter operation on microbial community structure and performance. **Journal of Water Process Engineering**, v. 24, p. 35-41, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.05.009>. Acesso em: 2 set. 2024.

NESCERECKA, A.; HAMMES, F.; JUHNA, T. A pipeline for developing and testing staining protocols for flow cytometry, demonstrated with SYBR Green I and propidium iodide viability staining. **Journal of Microbiological Methods**, v. 131, p. 172-180, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2016.10.022>. Acesso em: 22 out. 2024.

NEBE-VON-CARON, G.; STEPHENS, P.J.; HEWITT, C.J.; POWELL, J.R.; BADLEY, R.A. Analysis of bacterial function by multi-colour fluorescence flow cytometry and single cell sorting. **Journal of Microbiological Methods**, v. 42, n. 1, p. 97-114, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0167-7012\(00\)00181-0](https://doi.org/10.1016/S0167-7012(00)00181-0). Acesso em: 2 fev. 2023.

NEVEL, S. V.; BUYSSCHAERT, B.; DE ROY, K.; DE GUSSEME, B.; CLEMENT, L.; BOON, N. Flow cytometry for immediate follow-up of drinking water networks after maintenance. **Water Research**, v. 111, p. 66-73, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.040>. Acesso em: 29 dez. 2024.

NGHIEM, L. D.; SCHÄFER, A. I.; ELIMELECH, M. Pharmaceutical retention mechanisms by nanofiltration membranes. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 19, p. 7698-7705, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es0507665>. Acesso em: 21 dez. 2022.

NILSSON, R. H.; LARSSON, K. H.; TAYLOR, A. F. S.; BENGTSSON-PALME, J.; JEPPESEN, T. S., *et al.* The UNITE database for molecular identification of fungi: handling dark taxa and parallel taxonomic classifications. **Nucleic Acids Research**, v. 47, D259-D264, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/nar/gky1022>. Acesso em: 4 dez. 2025.

NORMAN - **Network of Reference Laboratories, Research Centres and Related Organisations for Monitoring of Emerging Environmental Substances**, 2022. Disponível em: www.norman-network.net. Acesso em: 20 mar. 2022.

NWQMS - **Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Augmentation of Drinking Water Supplies**. A publication of the Environment Protection and Heritage Council, the National Health and Medical Research Council and the Natural Resource Management Ministerial Council. doi: ISBN: 1 921173 19, 2008.

O SUL. **Reclamações por alteração de gosto e odor na água apresentam queda de 56% em Porto Alegre**. Porto Alegre, 8 abr. 2025. Disponível em: <https://www.osul.com.br/reclamacoes-por-alteracao-de-gosto-e-odor-na-agua-apresentam-queda-de-56-em-porto-alegre/>. Acesso em: 3 dez. 2025.

OH, S.; HAMMES, F.; LIU, W. T. Metagenomic Characterization of Biofilter Microbial Communities in a Full-Scale Drinking Water Treatment Plant. **Water Research**, v.128, p. 278–285, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.054>. Acesso em: 15 ago. 2024.

OKSANEN, J.; SIMPSON, G. L.; BLANCHET F. G., *et al.* **Vegan: Community Ecology Package**. 2.7–1, 2019. Disponível em: [10.32614/CRAN.package.vegan](https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html). Acesso em: 13 set. 2024.

OLIVEIRA, F. R.; PATELA, A. K.; JAISIB D. P.; ADHIKARIC, S.; LUD, H.; KHANAL, S. K. Environmental application of biochar: Current status and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 110-122, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.122>. Acesso em: 11 fev. 2023.

ORTENBERG, E., TELSCH, B. **42 - Taste and odour problems in potable water**. In: (Ed.). **Handbook of Water and Wastewater Microbiology**. London: Academic Press, p.777-793, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50043-1>. Acesso em: 7 jan. 2024.

ORTHOS LIQUID SYSTEMS. **Proteus™ O₃ + BAC Demo System**. Easton, EUA, 2020. Página institucional. Disponível em: <https://www.orthosinc.com>. Acesso em: 01 out. 2025.

PACTO ALEGRE. **Wond3r – Água Maravilhosa**. Portal Pacto Alegre — projetos. 2019. Disponível em: <https://pactoalegre.poa.br/projeto/wond3r-agua-maravilhosa/>. Acesso em: 4 dez. 2025.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental Microbiology Reports**, v. 1, n. 1, p. 27–37, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>. Acesso em: 15 ago. 2024.

PALMER, R. J.; WHITE, D. C. Developmental biology of biofilms: implications for treatment and control. **Trends in Microbiology**, v. 5, n. 11, p. 435–440, 1997.

Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0966-842X\(97\)01142-6](https://doi.org/10.1016/S0966-842X(97)01142-6). Acesso em: 1 ago. 2023.

PAN, C.; ZHU, F.; WU, M.; JIANG, L.; ZHAO, X.; YANG, M. Degradation and toxicity of the antidepressant fluoxetine in an aqueous system by UV irradiation.

Chemosphere, v. 287, parte 4, n. 132434, 2021. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132434>. Acesso em: 15 set. 2022.

PAN, J.; WANG, F.; ZHANG, L.; HU, Y.; HE, C. Does biological activated carbon filtration make chlor(am)inated drinking water safer? **Water**, v. 14(17), n. 2640, 2022.

Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14172640>. Acesso em: 7 ago. 2023.

PARK, J. A.; NAM, H. L.; CHOI, J. W.; HA, J.; LEE, S. H. Oxidation of geosmin and 2-methylisoborneol by the photo-Fenton process: Kinetics, degradation intermediates, and the removal of microcystin-LR and trihalomethane from Nak-Dong River water, South Korea. **Chemical Engineering Journal**, v. 313, p. 345–354, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.086>. Acesso em: 12 set. 2024.

PARKHURST, J. D.; DRYDEN, F. D.; MCDERMOTT, G. N.; ENGLISH, J. Pomona activated carbon pilot plant. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 39, n. 10, p. suppl: R70-81, 1967. Disponível em:

<https://www.jstor.org/stable/25035846>. Acesso em: 29 dez. 2022.

PEÑA-GUZMÁN, C.; ULLOA-SÁNCHEZ, S.; MORA, K.; HELENA-BUSTOS, R.; LOPEZ-BARRERA, E.; ALVAREZ, J.; RODRIGUEZ-PINZÓN, M. Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature.

Journal of Environmental Management, v. 237, p. 408-423, 2019. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.100>. Acesso em: 30 out. 2022.

PERNITSKY, D. J.; FINCH, G. R.; HUCK, P. M. Disinfection kinetics of heterotrophic plate count bacteria in biologically treated potable water. **Water Research**, v. 29, N. 5, p. 1235-1241, 1995. Disponível em:

[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00279-G](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00279-G). Acesso em: 19 ago. 2024.

PEURAVUORI, J.; PIHLAJA, K. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. **Analytica Chimica Acta**, v. 337, n. 2, p. 133–149, 1997. Disponível em:

[https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(96\)00412-6](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(96)00412-6).

Acesso em: 15 mar. 2025.

PIAI, L.; BLOKLAND, M.; VAN DER WAL, B.; LANGENHOFF, A. Biodegradation and adsorption of micropollutants by biological activated carbon from a drinking water production plant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 388, 122028, 2020. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122028>. Acesso em: 5 nov. 2022.

PIAI, L.; DYKSTRA, J.; VAN DER WAL, A.; LANGENHOFF, A. Bioaugmentation of Biological Activated Carbon Filters for Enhanced Micropollutant Removal. **ACS ES&T Water**, v. 2, n. 12, p. 2359–2366, 2022. Disponível em:

<https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00222>. Acesso em: 1 dez. 2024.

PICK, F. C.; FISH, K. E. Emerging investigator series: optimisation of drinking water biofilm cell detachment and sample homogenisation methods for rapid quantification via flow cytometry. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 10, p. 797-813, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/D3EW00553D>. Acesso em: 11 ago. 2025.

PINAR-MÉNDEZ, A.; WANGENSTEEN, O. S.; PRÆBEL, K.; GALOFRÉ, B.; MÉNDEZ, J.; BLANCH, A. R.; GARCÍA-ALJARO, C. Monitoring Bacterial Community Dynamics in a Drinking Water Treatment Plant: An Integrative Approach Using Metabarcoding and Microbial Indicators in Large Water Volumes. **Water**, v. 14, n. 9, 1435, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14091435>. Acesso em: 11 ago. 2025.

PLUMLEE, M. H.; STANFORD, B. D.; DEBROUX, J. F.; HOPKINS, D. C.; SNYDER, S. A. Costs of advanced treatment in water reclamation. **Ozone: Science & Engineering**, v. 36, n. 5, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.921565>. Acesso em: 4 dez. 2025.

PRADO, L. L. DO. **Utilização de lodo de esgoto pirolisado como adsorvente de amônio de lixiviado de aterro sanitário**. Orientador: Vander de Freitas Melo. 2018. 68f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo, Curitiba, 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO ALEGRE. **Qualidade de vida tem quatro iniciativas para o Pacto Alegre**. Porto Alegre, 2019. Disponível em: <https://prefeitura.poa.br/gp/noticias/qualidade-de-vida-tem-quatro-iniciativas-para-o-pacto-alegre>. Acesso em: 4 dez. 2025.

PREININGER, E. **Gesetzliche Einheiten, Zahlenwerte, DVGW-Regelwerk, DIN-Normen u. ä.**. In: Brendel, G., Edenhofner, M., Gaschler, H., Köhler, K.H., Preininger, E., Weigelt, R. (eds) Taschenbuch der Wasserversorgung. Vieweg+Teubner Verlag, Wiesbaden, 2002. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-663-12397-2_14. Acesso em: 9 dez. 2022.

PRIYADARSINI, M.; KUSHWAHA, J.; PANDEY, K. P.; RANI, J.; DHOBLE, A. S. Application of flow cytometry for rapid, high-throughput, multiparametric analysis of environmental microbiomes. **Journal of Microbiological Methods**, v. 214, 106841, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2023.106841>. Acesso em: 4 ago. 2025.

PREST, E. I.; EL-CHAKHTOURA, J.; HAMMES, F.; SAIKALY, P. E.; VAN LOOSRECHT, M. C.; VROUWENVELDER, J. S. Combining flow cytometry and 16S rRNA gene pyrosequencing: a promising approach for drinking water monitoring and characterization. **Water Research**, v. 63, p. 179-189, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.020>. Acesso em: 4 ago. 2025.

PROMEGA - **BacTiter-Glo™ Microbial Cell Viability Assay TB337 - TECHNICAL BULLETIN**, 2024a. Disponível em: <https://www.promega.com/-/media/files/resources/protocols/technical-bulletins/101/bactiter-glo-microbial-cell-viability-assay-protocol.pdf?la=en>

Acesso em: 20 agosto, 2024.

PROMEGA - **rGTP, 10mM, 0.5 ml, P1152 / P115**, 2024b. Disponível em: <https://www.promega.com.br/resources/msds/msdss/p1000/p1152/>. Acesso em: 15 mar. 2024.

PROMEGA - **96-Well Sterile Microplates - E5650**, 2024c. Disponível em: <https://www.promega.com.br/products/microplate-readers-fluorometers-luminometers/microplate-readers/96-well-sterile-microplates/?catNum=E5650>. Acesso em: 30 mar. 2024.

PROMEGA - **BacTiter-Glo™ Micr. Cell Via. Assay, 100ml, G8232**, 2024d. Disponível em: https://www.promega.com.br/products/cell-health-assays/cell-viability-and-cytotoxicity-assays/bactiter_glo-microbial-cell-viability-assay/?catNum=G8232#specifications. Acesso em: 30 mar. 2024.

RAKNESS, K. L. **Ozone in Drinking Water Treatment: Process Design, Operation, and Optimization**, American Water Works Association. ISBN 1-58321-379-1, 2011.

QIAGEN, **Quick-Start Protocol – Allprep® PowerViral® DNA/RNA Kit**, 2017. Disponível em: <https://www.qiagen.com/us/resources/resourcedetail?id=f7caaea9-d29e-4c10-ae2d-9c5b879a9af0&lang=en>. Acesso: 30 jan. 2024.

QIN, W.; HAMMES, F. Substrate Pre-loading Influences Initial Colonization of GAC Biofilter Biofilms. **Frontiers in Microbiology**, v. 11, n. 596156, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.596156>. Acesso: 28 nov. 2024.

QIN, W.; ZHENG, C.; YANG, J.; HONG, M.; SONG, Y.; MA, J. Long-term performance and biofilms of the novel nano manganese dioxide coupling carbon source pre-loaded biological activated carbon filters for drinking water. **Environmental Research**, v. 240, n. 117436, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117436>. Acesso: 30 jan. 2024.

QUAST, C.; PRUESSE, E.; YILMAZ, P.; GERKEN, J.; SCHWEER, T.; *et al.* The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. **Nucleic Acids Research**, v. 41, n. D1, p. D590–D596, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>. Acesso: 3 dez. 2024.

REDSHAW, C. H.; COOKE, M. P.; TALBOT, H. M.; MCGRATH, S.; ROWLAND, S. J. Low biodegradability of fluoxetine HCl, diazepam and their human metabolites in sewage sludge-amended soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 217–230, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11368-008-0024-2>. Acesso: 30 set. 2022.

REN, Y. H.; WANG, Y. L.; WANG, X. L.; LIU, B. Z.; HE, G. L.; GONG, Y. L.; *et al.* The degradation of 2-methylisobornyl alcohol and geosmin through a micro-nano bubble-activated ozone process: the dual mechanism of enhanced degradation efficiency. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 11, p.

1177–1185, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/D4EW00944D>. Acesso: 10 set. 2025.

RITTMANN, B. E.; STILWELL, D.; GARSIDE, J. C.; AMY, G. L.; SPANGENBERG, C.; KALINSKY, A.; AKIYOSHI, E. Treatment of a colored groundwater by ozone-biofiltration: pilot studies and modeling interpretation. **Water Research**, v. 36, n. 13, p. 3387-3397, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00033-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00033-7). Acesso: 11 nov. 2023.

RIVERA-UTRILLA, J.; SÁNCHEZ-POLO, M.; FERRO-GARCÍA, M.Á.; PRADOS-JOYA, G.; OCAMPO-PÉREZ, R. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. **Chemosphere**, v. 93, p. 1268–1287, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.059>. Acesso: 10 nov. 2022.

RODRÍGUEZ, A.; ROSAL, R.; PERDIGÓN-MELÓN, J. A.; MEZCUA, M.; AGÜERA, A.; HERNANDO, M. D.; GARCÍA-CALVO, E. **Ozone-Based Technologies in Water and Wastewater Treatment**. The Handbook of Environmental Chemistry, v. 5, part. S/2, p. 127–175, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1007/698_5_103. Acesso: 19 set. 2022.

ROSTAN, J. C.; CELLOT, B. On the use of UV spectrophotometry to assess dissolved organic carbon origin variations in the Upper Rhône River. **Aquatic Sciences**, v. 57, n. 1, p. 70–80, 1985. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00878027>. Acesso: 17 out. 2024.

ROUQUEROL, J.; ANVIR, FAIRBRIDGE, C. W.; EVERETT, D. H.; HAYNES, J.H.; PERNICONE, N.; RAMSAY, J. D. F., SINGER, K.S.W., UNGER, K. K. Recommendations for the Characterization of Porous Solids, **Pure and Applied Chemistry**, v. 66, n. 8, p. 1739-1758, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.1351/pac199466081739>. Acesso: 1 abr. 2025.

SAIKI, R. K.; SCHARF, S.; FALLONA, F.; MULLIS, K. B.; HORN, G. T.; ERLICH, H. A. Enzymatic application of b-globin genomic sequences and restriction site analysis for the diagnosis of sickle-cell anemia. **Science**, v. 230, n. 4732, p. 1350-1354, 1985. Disponível em: [DOI: 10.1126/science.2999980](https://doi.org/10.1126/science.2999980). Acesso: 10 set. 2024.

SALGADO, R.; MARQUES, R.; NORONHA, J.; CARVALHO, G.; OEH-MEN, A.; REIS, M. Assessing the removal of pharmaceuticals and personal care products in a full-scale activated sludge plant. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 10, p. 2359–2367, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.004>. Acesso: 13 dez. 2022.

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná. **Turbidez no manancial paralisa o abastecimento em 24 bairros**, 2020. Disponível em: <https://bityli.com/6bNff>. Acesso em: 15 ago. 2021.

SANTA CRUZ. **Fluoxetine hydrochloride (CAS 56296-78-7), sc-201125 - 50 mg**, 2021. Disponível em: <https://www.scbt.com/p/fluoxetine-hydrochloride-56296-78-7>. Acesso em: 15 mar. 2021.

SCHOCH, C. L.; SEIFERT, K. A.; HUHNDORF, S.; ROBERT, V.; SPOUGE, J.; *et al.* Fungal Barcoding Consortium. Nuclear ribosomal internal transcribed spacer (ITS) region as a universal DNA barcode marker for Fungi. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 109, n. 16, p. 6241–6246, 2012.

Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1117018109>. Acesso: 10 set. 2025.

SCHOLZ, M.; MARTIN, R. J. Ecological equilibrium on biological activated carbon. **Water Research**, v. 31, n. 12, p. 2959-2968, 1997. Disponível em:

[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00155-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00155-3). Acesso: 10 set. 2023.

SCHOLZ, M. How activated carbon can help you — processes, properties and technological applications. **Technologies**, v. 11, n. 6, p. 153, 2023. Disponível em:

<https://doi.org/10.3390/technologies11060153>. Acesso: 1 set. 2025.

SCHWARTZBERG, H. G.; TREYBAL, R. E. Fluid and Particle Motion in Turbulent Stirred Tanks. Fluid Motion, **Industrial Engineering Chemistry Fundament**, v. 7, p. 1–6, 1968. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/i160025a001>. Acesso: 1 ago. 2022.

SELPH, K. E. Enumeration of marine microbial organisms by flow cytometry using near-UV excitation of Hoechst 34580-stained DNA. **Limnology and Oceanography Methods**, v. 19, n. 10, p. 692–701, 2021. Disponível em:

<https://doi.org/10.1002/LOM3.10454>. Acesso: 8 ago. 2024.

SEOUL, **Waterworks Authority**. Clean, Tasty Arisu, 2015.

SEOUL METROPOLITAN GOVERNMENT. **Seoul Tap Water – Arisu**. 2023a.

Disponível em: <https://english.seoul.go.kr/seoul-tap-water-arisu/>. Acesso em: 3 dez. 2025.

SEOUL METROPOLITAN GOVERNMENT. **Yeongdeungpo Arisu Water Purification Center**. 2023b. Disponível em:

<https://www.seoulsolution.kr/en/content/yeongdeungpo-arisu-water-purification-center>. Acesso em: 3 dez. 2025.

SEOUL SOLUTION. **Advanced Water Purification Program**. 2015.

Disponível em: <https://seoulsolution.kr>. Acesso em: 3 dez. 2025.

SEREDYŃSKA-SOBECKA, B.; TOMASZEWSKA, M.; JANUS, M.; MORAWSKI, A. W. Biological activation of carbon filters, **Water Research**, v. 40, n. 2, p. 355-363, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.014>. Acesso: 10 jan. 2024.

SERVAIS, P.; BILLEN, G.; BOUILLLOT, P.; BENEZET, M. A pilot study of biological GAC filtration in drinking water treatment. **Journal of Water Supply: Research and Technology -AQUA**, v. 41, n. 3, p.163-168, 1992. Disponível em: [A-pilot-study-of-biological-GAC-filtration-in-drinking-water-treatment.pdf](https://doi.org/10.1080/03791229208839583). Acesso: 11 set. 2024.

SERVAIS, P.; BILLEN, G.; BOUILLOT, P. Biological colonisation of granular activated carbon filters in drinking-water treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v. 120, n. 4, p. 888–899, 1994. Disponível em: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1994\)120:4\(888\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1994)120:4(888)). Acesso: 1 set. 2023.

SETAREH, P.; KHEZRI, S. M.; HOSSAINI, H.; PIRSAHEB, M. Coupling effect of ozone/ultrasound with coagulation for improving NOM and turbidity removal from surface water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, p. 101340, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101340>. Acesso: 17 mar. 2023.

SHENG, G. P.; ZHANG, M. L.; YU, H. Q. A rapid quantitative method for humic substances determination in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 592, n. 2, p. 162–167, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.04.024>. Acesso: 19 mar. 2025.

SHI, S.; WANG, F.; HU, Y.; ZHOU, J.; ZHANG H.; HE, C. Effects of running time on biological activated carbon filters: water purification performance and microbial community Evolution. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, p. 21509–21523, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32421-y>. Acesso: 18 fev. 2025.

SHRIVER, D.; ATKINS, P. W. **Química Inorgânica** (4 ed.). Bookman. Disponível em: ISBN: 9788577801992, 2008.

SHU, S., ZHANG, J. Ozonation-BAC process for the control of disinfection by-products and bio-stability in drinking water, **Journal of Biotechnology**, v. 136, Supplement, p. S668–S669, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2008.07.1550>. Acesso: 5 mar. 2023.

SIGMA, **Propidium iodide – Solution, 0.5 mg/ml – Procedure. Version 05**, 2016, Disponível em: https://www.sigmaaldrich.com/deepweb/assets/sigmaaldrich/product/documents/263/951/11348639001bul.pdf?srsId=AfmBOopNt2hw4ZVX3tPbmvHSxoNzAP43r_uSWb_s5sG-JwceLtfWFW1pH Acesso em: 10 dez. 2024.

SIGMA, **(±)-Geosmin and 2-Methylisoborneol Solution - certified reference material, TraceCERT®, 100 µg/mL each component in methanol, ampule of 1 mL**, 2022. Disponível em: https://www.sigmaaldrich.com/BR/pt/product/supelco/crm47525?msocid=3a56152bf_b2f632c2362071ffa036266. Acesso em: 10 dez. 2024.

SILVA, B.; GONÇALVES, M.; BENETTI, A. D.; DEZOTTI, M.; AMY, G.; MARAIS, S. S.; RIBEIRO, A. M.; AZEVEDO, E. B. Waste-based biosorbents as cost-effective alternatives to commercial adsorbents. **Separation and Purification Technology**, v. 232, p. 116139, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116139> Acesso em: 5 abr. 2025.

SILVA, C. H. P. M.; LINS, A. P.; CRUZ, C. S. O.; GREENBERG, W. Caracterização dos biofilmes formados em filtros de carvão ativado de sistemas de purificação de

água em laboratórios clínicos. **Revista Brasileira de Análises Clínicas**, Rio de Janeiro, v. 38, n. 4, p. 243–253, 2006.

SILVA, L. J. G.; LINO, C. M.; MEISEL, L. M.; PENA, A. Selective serotonin re-uptake inhibitors (SSRIs) in the aquatic environment: an ecopharmaco vigilance approach. **Science of The Total Environment**, v. 437, p. 185–195, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.021>. Acesso em: 13 ago. 2022.

SILVA, L. J. G.; PEREIRA, A. M. P. T.; MEISEL, L. M.; LINO, C. M.; PENA, A. A one-year follow-up analysis of antidepressants in Portuguese wastewaters: Occurrence and fate, seasonal influence, and risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 490, p. 279–287, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.131>. Acesso em: 13 ago. 2022.

SILVA, T. L.; REIS, A.; HEWITT, C.; ROSEIRO, J. C. Citometria de fluxo: funcionalidade celular on-line em bioprocessos. **Boletim de Biotecnologia**, v. 77, p. 32–40, 2004. Disponível em: <https://repositorio.ineg.pt/bitstream/10400.9/1316/1/CITOMETRIA%20DE%20FLUXO.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2022.

SILVA, A.; STAWIŃSKI, W.; ROMACHO, J.; SANTOS, LÚCIA H. M. L. M.; FIGUEIREDO, S. A.; FREITAS, O. M.; DELERUE-MATOS, C. Adsorption of Fluoxetine and Venlafaxine onto the Marine Seaweed *Bifurcaria bifurcata*. **Environmental Engineering Science**, v. 36, n. 5, p. 1–10, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1089/ees.2018.0332>. Acesso em: 11 set. 2022.

SIMÃO, ANDRÉ LUCAS, **Determinação de psicofármacos de alto consumo em corpos d'água de Curitiba**. Orientador: Ricardo Wagner, 2016. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curitiba, 2016. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/69458>, Acesso em: 15 jun. 2022.

SIMPSON, D. R. Biofilm processes in biologically active carbon water purification. **Water Research**, New York, v. 42, p. 2839–2848, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.02.025>. Acesso em: 17 abr. 2022.

SILLANPÄÄ, M., NCIBI, M. C., MATILAINEN, A., VEPSÄLÄINEN, M., LASSI, U. Advanced oxidation processes for the removal of natural organic matter from drinking water sources: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 208, p. 56–76, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.009>. Acesso em: 13 ago. 2025.

SKOOG; WEST; HOLLER; CROUCH. **Fundamentos de Química Analítica**. 8a Edição, 2005.

SKOOG, D. A.; HOLLER, F. J.; CROUCH, S. R. **Principles of Instrumental Analysis**, Cengage Learning, 20 Channel Center Street, Boston, MA 02210, USA, 7th Edition, 2016. Disponível em: <https://archive.org/details/skoogprincipiosdeanaliseinstrumental>. Acesso em: 22 set. 2025.

ŚLIWA-DOMINIĄK, J.; CZECHOWSKA, K.; BLANCO, A.; SIELATYCKA, K.; RADACZYŃSKA, M.; SKONIECZNA-ŻYDECKA, K.; MARLICZ, W.; ŁONIEWSKI, I. Flow Cytometry in Microbiology: A Review of the Current State in Microbiome Research, Probiotics, and Industrial Manufacturing. **Cytometry Part A**, v. 107, n. 3, p. 145-164, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/cyto.a.24920>. Acesso em: 2 jul. 2025.

SMEETS, P. W. M. H.; MEDEMA, G. J.; VAN DIJK, J. C. The Dutch secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. **Drinking Water Engineering and Science**, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/dwes-2-1-2009>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SNYDER, S. A.; ADHAM, S.; REDDING, A.M.; CANNON, F.S.; DECAROLIS, J.; OPPENHEIMER, J.; WERT, E. C.; YOON, Y. Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals, **Desalination**, v. 202, p. 156–181, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.12.052>. Acesso em: 28 set. 2022.

SOPHIA A., C.; LIMA, E. C. Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 150, p. 1-17, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.12.026>. Acesso em: 23 set. 2022.

SOUSA, F. B.; DENADAI, A. M. L.; LULA, I. S.; LOPES, J. F.; DOS SANTOS, H. F.; DE ALMEIDA, W. B.; SINISTERRA, R. D. Supramolecular complex of fluoxetine with β -cyclodextrin: An experimental and theoretical study. **International Journal of Pharmaceutics**, v. 353, p. 160–169, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2007.11.050>. Acesso em: 28 set. 2022.

SOUSI, M.; SALINAS-RODRIGUEZ, S. G.; LIU, G.; DUSSELDORP, J.; KEMPERMAN, A. J. B.; SCHIPPERS, J. C.; VAN DER MEER, W. G. J.; KENNEDY, M. D. Comparing the bacterial growth potential of ultra-low nutrient drinking water assessed by growth tests based on flow cytometric intact cell count versus adenosine triphosphate. **Water Research**, v. 203, 117506, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117506>. Acesso em: 21 dez. 2024.

SOYLUOGLU, M.; WILLIAMS, C. F.; KARANFIL, T. Advancing water treatment: Ozone nanobubbles for geosmin and 2-methylisoborneol control. **Chemical Engineering Journal**, v. 513, n. 162892, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.162892>. Acesso em: 15 abr. 2025.

SPEITEL JR, G. E.; DIGIANO, F. A. The bioregeneration of GAC used to treat micropollutants. **Journal of the American Water Works Association - AWWA**, v. 79, p. 64-73, 1987. <https://www.jstor.org/stable/41290794>. Acesso em: 15 dez. 2022.

SRINIVASAN, R.; SORIAL, G. A. Treatment of taste and odor causing compounds 2-methyl isoborneol and geosmin in drinking water: A critical review. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 1, p. 1-13, 2011. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60367-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60367-1). Acesso em: 15 abr. 2024.

SUDARSHAN, A. S.; DAI, Z.; GABRIELLI, M.; OOSTHUIZEN-VOSLOO, S.; KONSTANTINIDIS, K. T.; PINTO, A. J. New drinking water genome catalog identifies a globally distributed bacterial genus adapted to disinfected drinking water systems. **Environmental Science & Technology**, v. 58, n. 3, p. 1456–1467, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c05086>. Acesso em: 15 ago. 2025.

SUEZ. **Report 2019**. Paris, França, 2019. Disponível em: <https://www.suez.com/-/media/suez-global/files/publication-docs/pdf-english/annual-report-fondation-suez-2019---en.pdf>. Acesso em: 10 out. 2025.

SUEZ / DÉGREMONT. **Water Handbook and Pilot References on Ozonation + BAC**. Paris, França, 2020. Disponível em: <https://www.suezwaterhandbook.com/degremont-R-technologies/drinking-water-production>. Acesso em: 01 out. 2025.

TEKSOY, A. Using the ATP luminescence-based method to determine assimilable organic carbon in drinking water. **Scientific Reports**, v. 15, n. 22903, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-03682-5>. Acesso em: 7 set. 2025.

THIEBAULT, T.; GUÉGAN, R.; BOUSSAFIR, M. Adsorption mechanisms of emerging micro-pollutants with a clay mineral: case of tramadol and doxepine pharmaceutical products. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 453, p. 1–8, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.04.029>. Acesso em: 4 set. 2022.

TOMIYASU, H.; FUKUTOMI, H.; GORDON, G. Kinetics and Mechanism of Ozone Decomposition in Basic Aqueous Solution. **Inorganic Chemistry**, v. 24, p. 2962–2966, 1985. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/ic00213a018>. Acesso em: 18 ago. 2022.

TRICCO A. C.; LILLIE, E.; ZARIN, W.; *et al.* PRISMA Extension for Scoping Reviews (PRISMA-ScR): Checklist and Explanation. **Annals of Internal Medicine**, v. 169, n. 7, p. 467–473, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.7326/M18-0850>. Acesso em: 2 set. 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Contaminant Candidate List 1 – CCL 1**. 02 mar. 1998. FRL-5972-5, p. 10274. Disponível em: <https://www.epa.gov/ccl/contaminant-candidate-list-1-ccl-1>. Acesso em: 12 dez. 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Contaminant Candidate List 2 – Final**. 23 fev. 2005. OW-2003-0028; FRL-7876-9; EPA 815-F-05-001. Disponível em: <https://www.epa.gov/ccl/contaminant-candidate-list-2-ccl-2>. Acesso em: 12 dez. 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Contaminant Candidate List 3 – Final**. 08 out. 2009. *Federal Register*, v. 74, p. 51850–51862. Disponível em: <https://www.epa.gov/ccl/contaminant-candidate-list-3-ccl-3>. Acesso em: 12 dez. 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Contaminant Candidate List 4 – Final**. 17 nov. 2016. *Federal Register*, v. 81, p. 81099–81114. Disponível em: <https://www.federalregister.gov/documents/2016/11/17/2016-27667/drinking-water-contaminant-candidate-list-4-final>. Acesso em: 12 dez. 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Contaminant Candidate List 5 – Final**. 19 jul. 2021. Disponível em: <https://www.epa.gov/ccl/contaminant-candidate-list-5-ccl-5>. Acesso em: 12 dez. 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 300.1: Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography**. Revision 1.0. National Exposure Research Laboratory, Cincinnati, OH, 1999. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-300.1.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2023.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Water Treatment Manual: Disinfection**. 11 nov. 2011. ISBN 978-184095-421-0.

VAN NEVEL, S.; BUYSSCHAERT, B.; DE ROY, K.; DE GUSSEME, B.; CLEMENT, L.; BOON, N. Flow cytometry for immediate follow-up of drinking water networks after maintenance. **Water Research**, v. 111, p. 66–73, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.040>. Acesso em: 12 fev. 2025.

VELTEN, S.; HAMMES, F.; BOLLER, M.; EGLI, T. Rapid and direct estimation of active biomass on granular activated carbon through adenosine tri-phosphate (ATP) determination. **Water Research**, v. 41, n. 9, p. 1973–1983, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.021>. Acesso em: 4 set. 2022.

VENTEL, S.; BOLLER, M.; KÖSTER, O.; HELBING, J.; WEILENMANN, H.U.; HAMMES, F. Development of biomass in a drinking water granular active carbon (GAC) filter. **Water Research**, v. 45, n. 19, p. 6347–6354, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.017>. Acesso em: 14 nov. 2023.

VEOLIA. **Ozone + Biologically Activated Filters - Technical Poster**. Montréal, Canadá, 2024. Disponível em: <https://www.veoliawatertechnologies.com>. Acesso em: 01 out. 2025.

VEOLIA. **Tecnologias avançadas da Veolia estabelecem novos padrões para reúso de água em larga escala no Brasil**. Montréal, Canadá, 2025. Disponível em: <https://www.latinamerica.veolia.com/pt/noticias/tecnologias-avancadas-da-veolia-estabelecem-novos-padroes-para-reuso-de-agua-em-larga>. Acesso em: 01 out. 2025.

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatmentda review. **Science of the Total Environment**, v. 429, p. 123–

155, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.04.028>. Acesso em: 13 ago. 2022.

VIGNOLA, M.; WERNER, D.; WADE, M. J.; MEYNET, P.; DAVENPORT, R. J. Medium shapes the microbial community of water filters with implications for effluent quality. **Water Research**, v. 129, p. 499-508, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.042>. Acesso em: 15 dez. 2024.

VON GUNTEN, U. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. **Water Research**, v. 37, n. 7, p. 1443–1467, 2003a. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00457-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00457-8). Acesso: 9 dez. 2025.

VON GUNTEN, U. Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. **Water Research**, v. 37, n. 7, p. 1469-1487, 2003b. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00458-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00458-X). Acesso em: 23 jan. 2023.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SONNTAG, C.; VON GUNTER, U. **Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment: From Basic Principles to Applications**. Ed. IWA Publishing, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/9781780400839>. Acesso em: 21 ago. 2022.

VONA, A.; DI MARTINO, F.; GARCIA-IVARS, J.; PICÓ, Y.; MENDOZA-ROCA, J. A.; IBORRA-CLAR, M. I. Comparison of different removal techniques for selected pharmaceuticals. **Journal of Water Process Engineering**, v. 5, p. 48-57, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.12.011>. Acesso em: 23 out. 2022.

WAEGENAAR, F.; GARCÍA-TIMERMAN, C.; VAN LANDUYT, J.; DE GUSSEME, B.; BOON, N. Impact of operational conditions on drinking water biofilm dynamics and coliform invasion potential. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 90, n. 5, e00042-24, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/aem.00042-24>. Acesso em: 30 jun. 2025.

WAKAYAMA, H. Revision of drinking water quality standards in Japan. **Ministry of Health, Labor and Welfare**, Japan, 2004.

WANG, F.; PAN, J.; HU, Y.; ZHOU, J.; WANG, H.; HUANG, X.; CHU, W.; VAN DER HOEK, J. P. Effects of biological activated carbon filter running time on disinfection by-product precursor removal. **Science of The Total Environment**, v. 838, parte 1, n. 155936, 2022b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155936>. Acesso em: 13 dez. 2024.

WANG, L.; LI, W.; SONG, L.; LIU, X.; ZHENG, K.; ZHANG, L.; TANG, M. Removal of dissolved organic matter via a combination of UV/persulfate oxidation and biological activated carbon (BAC) process. **Separation and Purification Technology**, v. 337, n. 126376, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.126376>.

Acesso em: 15 abr. 2025.

WANG, T.; HE, J.; LU, J.; ZHOU, Y.; WANG, Z.; ZHOU, Y. Adsorptive removal of PPCPs from aqueous solution using carbon-based composites: A review. **Chinese Chemical Letters**, v. 33, n. 8, p. 3585-3593, 2022a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cclet.2021.09.029>. Acesso em: 15 abr. 2025.

WANG, Y.; HAMMES, F.; BOON, N.; CHAMI, M.; EGLI, T. Isolation and characterization of low nucleic acid (LNA)-content bacteria. **The ISME Journal**, v. 3, n. 8, p. 889–902, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ismej.2009.46>. Acesso em: 12 abr. 2023.

WANG, Y.; YU, G.; DENG, S.; HUANG, J.; WANG, B. The electro-peroxone process for the abatement of emerging contaminants: mechanisms, recent advances, and prospects. **Chemosphere**, v. 208, p. 640-654, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.095>. Acesso em: 1 nov. 2022.

WANG, Y.; HAMMES, F.; DE ROY, K.; VERSTRAETE, W.; BOON, N. Past, present and future applications of flow cytometry in aquatic microbiology. **Trends Biotechnology**, v. 28, n. 8, p. 416-42, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2010.04.006>. Acesso em: 25 ago. 2025.

WATSON, S. B.; MONIS, P.; BAKER, P.; GIGLIO, S. Biochemistry and genetics of taste- and odor-producing cyanobacteria. **Harmful Algae**, v. 54, p. 112-127, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.11.008>. Acesso em: 4 mar. 2024.

WEB OF SCIENCE. **Pesquisa com os termos “micropollutants” no campo principal e “bac” ou “ozone” nos campos secundários**. Disponível em: <http://www.webofknowledge.com/>. Acesso em: 5 jan. 2023.

WEISSENHORN, F. J. The behavior of ozone in the system and its transformation. **AMKBerlin**, v. 2, p. 51–57, 1977.

WESTERHOFF, P.; ANNING, D. Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: Influence of urbanization. **Journal of Hydrology**, v. 236, n. 3-4, p. 202–222, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00292-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00292-4). Acesso em: 5 dez. 2022.

WESTERHOFF, P.; NALINAKUMARI, B.; PEI, P. Kinetics of MIB and Geosmin Oxidation during Ozonation. **Ozone: Science & Engineering**, v. 28, n. 5, p. 277–286, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919510600892836>. Acesso em: 15 nov. 2024.

WESTERHOFF, P.; OZEKIN, K.; SIDDIQUI, M.; AMY, G. L. Kinetic modeling of bromate formation in ozonated waters: molecular ozone versus HO radical pathways. AWWA Annual Conference Proc., **American Water Works Association**, Denver, Colorado, p. 901–920, 1994.

WESTPHALEN, A. P. C.; CORÇÃO, G.; BENETTI, A. D. Utilização de carvão ativado biológico para o tratamento de água para consumo humano. **Engenharia Sanitária**

e Ambiental, v. 21, n. 3, p. 425-436, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016143108>. Acesso em: 11 out. 2023.

WIKIPHARMA. **WikiPharma database**. Disponível em: http://www.wikipharma.org/api_data.asp. Acesso em: 15 dez. 2022.

WICKHAM, H. Reshaping Data with the reshape Package. **Journal of Statistical Software**, v. 21, n. 12, p. 1–20, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.18637/jss.v021.i12>. Acesso em: 2 ago. 2025.

WOO, H. K.; NISHIJIMA, W.; BAES, A. U.; OKADA, M. Micropollutant removal with saturated biological activated carbon (BAC) in ozonation–BAC process. **Water Science and Technology**, v. 36, n. 12, p. 283–298, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0458>. Acesso em: 11 nov. 2023.

WONG, D. T.; BYMASTER, F. P.; ENGLEMAN, E. A. Prozac (fluoxetine, lilly 110140), the first selective serotonin uptake inhibitor and an antidepressant drug: Twenty years since its first publication. **Life Sciences**, v. 57, n. 5, p. 411–441, 1995. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0024-3205\(95\)00209-O](https://doi.org/10.1016/0024-3205(95)00209-O). Acesso em: 18 dez. 2022.

WOUTERS, P. C.; BOS, A. P.; UECKERT, J. Membrane permeabilization in relation to inactivation kinetics of *Lactobacillus* species due to pulsed electric fields. **Applied and environmental microbiology**, v. 67, n. 7, p. 3092–3101, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/AEM.67.7.3092-3101.2001>. Acesso em: 14 dez. 2024.

WU, D.; YAN, H.; SHANG, M.; KUN SHAN, K.; WANG, G. Water eutrophication evaluation based on semi-supervised classification: A case study in Three Gorges Reservoir. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 362-372, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.004>. Acesso em: 11 mar. 2024.

XIE, B.; HAO, C.; SUN, R. Effect of fluoxetine at different concentrations on the adsorption behavior of Langmuir monolayers. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes**, v. 1862, n. 11, 183418, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.bbamem.2020.183418>. Acesso em: 21 dez. 2022.

XIE, P.; MA, J.; LIU, W.; ZOU, J.; YUE, S.; LI, X.; WIESNER, M. R.; FANG, J. Removal of 2-MIB and geosmin using UV/persulfate: Contributions of hydroxyl and sulfate radicals. **Water Research**, v. 69, p. 223-233, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.029>. Acesso em: 21 dez. 2022.

XIE, Y. F.; ZHOU, H. Use of BAC for HAA removal - PART 2, COLUMN STUDY. **Journal American Water Works Association**, v. 94, n. 5, p. 126-134, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2002.tb09476.x>. Acesso em: 14 dez. 2023.

XU, J.; TANG, H.; SU, S.; LIUA, J.; XUA, K.; QIANA, K.; WANGA, Y.; ZHOUA, Y.; HUA, S.; ZHANGC, A.; XIANGA, J. A study of the relationships between coal structures and combustion characteristics: The insights from micro-Raman spectroscopy based on 32 kinds of Chinese coals. **Applied Energy**, v. 212, p. 46-56,

2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.11.094>. Acesso em: 14 dez. 2023.

XU, L.; CANALES, M.; ZHOU, Q.; KARU, K.; ZHOU, X.; SU, J.; CAMPOS, L. C.; CIRIC, L. Antibiotic resistance genes and the association with bacterial community in biofilms occurring during the drinking water granular activated carbon (GAC) sandwich biofiltration. **Journal of Hazardous Materials**, v. 460, n. 132511, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132511>. Acesso em: 7 out. 2025.

XYLEM. **Leopold Oxelia System Brochure**. Washington, D.C., EUA, 2016. Catálogo técnico. Disponível em: <https://www.xylem.com>. Acesso em: 1 out. 2025.

XYLEM BRASIL. **Leopold Oxelia System for Reuse or Sensitive Waters**. São Paulo, Brasil, 2024. Página institucional. Disponível em: <https://www.xylem.com/pt-br/products--services/treatment-products-systems/filtration/oxidation-enhanced-biologically-active-filtration-system/oxelia-system-for-reuse-or-sensitive-waters/>. Acesso em: 20 set. 2025.

YAO, W.; QU, Q.; VON GUNTEN, U.; CHEN, C.; YU, G.; WANG, Y. Comparison of methylisoborneol and geosmin abatement in surface water by conventional ozonation and an electro-peroxone process. **Water Research**, v. 108, p. 373-382, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.014>. Acesso em: 24 set. 2024.

YAPSAKLI, K.; ÇEÇEN, F. Effect of type of granular activated carbon on DOC biodegradation in biological activated carbon filters. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 3, p. 355–362, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2009.10.005>. Acesso em: 9 dez. 2025.

YOUNG, W. F.; HORTH, H.; CRANE, R.; OGDEN, T.; ARNOTT, M. Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants. **Water Research**, v. 30, n. 2, p. 331-340, 1996. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00173-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00173-5). Acesso em: 21 fev. 2024.

YU, Y.; YANG, Q.; PETROPOULOS, E.; ZHU, T. ITS3/ITS4 outperforms other ITS region and 18S rRNA gene primer sets for amplicon sequencing of soil fungi. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 6, e13329, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ejss.13329>. Acesso em: 4 out. 2025.

YUAN, B.; XU, D.; LI, F.; FU, M. L. Removal efficiency and possible pathway of odor compounds (2-methylisoborneol and geosmin) by ozonation. **Separation and Purification Technology**, v. 117, n. 30, p. 53-58, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.04.029>. Acesso em: 8 dez. 2025.

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, 118026, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.118026>. Acesso em: 1 dez. 2024.

ZAMYADI, A.; HENDERSON, R.; STUETZ, R.; HOFMANN, R.; HO, L.; NEWCOMBE, G. Fate of geosmin and 2-methylisoborneol in full-scale water treatment plants. **Water Research**, v. 83, p. 171-183, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.038>. Acesso em: 17 ago. 2024.

ZANACIC, E.; STAVRINIDES, J.; MCMARTIN, D. W. Field-analysis of potable water quality and ozone efficiency in ozone-assisted biological filtration systems for surface water treatment. **Water Research**, v. 104, p. 397-407, 2016. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27576158>. Acesso em: 22 dez. 2023.

ZAT, M.; BENETTI, A. D. Remoção dos compostos odoríferos geosmina e 2-metilisoborneol de águas de abastecimento através de processos de aeração em cascata, dessorção por ar e nanofiltração. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 4, p. 353–360, 2011. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/230284>. Acesso em: 3 dez. 2025.

ZHAO, A.; YU, G.; CHEN, S.; ZHANG, S.; WANG, B.; HUANG, J.; DENG, S.; WANG, Y. Ozonation of antidepressant fluoxetine and its metabolite product norfluoxetine: Kinetics, intermediates and toxicity. **Chemical Engineering Journal**, v. 316, p. 951-963, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.032>. Acesso em: 21 dez. 2022.

ZHANG, D.; LI, W.; ZHANG, S.; LIU, M.; ZHAO, X.; ZHANG, X. Bacterial Community and Function of Biological Activated Carbon Filter in Drinking Water Treatment. **Biomedical and Environmental Sciences**, v. 24, p. 122-131, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.3967/0895-3988.2011.02.006>. Acesso em: 1 nov. 2023.

ZHANG, L.; ZHANG, Y.; ZHANG, Y.; GAMAL EL-DIN, M. Application of an indigenous microorganisms-based fixed-bed GAC-biofilm reactor for passive and sustainable treatment of oil sands process water through combined adsorption and biodegradation processes. **Chemosphere**, v. 280, n. 130635, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130635>. Acesso em: 10 mar. 2025.

ZHANG, Y.; LIU, W. T. The Application of Molecular Tools to Study the Drinking Water Microbiome – Current Understanding and Future Needs. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 13, p. 1188–1235, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1571351>. Acesso em: 29 out. 2024.

ZHANG, Z.; SONG, T.; BAO, X.; ZHOU, C.; QIN, Q. Seasonal variation of microbial communities in the GAC-sand filter of a full-scale drinking water treatment plant. **Desalination and Water Treatment**, v. 323, 101333, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101333>. Acesso em: 2 set. 2025.

ZHOU, R.; ZHANG, M. Optimization of pre-oxidation enhanced coagulation for micro-polluted water treatment by response surface method. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 22, p. 6071–6082, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05948-3>. Acesso em: 12 abr. 2025.

ZHOU, Z.; DING, L.; ZUO, X.; HAN, F.; LI, X.; REN, J.; LU, Z. Impact of algal organic

matter on the performance and microbial community of biologically-active filtration systems. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 2, 115457, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115457>. Acesso em: 21 ago. 2025.

ZIELIŃSKI, M.; ZIELIŃSKA, M.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; RUSANOWSKA, P.; DEBOWSKI, M. Effect of Static Magnetic Field on Microbial Community during Anaerobic Digestion. **Bioresource Technology**, v. 323, n. 124600, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124600>. Acesso em: 20 dez. 2024.

**APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR 1 - REVISÃO DE ESCOPO
UTILIZANDO A METOLOGIA PRIMA (FIGURA SUPLEMENTAR 1 E TABELA
SUPLEMENTAR 1)**

MATERIAL SUPLEMENTAR 1

A revisão de escopo utilizou o fluxograma PRISMA 2020 para novas revisões de escopo que incluíram buscas em bancos de dados e registros apenas para métodos utilizados na quantificação de bactérias em biofilmes de CAG (CAB).

Método

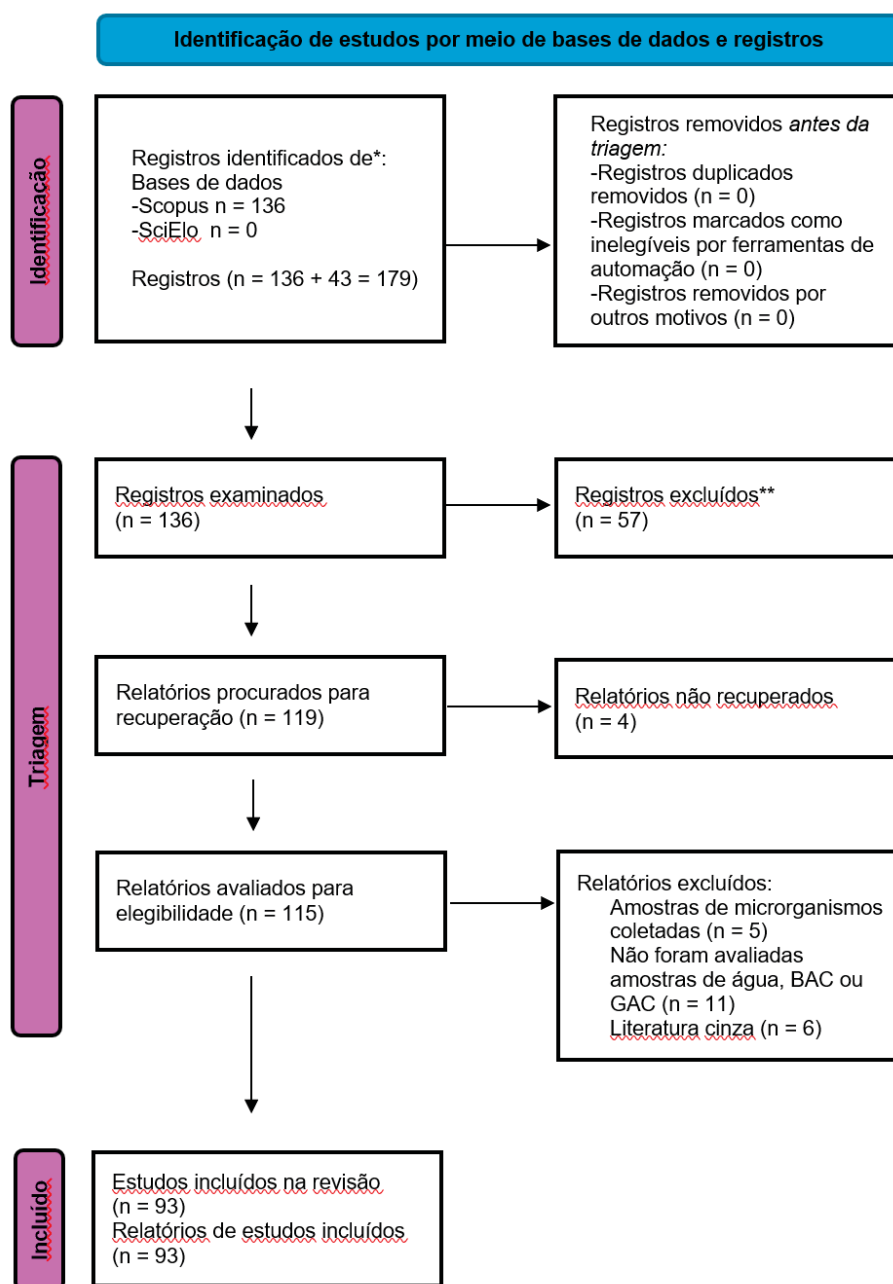
Esta revisão de escopo foi conduzida seguindo as diretrizes da extensão Transparent Reporting of Systematic Reviews and Meta-Analyses for Scoping Reviews (PRISMA ScR) (Tricco *et al.*, 2018) para abordar a seguinte questão: "Quais são os métodos utilizados na quantificação de bactérias em biofilmes de CAG (CAB) e com que frequência esses métodos são aplicados na literatura?". Foram pesquisadas duas bases de dados online em busca de artigos adequados, publicados em qualquer época e que atendessem ao objetivo desta revisão: Scopus (Elsevier: Amsterdã, Holanda) e SciELO (Brasil). A busca foi realizada com as seguintes palavras-chave e termos booleanos: (TITLE-ABS-KEY(biofiltration systems) AND TITLE-ABS-KEY(Biological activated carbon)) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE, "ar")). Os critérios de inclusão foram: 1. O artigo deve realizar a quantificação de microrganismos (bactérias, fungos e outros eucariotos) em amostras de inóculo e carvão ativado granulado com microrganismos (CAB); 2. A metodologia de quantificação deve ser descrita; 3. Artigos publicados em qualquer idioma; Os critérios de exclusão foram: 1. Literatura cinzenta (revisão, comunicação breve, capítulos de livros, etc.).

A estratégia de busca foi modificada de acordo com as bases de dados (Figura S1). A busca eletrônica nas bases de dados foi complementada por uma busca manual utilizando referências de todos os artigos incluídos.

Resultados da Revisão de Escopo

A busca inicial resultou em 179 estudos, dos quais 136 estavam na Scopus, 0 na SciELO e 43 em outros registros. Desse total, 115 foram selecionados para revisão e 93 foram incluídos (Figura S1). Os estudos são apresentados na Tabela Suplementar TS1.

FIGURA SUPLEMENTAR 1 - DIAGRAMA DE FLUXO PRISMA PARA NOVAS REVISÕES DE ESCOPO QUE INCLUÍRAM BUSCAS EM BANCOS DE DADOS E REGISTROS APENAS PARA MÉTODOS UTILIZADOS NA QUANTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS EM BIOFILMES DE CAG (CAB).



FONTE: O autor (2025).

*Considere, se possível, relatar o número de registros identificados em cada banco de dados ou registro pesquisado (em vez do número total em todos os bancos de dados/registros).

**Se ferramentas de automação foram utilizadas, indique quantos registros foram excluídos por um humano e quantos foram excluídos por ferramentas de automação.

Reference:

TRICCO, A.C.; LILLIE, E.; ZARIN, W.; *et al.* PRISMA Extension for Scoping Reviews (PRISMA-ScR): Checklist and Explanation. **Annals of Internal Medicine**, v. 169, n. 7, p. 467–473, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.7326/M18-0850> Acesso em: 15 set. 2025.

TABELA SUPLEMENTAR 1 - RESULTADOS DA REVISÃO DE ESCOPO USANDO A EXTENSÃO PRISMA PARA MÉTODOS USADOS NA QUANTIFICAÇÃO DE MICROORGANISMOS EM BIOFILMES DE CARVÃO BIOLÓGICO ATIVADO (CAB).

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos					ATP	Outros	OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Metagenômica (Shotgun)	
Aktan, Ç., Yapsakli, K., Mertoglu, B., Akgul, D., & Saatçi, A. (2011). Evaluation of Biological Activated Carbon (BAC) process in wastewater treatment secondary effluent for reclamation purposes. <i>Desalination</i> , 265(1–3), 266–273. https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.060	2011	Turkey	CAB								
Arnold, M., Batista, J., Dickenson, E., & Gerrity, D. (2018). Use of ozone-biofiltration for bulk organic removal and disinfection byproduct mitigation in potable reuse applications. <i>Chemosphere</i> , 202, 228–237. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.085	2018	USA	CAB e antracito			1				1	Não informado
Audenaert, W. T. M., Callewaert, M., Nopens, I., Cromphout, J., Vanhoucke, R., Dumoulin, A., Dejans, P., & van Hulle, S. W. H. (2010). Full-scale modelling of an ozone reactor for drinking water treatment. <i>Chemical Engineering Journal</i> , 157(2–3), 551–557. https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.12.051	2010	Belgium	Carvão ativado granular biológico CAGB			1					Consumo de oxigênio
Babcock, N., Dickenson, E., Gerrity, D., Papp, K., Quiñones, O., & Khan, E. (2022). The role of ammonia oxidizing microorganisms in biofiltration for the removal of trace organic compounds in secondary wastewater effluent. <i>Environmental Science: Water Research and Technology</i> , 8(12), 2994–3006. https://doi.org/10.1039/d2ew00662t	2022	USA	Filtros biologicamente ativo (FBA)					1	1		Não informado
Bacaro, F., Dickenson, E., Trenholm, R. A., & Gerrity, D. (2019). N-Nitrosodimethylamine (NDMA) formation and mitigation in potable reuse treatment trains employing ozone and biofiltration. <i>Environmental Science: Water Research and Technology</i> , 5(4), 713–725. https://doi.org/10.1039/c8ew00926k	2019	USA	CAB e antracito					1	1		Não informado
Bedia, J., & Belver, C. (2022). <i>New Carbon Materials from Biomass and Their Applications</i> . MDPI. https://www.mdpi.com/books/book/5968	2022	Switzerland	CAG e biocarvão	1							Não informado
Belsholtz, A., Karlsson, S., Svahn, O., Davidsson, A., Cimbritz, M., & Falås, P. (2021). Tracking 14 C-Labeled Organic Micropollutants to Differentiate between Adsorption and Degradation in GAC and Biofilm Processes. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(16), 11318–11327. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02728	2021	Sweden	CAG e biofilme								Decaimento de Carbono-14
Bi, Z., Li, T., Xing, X., Qi, P., Li, Z., Hu, C., Xu, X., Sun, Z., Xu, G., & Chen, C. (2022). Contribution of extracellular polymeric substances and microbial community on the safety of drinking water quality: By mean of Cu/activated carbon biofiltration. <i>Chemosphere</i> , 286. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131686	2022	China	CAG e CAB	1	1			1	1		Não informado
Chen, H., Liu, Y., Xu, X., Sun, M., Jiang, M., Xue, G., Li, X., & Liu, Z. (2019). How does iron facilitate the aerated biofilter for tertiary simultaneous nutrient and refractory organics removal from real dyeing wastewater? <i>Water Research</i> , 148, 344–358. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.059	2019	China	CAB					1	1		Não informado

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos					ATP	Outros	OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Metagenômica (Shotgun)	
Chen, W. T., Chien, C. C., Ho, W. S., Ou, J. H., Chen, S. C., & Kao, C. M. (2022). Effects of treatment processes on AOC removal and changes of bacterial diversity in a water treatment plant. <i>Journal of Environmental Management</i> , 311. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114853	2022	Taiwan	CAB, água bruta e filtro rápido de areia (FRA)	1				1	1	Não informado	16S
Chien, C. C., Kao, C. M., Chen, C. W., Dong, C. D., & Wu, C. Y. (2008). Application of biofiltration system on AOC removal: Column and field studies. <i>Chemosphere</i> , 71(9), 1786–1793. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.12.005	2008	Taiwan	CAG e FBA	1		1				Não informado	
Chien, I.-C., Wu, S.-P., Ke, H.-C., Lo, S.-L., & Tung, H.-H. (2018). Comparing ozonation and biofiltration treatment of source water with high cyanobacteria-derived organic matter: The case of a water treatment plant followed by a small-scale water distribution system. <i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i> , 15(12). https://doi.org/10.3390/ijerph15122633	2018	Taiwan	CAB							Eficiência de remoção de COD	
Choi, Y., Park, H., Lee, M., Lee, G.-S., & Choi, Y.-J. (2019). Seasonal variation of assimilable organic carbon and its impact to the biostability of drinking water. <i>Environmental Engineering Research</i> , 24(3), 501–512. https://doi.org/10.4491/VEER.2018.299	2019	Coreia	CAB e antracito			1			1	Não informado	
Claveau, L., Hudson, N., Jeffrey, P., & Hassard, F. (2024). To gate or not to gate: Revisiting drinking water microbial assessment through flow cytometry fingerprinting. <i>Science of The Total Environment</i> , 912, 169138. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169138	2024	Grã-bretanha	Água bruta, água pós-CAG e Água encanada			1			1	Não informado	
Domoń, A., Papciak, D., Tchórzewska-Ciesiak, B., & Pietrucha-Urbanik, K. (2018). Biostability of tap water-A qualitative analysis of health risk in the example of groundwater treatment (semi-technical scale). <i>Water (Switzerland)</i> , 10(12). https://doi.org/10.3390/w10121764	2018	Polónia	Água tratada	1		1				Não informado	
Duan, H., Yan, R., Koe, L. C. C., & Wang, X. (2007). Combined effect of adsorption and biodegradation of biological activated carbon on H2S biotrickling filtration. <i>Chemosphere</i> , 66(9), 1684–1691. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.07.020	2007	Singapura	CAB	1						Não informado	
Fish KE, Boxall JB. (2018). Biofilm microbiome (re)growth dynamics in drinking water distribution systems are impacted by chlorine concentration. <i>Front Microbiol</i> 9: 2519. https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02519	2018	Grã-bretanha	Biofilme de sistema de tratamento de água potável (SDAP)				1	1	1	Não informado	16S, ITS
Fish, K. E., Reeves-McLaren, N., Husband, S., & Boxall, J. (2020). Uncharted waters: the unintended impacts of residual chlorine on water quality and biofilms. <i>Npj Biofilms and Microbiomes</i> , 6(1), 34. https://doi.org/10.1038/s41522-020-00144-w	2020	Grã-bretanha	Biofilme de SDAP					1	1	Microscopia confocal de varredura a laser (MCVL)	16S, ITS

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos					ATP	Outros	OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Citometria de fluxo (Shotgun)	
Freedman, D. E., Riley, S. M., Jones, Z. L., Rosenblum, J. S., Sharp, J. O., Spear, J. R., & Cath, T. Y. (2017). Biologically active filtration for fracturing flowback and produced water treatment. <i>Journal of Water Process Engineering</i> , 18, 29–40. https://doi.org/10.1016/j.wpe.2017.05.008	2017	Estados Unidos	Biofilme e FBA					1	1	Não informado	16S
Gao, P., Wei, X., Gu, C., Wu, X., Xue, G., Shi, W., & Sun, W. (2015). Isolation and Characterization of an Erythromycin-Degrading Strain and Application for Bioaugmentation in a Biological Aerated Filter. <i>Water, Air, and Soil Pollution</i> , 226(6). https://doi.org/10.1007/s11270-015-2449-8	2015	China	FBA	1				1	1	Não informado	16S
Gao, Y.-N., Li, Y.-N., Zhang, D.-Y., & Wang, G.-Z. (2010). Bio-enhanced activated carbon filter with immobilized microorganisms for removing organic pollutants in the Songhua River. <i>Water Science and Technology</i> , 62(12), 2819–2828. https://doi.org/10.2166/wst.2010.666	2010	China	CAB e carvão ativado bio-aprimorado (CABA)	1				1		DGGE	
Gifford, M., Selvy, A., & Gerrity, D. (2018). Optimizing Ozone-Biofiltration Systems for Organic Carbon Removal in Potable Reuse Applications. <i>Ozone: Science and Engineering</i> , 40(6), 427–440. https://doi.org/10.1080/01919512.2018.1509203	2018	Estados Unidos	CAB e antracito							Contaminantes Orgânicos Residuais (COR)	1
Gottinger, A. M., McMartin, D. W., Price, D., & Hanson, B. (2011). The effectiveness of slow sand filters to treat canadian rural prairie water. <i>Canadian Journal of Civil Engineering</i> , 38(4), 455–463. https://doi.org/10.1139/l11-018	2011	Canadá	Filtro de areia			1				Não informado	
Guarin, T. C., Li, L., & Pagilla, K. R. (2022). Microbial community characterization in advanced water reclamation for potable reuse. <i>Applied Microbiology and Biotechnology</i> , 106(7), 2763–2773. https://doi.org/10.1007/s00253-022-11873-Z	2022	Estados Unidos	Água afluente de CAB; CAB; Água efluente de CAB					1	1	Não informado	16S
Hammes, F., Berney, M., Wang, Y., Vital, M., Köster, O., & Egli, T. (2008). Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. <i>Water Research</i> , 42(1–2), 269–277. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.009	2008	Suíça	Água bruta, CAB; efluente de CAB			1			1	Não informado	
Hassen, W., ben Rejab, A., Hassen, B., Jedidi, N., & Hassen, A. (2023). Investigation of a basic nitrification–denitrification biofiltration system for primary wastewater treatment. <i>Water Quality Research Journal</i> , 58(2), 153–168. https://doi.org/10.2166/wqrj.2023.103	2023	Tunísia	Biofilme de CAB	1						Análise de substâncias poliméricas extracelulares (SPEs)	
Hess, A., Baum, C., Schiessl, K., Besmer, M. D., Hammes, F., & Morgenroth, E. (2021). Stagnation leads to short-term fluctuations in the effluent water quality of biofilters: A problem for greywater reuse? <i>Water Research X</i> , 73. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100120	2021	Suíça	Águas cinzas; Águas cinzas efluentes de CAB			1			1	Não informado	

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos					ATP	Outros	OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Citometria de fluxo (Shotgun)	
Hess, A., Bettex, C., & Morgenroth, E. (2020). Influence of intermittent flow on removal of organics in a biological activated carbon filter (BAC) used as post-treatment for greywater. <i>Water Research X</i> , 9. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100078	2020	Suíça	Águas cinzas; Águas cinzas efluentes de CAB						1	1	Não informado
Ho, J., Ahmadi, J., Schweikart, C., Hübner, U., Schwaller, C., Tihm, A., & Drewes, J. E. (2024). Assuring reclaimed water quality using a multi-barrier treatment train according to the new EU non-potable water reuse regulation. <i>Water Research</i> , 267. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122429	2024	Alemanha	Águas residuais tratadas; Águas residuais efluentes de CAB			1			1		Não informado
Holc, D., Madrecka-Witkowska, B., Komorowska-Kaufman, M., Szełąg-Wasielewska, E., Pruss, A., & Cybulski, Z. (2021). The application of different methods for indirect microbial development assessment in pilot scale drinking water biofilters. <i>Archives of Environmental Protection</i> , 47(3), 37–49. https://doi.org/10.24425/aep.2021.138462	2021	Polônia	Água afluente e efluente de CAB			1					Microscopia de epifluorescência e teste de atividade microbiológica
Hsu, Y.-L., Wu, H.-Z., Ye, M.-H., Chen, J.-P., Huang, H.-L., & Lin, P. H.-P. (2009). An industrial-scale biodegradation system for volatile organics contaminated wastewater from semiconductor manufacturing process. <i>Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers</i> , 40(1), 70–76. https://doi.org/10.1016/j.jtice.2008.07.008	2009	Taiwan	CAB	1				1		DGGE	
Janssen, A. N., van Agtmaal, J., den Broek, W. B. P. v., Geilvoet, A. J., Menkveld, H. W. H., Schrötter, J.-C., & der Graaf, J. H. J. M. v. (2010). Prefiltration of wastewater effluent: Effects on foulants and performance during dead end ultrafiltration. <i>Desalination</i> , 250(2), 855–860. https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.11.056	2010	Holanda	CAB e CAG								Proteínas e polissacarídeos (Método de Rosenberge)
Kaarela, O. E., Härkki, H. A., Palmroth, M. R. T., & Tuhkanen, T. A. (2015). Bacterial diversity and active biomass in full-scale granular activated carbon filters operated at low water temperatures. <i>Environmental Technology (United Kingdom)</i> , 36(6), 681–692. https://doi.org/10.1080/09593330.2014.958542	2015	Finlândia	CAG					1	1		Não informado
Kaiser, T., Fundneider, T., & Lackner, S. (2024). Biodegradation kinetics of organic micropollutants in biofilters for advanced wastewater treatment – Impact of operational conditions and biomass origin on removal. <i>Water Research X</i> , 24. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100235	2024	Alemanha	CAB								Sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV)
Lehtola, M. J., Miettinen, I. T., Vartiainen, T., & Martikainen, P. J. (2002). Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. <i>Water Research</i> , 36(15), 3681–3690. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00100-8	2002	Finlândia	Água potável e CAG			1					Não informado

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos					ATP	Outros	OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Citometria de fluxo (Shotgun)	
LeviRam, I., Gross, A., Lintern, A., Henry, R., Schang, C., Herzberg, M., & McCarthy, D. (2022). Sustainable micropollutant bioremediation via stormwater biofiltration system. <i>Water Research</i> , 214. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118188	2022	Austrália	CAB			1				Não informado	
LeviRam, I., Gross, A., Lintern, A., Obayomi, O., Challifa-Caspi, V., Giller, O., Henry, R., Schang, C., Herzberg, M., & McCarthy, D. T. (2023). Engineering a biofilters microbiome with activated carbon and bioaugmentation to improve stormwater micropollutant removal. <i>Environmental Technology and Innovation</i> , 32. https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103338	2023	Austrália	CAB e filtro de areia				1	1	1	Não informado	16S
Li, C., Liu, C., Liu, J., & Feng, C. (2023). Insight into the temporal dynamics of microbial succession and ecology mechanisms in biological activated carbon tanks. <i>Science of The Total Environment</i> , 866, 161366. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161366	2023	China	Biofilme e CAB					1	1	Não informado	16S
Li, D., Stanford, B., Dickenson, E., Khunjar, W. O., Homme, C. L., Rosenfeldt, E. J., & Sharp, J. O. (2017). Effect of advanced oxidation on N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation and microbial ecology during pilot-scale biological activated carbon filtration. <i>Water Research</i> , 113, 160–170. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.004	2017	Estados Unidos	CAB					1	1	Não informado	16S
Li, Q., Yu, S., Li, L., Liu, G., Gu, Z., Liu, M., Liu, Z., Ye, Y., Xia, Q., & Ren, L. (2017). Microbial communities shaped by treatment processes in a drinking water treatment plant and their contribution and threat to drinking water safety. <i>Frontiers in Microbiology</i> , 8(DEC). https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.02465	2017	China	Água e biofilme de CAB			1		1	1	Não informado	16S
Li, Z., Li, T., Xing, X., Bi, Z., Qi, P., Hu, C., Xu, G., Chen, C., Ma, K., & Chen, J. (2022). Inhibiting the increase of antibiotic resistance genes during drinking water distribution by superior microbial interface using Fe modified granular activated carbon. <i>Journal of Cleaner Production</i> , 335. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130225	2022	China	Água bruta e CAB	1		1			1	Análise de SPES	16S
Liang, J., Chiaw, L. K. C., & Ning, X. (2007). Application of biological activated carbon as a low pH biofilter medium for gas mixture treatment. <i>Biotechnology and Bioengineering</i> , 96(6), 1092–1100. https://doi.org/10.1002/bit.21203	2007	Singapura	CAB	1						Não informado	
Liao, X., Chen, C., Chang, C.-H., Wang, Z., Zhang, X., & Xie, S. (2012). Heterogeneity of microbial community structures inside the up-flow biological activated carbon (BAC) filters for the treatment of drinking water. <i>Biotechnology and Bioprocess Engineering</i> , 17(4), 881–886. https://doi.org/10.1007/s12257-012-0127-x	2012	China	CAB				1	1	1	Não informado	16S
Liao, X., Chen, C., Wang, Z., Wan, R., Chang, C.-H., Zhang, X., & Xie, S. (2013). Changes of biomass and bacterial communities in biological activated carbon filters for drinking water treatment. <i>Process Biochemistry</i> , 48(2), 312–316. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2012.12.016	2013	China	CAB					1	1	Não informado	16S

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos					ATP	Outros	OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Citometria de fluxo (Shotgun)	
Liao, X., Chen, C., Zhang, J., Dai, Y., Zhang, X., & Xie, S. (2014). Operational performance, biomass and microbial community structure: Impacts of backwashing on drinking water biofilter. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 22(1), 546–554. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3393-7	2014	China	CAB					1	1	Ensaio de fosfolipídios	16S
Lin, H., Zhang, S., Zhang, S., Lin, W., & Yu, X. (2017). The function of advanced treatment process in a drinking water treatment plant with organic matter-polluted source water. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 24(10), 8924–8932. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5116-0	2017	China	Água e biofilme de CAB					1	1	Não informado	16S
Liu H, Guo A, Sun H, et al. (2025) Deteriorated abatement of micropollutants in biological activated carbon filters with aged media: Key role of permeability. <i>Water Research</i> 274;123059. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.123059	2025	China	CAB	1				1	1	Análise de SPEs e micro-CT	16S
Liu, W., Yang, Y., Li, X., & Fan, X. (2024). Enhanced biofiltration coupled with ultrafiltration process in marine recirculating aquaculture system: Fast start-up of nitrification and long-term performance. <i>Journal of Water Process Engineering</i> , 58. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.104901	2024	China	Anéis de cerâmica e CAB			1		1	1	Análise de SPEs	16S
Lu, Z., Jing, Z., Huang, J., Ke, Y., Li, C., Zhao, Z., Ao, X., & Sun, W. (2022). Can we shape microbial communities to enhance biological activated carbon filter performance? <i>Water Research</i> , 212. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118104	2022	China	CAB					1	1	Metaproteômica	16S
Lu, Z., Li, C., Jing, Z., Ao, X., Chen, Z., & Sun, W. (2021). Implication on selection and replacement of granular activated carbon used in biologically activated carbon filters through meta-omics analysis. <i>Water Research</i> , 198, 117152. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117152	2021	China	CAB					1	1	Metaproteômica	16S
Lu, Z., Sun, W., Li, C., Cao, W., Jing, Z., Li, S., Ao, X., Chen, C., & Liu, S. (2020). Effect of granular activated carbon pore-size distribution on biological activated carbon filter performance. <i>Water Research</i> , 177, 115768. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115768	2020	China	CAB			1		1	1	Metaproteômica	16S
Lu, Z., Sun, Y., Li, X., Xie, Y., Lin, X., Ren, J., & Zhou, Z. (2025). Impact of flow configuration on microbial ecological processes and health risks in biological activated carbon filters. <i>Chemical Engineering Journal</i> , 514, 163204. https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.163204	2025	China	CAB					1	1	Não informado	16S
Mańdecka-Witkowska, B., Komorowska-Kaufman, M., Pruss, A., Holc, D., Trzebny, A., & Dąbert, M. (2023). Microbial community of the initial stage of biologically active carbon filters' work and its role in organic matter removal from water. <i>Archives of Environmental Protection</i> , 49(3), 64–77. https://doi.org/10.24425/aep.2023.147329	2023	Polônia	CAB			1		1	1	Não informado	16S

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos					ATP	Outros	OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Metagenômica (Shotgun)	
McKie, M. J., Taylor-Edmonds, L., Andrews, S. A., & Andrews, R. C. (2020). Effective enzyme activity: A proposed monitoring methodology for biofiltration systems with or without ozone. <i>Water Research</i> , 183. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116069	2020	Canadá	CAG e antracito								
Morrison, C. M., Atkinson, A. J., Gerrity, D., & Wert, E. C. (2024). Improved microbial water quality and ozone performance following coagulation: implications for carbon based advanced treatment for potable reuse. <i>Environmental Science: Water Research and Technology</i> , 10(12), 3158–3171. https://doi.org/10.1039/d4ew00638k	2024	Estados Unidos	Água residuária						1	Não informado	
Mullis, K. B., & Faloona, F. A. (1987). [21] Specific synthesis of DNA in vitro via a polymerase-catalyzed chain reaction. In <i>Methods in Enzymology</i> (Vol. 155, pp. 335–350). Elsevier. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0076687987550236	1987	-	in vitro					1		Não informado	
Noh, J. H., Yoo, S. H., Son, H., Fish, K. E., Douterelo, I., & Maeng, S. K. (2020). Effects of phosphate and hydrogen peroxide on the performance of a biological activated carbon filter for enhanced biofiltration. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 388. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121778	2020	Coreia	Biofilme e CAB			1		1	1	Análise de SPES	
Oh, S., Hammes, F., & Liu, W.-T. (2018). Metagenomic characterization of biofilter microbial communities in a full-scale drinking water treatment plant. <i>Water Research</i> , 128, 278–285. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.054	2018	Estados Unidos	CAG e filtro de areia					1	1	Não informado	16S
Piai, L., Dykstra, J., van der Wal, A., & Langenhoff, A. (2022). Bioaugmentation of Biological Activated Carbon Filters for Enhanced Micropollutant Removal. <i>ACS ES&T Water</i> , 2(12), 2359–2366. https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00222	2022	Holanda	CAB e CAG							Concentração de pirazol C/C ₀	
Pick, F. C., & Fish, K. E. (2024). Emerging investigator series: optimisation of drinking water biofilm cell detachment and sample homogenisation methods for rapid quantification via flow cytometry. <i>Environmental Science: Water Research & Technology</i> , 10(4), 797–813. https://doi.org/10.1039/d3ew00553d	2023	Grã-bretanha	Biofilme de água potável				1		1	Não informado	
Qin, W., & Hammes, F. (2021). Substrate Pre-loading Influences Initial Colonization of GAC Biofilter Biofilms. <i>Frontiers in Microbiology</i> , 11, 596156. https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.596156	2021	Estados Unidos	CAB e CAG						1	Não informado	16S

Referência	Tipos de métodos												OBS	
	Ano	País	Tipo de amostra	MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Metagenômica (Shotgun)	Citometria de fluxo	ATP		Outros
Qin, W., Zheng, C., Yang, J., Hong, M., Song, Y., & Ma, J. (2024). Long-term performance and biofilms of the novel nano manganese dioxide coupling carbon source pre-loaded biological activated carbon filters for drinking water. <i>Environmental Research</i> , 240, 117436. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117436	2024	China	CAB	1					1				Microscopia confocal de varredura a laser (MCVL)	16S
Ribeiro Dos Santos, P., Leite, L., & Daniel, L. A. (2022). Performance of biological activated carbon (BAC) filtration for the treatment of secondary effluent: A pilot-scale study. <i>Journal of Environmental Management</i> , 302. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114026	2022	Brasil	CAB										Manual APHA	
Sachan, P., Hussain, A., Madan, S., Singh, U., & Priyadarshi, M. (2024). Phenol biodegradation using bio-filter tower packed column with immobilized bacterial consortium: a batch test study. <i>Biodegradation</i> , 35(5), 739–753. https://doi.org/10.1007/s10532-024-10074-5	2024	Índia	Carvão ativado (CA), cinza de carvão (CC) e pó de madeira (PM)										Estudo utilizado para quantificar a degradação de fenol com consórcio de bactérias	
Schneider, I., Abbas, A., Bollmann, A., Dombrowski, A., Knopp, G., Schulte-Oehlmann, U., Seitz, W., Wagner, M., & Oehlmann, J. (2020). Post-treatment of ozonated wastewater with activated carbon and biofiltration compared to membrane bioreactors: Toxicity removal in vitro and in <i>Potamopyrgus antipodarum</i> . <i>Water Research</i> , 185. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116104	2020	Alemanha	CAG e biofiltro de membrana										Quantificação da redução hormonal	
Sharaf, A., Guo, B., Shoultis, D. C., Ashbolt, N. J., & Liu, Y. (2020). Viability of a single-stage unsaturated-saturated granular activated carbon biofilter for greywater treatment. <i>Sustainability (Switzerland)</i> , 12(21), 1–16. https://doi.org/10.3390/su12218847	2020	Estados Unidos	Biofiltro de CAG	1				1	1				Medição da massa dos sólidos voláteis aderidos	16S
Sousi, M., Salinas-Rodriguez, S. G., Liu, G., Dusseldorp, J., Kemperman, A. J. B., Schippers, J. C., van der Meer, W. G. J., & Kennedy, M. D. (2021). Comparing the bacterial growth potential of ultra-low nutrient drinking water assessed by growth tests based on flow cytometric intact cell count versus adenosine triphosphate. <i>Water Research</i> , 203, 117506. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117506	2021	Holanda	Água potável							1	1		Não informado	
Tak, S., & Vellanki, B. P. (2020). Comparison of O3-BAC, UV/H2O2-BAC, and O3/H2O2-BAC treatments for limiting the formation of disinfection byproducts during drinking water treatment in India. <i>Journal of Environmental Chemical Engineering</i> , 8(5). https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104434	2020	Índia	CAB e CAG										Não informado	
Tang, Y., Wang, M., Venkatesan, A. K., Gobler, C. J., & Mao, X. (2025). Biologically active filtration (BAF) for metabolic 1,4-dioxane removal from contaminated groundwater. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 490. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137827	2025	Estados Unidos	CAB					1					Não informado	

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos							OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Metagenômica (Shotgun)	
van der Hoek, J. P., Hofman, J. A. M. H., & Graveland, A. (1999). The use of biological activated carbon filtration for the removal of natural organic matter and organic micropollutants from water. <i>Water Science and Technology</i> , 40(9), 257–264. https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00664-2	1999	Holanda	CAB								Não informado
van Nevel, S., Buysschaert, B., de Roy, K., de Gussemme, B., Clement, L., & Boon, N. (2017). Flow cytometry for immediate follow-up of drinking water networks after maintenance. <i>Water Research</i> , 111, 66–73. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.040	2017	Bélgica	Água			1			1		Não informado
Velten, S., Hammes, F., Boller, M., & Egli, T. (2007). Rapid and direct estimation of active biomass on granular activated carbon through adenosine tri-phosphate (ATP) determination. <i>Water Research</i> , 41(9), 1973–1983. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.021	2007	Suíça	CAB	1						1	Avaliação microscópica de epifluorescência da densidade do biofilme
Vignola, M., Werner, D., Wade, M. J., Meynet, P., & Davenport, R. J. (2018). Medium shapes the microbial community of water filters with implications for effluent quality. <i>Water Research</i> , 129, 499–508. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.042	2018	Grã-bretanha	CAB				1	1	1	1	Não informado
Vines, M., & Terry, L. G. (2023). Removal of Haloacetic Acids via Adsorption and Biodegradation in a Bench-Scale Filtration System. <i>Water (Switzerland)</i> , 15(8). https://doi.org/10.3390/w15081445	2023	Estados Unidos	CAB							1	Não informado
Waegenaar, F., Garcia-Timmermans, C., van Landuyt, J., de Gussemme, B., & Boon, N. (2024). Impact of operational conditions on drinking water biofilm dynamics and coliform invasion potential. <i>Applied and Environmental Microbiology</i> , 90(5), e00042-24. https://doi.org/10.1128/aem.00042-24	2024	Bélgica	Água				1	1	1	1	Microscopia confocal de varredura a laser (MCVL)
Wang, F., Pan, J., Hu, Y., Zhou, J., Wang, H., Huang, X., Chu, W., & van der Hoek, J. P. (2022). Effects of biological activated carbon filter running time on disinfection by-product precursor removal. <i>Science of The Total Environment</i> , 838, 155936. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155936	2022	China	CAB	1				1	1		Não informado
Wang, L., Li, W., Song, L., Liu, X., Zheng, K., Zhang, L., & Tang, M. (2024). Removal of dissolved organic matter via a combination of UV/persulfate oxidation and biological activated carbon (BAC) process. <i>Separation and Purification Technology</i> , 337, 126376. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.126376	2024	China	CAB	1				1	1		Não informado
Wang, W., Guo, Y., Huang, Y., Zhu, C., Fan, J., & Pan, F. (2015). Biodegradation of multiple nitrosamines by the <i>Bacillus</i> species LT1C in drinking water biofilters. <i>Water Supply</i> , 15(5), 1040–1047. https://doi.org/10.2166/ws.2015.061	2015	China	CAB	1				1			HPLC

Referência	Tipos de métodos											OBS	
	Ano	País	Tipo de amostra	MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Citometria de fluxo	ATP		Outros
Wang, X., Xia, J., Ding, S., Zhang, S., Li, M., Shang, Z., Lu, J., & Ding, J. (2020). Removing organic matters from reverse osmosis concentrate using advanced oxidation-biological activated carbon process combined with Fe3+/humus-reducing bacteria. <i>Ecotoxicology and Environmental Safety</i> , 203. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110945	2020	China	Concentrado de osmose reversa (COR)									COD, UV ₂₅₄ , pH, cor e nitrogênio amoniacaal	
Xing, X., Li, T., Bi, Z., Qi, P., Li, Z., Wang, H., Lyu, L., Gao, Y., & Hu, C. (2020). Efficient removal of disinfection by-products precursors and inhibition of bacterial detachment by strong interaction of EPS with coconut shell activated carbon in ozone/biofiltration. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 392. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122077	2020	China	CAB e carvão ativado à base de casca de coco (CAC)		1	1						Não informado	
Xu, L., Canales, M., Zhou, Q., Karu, K., Zhou, X., Su, J., Campos, L. C., & Ciric, L. (2023). Antibiotic resistance genes and the association with bacterial community in biofilms occurring during the drinking water granular activated carbon (GAC) sandwich biofiltration. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 460, 132511. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132511	2023	Grã-bretanha	CAB, areia e brita				1	1	1			Não informado	16S
Xu, W., Liu, Y., Xue, J., Pan, J., Zhang, Y., Qiu, X., & Zheng, X. (2025). A pilot-scale study of biological activated carbon (BAC) filter for secondary effluent of petrochemical wastewater: Performance and mechanisms. <i>Journal of Environmental Chemical Engineering</i> , 13(2). https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115583	2025	China	CAB					1	1			Não informado	16S
Yang, B. M., Liu, J. K., Chien, C. C., Surampalli, R. Y., & Kao, C. M. (2011). Variations in AOC and microbial diversity in an advanced water treatment plant. <i>Journal of Hydrology</i> , 409(1–2), 225–235. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.022	2011	Taiwan	CAB e antracito	1				1				DGGE	
Yapsakli, K., & Çeçen, F. (2010). Effect of type of granular activated carbon on DOC biodegradation in biological activated carbon filters. <i>Process Biochemistry</i> , 45(3), 355–362. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2009.10.005	2009	Turquia	CAB									Não informado	
Yavich, A. A., & Masten, S. J. (2003). Use of Ozonation and FBT to control THM precursors. <i>Journal - American Water Works Association</i> , 95(4), 159–171. https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2003.tb10342.x	2003	Estados Unidos	-									Não informado	
Youngwilai, A., Khan, E., Phungsai, P., Therdkiattikul, N., Limpiyakorn, T., Mhuantong, W., Ratpukdi, T., Supanchaiyamat, N., Hunt, A. J., & Ngernyen, Y. (2024). Comparative investigation of known and unknown disinfection by-product precursor removal and microbial community from biological biochar and activated carbon filters. <i>Water Research</i> , 261. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121994	2024	Tailândia	CAB e biocarvão			1						Não informado	
Zhang, L., Zhang, Y., Zhang, Y., & Gamal El-Din, M. (2021). Application of an indigenous microorganisms-based fixed-bed GAC-biofilm reactor for passive and sustainable treatment of oil sands process water through combined adsorption and biodegradation processes. <i>Chemosphere</i> , 280, 130635. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130635	2021	Canadá	CAB						1			Microscopia confocal de varredura a laser (MCVL)	16S

Referência	Ano	País	Tipo de amostra	Tipos de métodos					ATP	Outros	OBS
				MEV / EDS	Raman / FT-IR	Contagem de placas heterotróficas (HPC)	qPCR	PCR (targeted)	Metagenômica (Amplicon)	Citometria de fluxo (Shotgun)	
Zheng, Z., Li, W., Wang, Y., Zhang, D., Qin, W., & Zhao, Y. (2021). Application of glucose for improving NH4+-N removal in micro-polluted source water by immobilized heterotrophic nitrifiers at low temperature. <i>Chemosphere</i> , 278, 130459. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130459	2021	China	CAB					1	1	Não informado	16S
Zhiteneva, V., Drewes, J. E., & Hübner, U. (2021). Removal of Trace Organic Chemicals during Long-Term Biofilter Operation. <i>ACS ES and T Water</i> , 1(2), 300–308. https://doi.org/10.1021/ACSESTWATER.0C00072	2020	Alemanha	CAB e filtro de areia							Não informado	
Zhou, Y., Wang, Y., Fu, S., Qiao, W., Zhao, H., & Zhu, L. (2022). Enhanced nitrogen removal of aquaculture wastewater in the combined biological aerated filter: the effect of GAC location setting. <i>Journal of Chemical Technology and Biotechnology</i> , 97(9), 2519–2527. https://doi.org/10.1002/jctb.7112	2022	China	CAB e biofilme de cerâmica	1					1	Não informado	16S
Zhou, Z., Ding, L., Zuo, X., Han, F., Li, X., Ren, J., & Lu, Z. (2025). Impact of algal organic matter on the performance and microbial community of biologically-active filtration systems. <i>Journal of Environmental Chemical Engineering</i> , 13(2), 115457. https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115457	2025	China	CAB					1	1	Espectrofotometria de fluorescência	16S
Zhu, X., Jiang, L., Tian, Y.-C., Pan, Y., Li, W.-T., Shuang, C., Ji, R., & Li, A. (2025). Control of Effluent Organic Matter Cytotoxicity, and Disinfection Byproducts in Wastewater with Biological Anion Exchange Resins: Enhanced Performance through Skeleton Design. <i>Environmental Science and Technology</i> , 59(22), 11308–11320. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c13232	2025	China	Resinas de Troca Aniônica Biológicas (RTIBs)						1	Metatranscriptômica	16S
Zou, X.-L. (2015). Combination of ozonation, activated carbon, and biological aerated filter for advanced treatment of dyeing wastewater for reuse. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 22(11), 8174–8181. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4423-9	2015	China	O3-CA; Filtro aerado biológico (FAB); CAB							Consumo de oxigênio; Consumo de NH4	

**APÊNDICE B – MATERIAL SUPLEMENTAR 2 – CÁLCULO DA POROSIDADE DO
LEITO DE CAB**

Cálculo da porosidade do leito de CAB.

Dados:

- Massa de CAG $\rightarrow m = 10,0 \text{ g}$
- Volume do leito $\rightarrow V_{\text{leito}} = 11,3 \text{ cm}^3$
- Volume do poro $\rightarrow V_{\text{poro}} = 0,2753 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$
- Densidade do carvão ativado $\rightarrow \rho_m = 2,0 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ (adotado de valores típicos para matriz de carvão ativado granular)

a) Densidade aparente do leito

$$\rho_{\text{bulk}} = m / V_{\text{leito}} = 10 / 11,3 = 0,88496 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$$

b) Cálculo da densidade da “partícula” (incluindo poros intrapartícula)

Para 1 grama de material:

- Volume da matriz sólida $\rightarrow V_{\text{sólido}} = 1 / \rho_m \text{ (cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}\text{)}$
- Volume total da partícula (volume do sólido/carvão + poros intrapartícula) $\rightarrow V_{\text{partícula}} = V_{\text{sólido}} + V_{\text{poro}} \text{ (cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}\text{)}$
- Densidade da partícula $\rightarrow \rho_p = 1 / V_{\text{partícula}} \text{ (g} \cdot \text{cm}^{-3}\text{)}$

Dados:

$$\text{Para } \rho_m = 2.0 \Rightarrow V_{\text{sólido}} = 0,5 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}; V_{\text{partícula}} = 0,7753 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}; \rho_p = 1,2898 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$$

c) Porosidade interpartícula do leito

$$\varepsilon = 1 - (\rho_{\text{bulk}} / \rho_p)$$

Para $\rho_{\text{bulk}} = 0,88496 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ e $\rho_p = 1,2898 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, temos:

$$\varepsilon = 1 - (0,88496/1,2898) = 0,3139 \text{ ou } (31,4\%)$$

**APÊNDICE C – MATERIAL SUPLEMENTAR 3 – CÁLCULO PARA CALIBRAÇÃO
DO GERADOR DE OZÔNIO**

Os resultados dos ensaios para avaliar a concentração de geração de ozônio pelo gerador obedeceram a sequência de variar a potência de 100% até 10% de 10 em 10 pontos percentuais e os fluxos foram avaliados nos pontos de vazão de 10, 8, 6, 4 e 2 L.min⁻¹.

Não foi possível medir a concentração de O₃ gerada com as potências 100%, 90%, 80%, 70%, 60%, 50% e 40% com o fluxo de 2 L.min⁻¹, pois estas concentrações ficaram acima do limite de detecção do analisador de O₃. Fora estas, todas as demais concentrações puderam ser medidas.

Foi observado que as concentrações medidas em laboratório foram superiores às concentrações informadas no laudo técnico fornecido pelo fabricante. Porém, a comparação não pôde ser feita em todos os pontos pois o laudo técnico apresentava apenas os valores de concentração das potências de 25%, 50%, 75% e 100%. A Tabela suplementar 2 apresenta a comparação entre as concentrações apresentadas pelo laudo técnico versus as concentrações medidas em laboratório para as potências de 100 e 50% e os dados medidos para as demais concentrações medidas no gerador.

TABELA SUPLEMENTAR 2 - COMPARAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES MEDIDAS EM LABORATÓRIO E APRESENTADAS PELO LAUDO TÉCNICO.

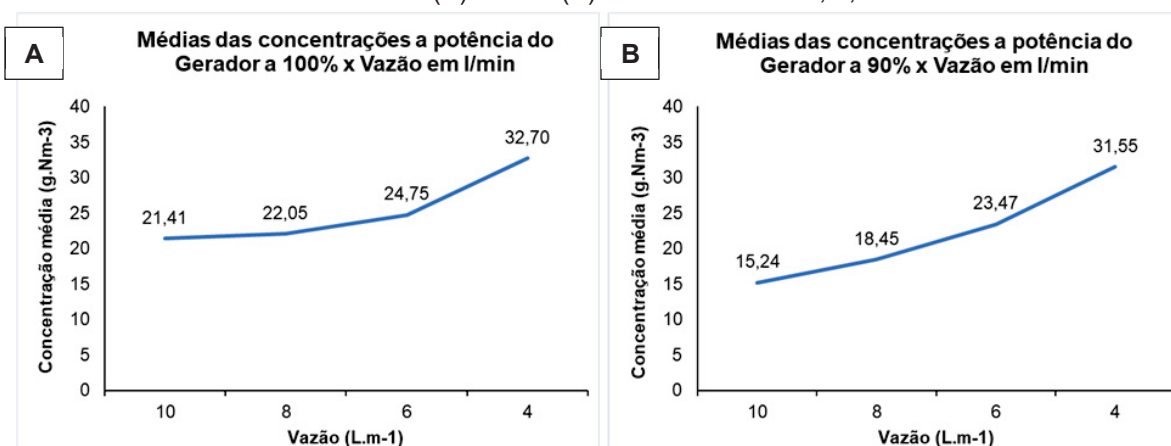
Potência (%)	Fluxo (L.min ⁻¹)	Concentração média Lab (g.Nm ⁻³)	Concentração laudo técnico (g.m ⁻³)	Taxa de variação (%)*
100	10	21,41	14,00	52,93
	8	22,05	16,20	36,11
	6	24,75	19,80	25,00
	4	32,70	26,30	24,33
	2	> 50	42,00	-
90	10	15,24	-	-
	8	18,45	-	-
	6	23,47	-	-
	4	31,55	-	-
	2	> 50	-	-
80	10	13,60	-	-
	8	16,36	-	-
	6	21,21	-	-
	4	29,91	-	-
	2	> 50	-	-
70	10	11,92	-	-
	8	15,04	-	-
	6	18,46	-	-
	4	26,90	-	-
	2	> 50	-	-
60	10	10,85	-	-
	8	12,28	-	-
	6	15,76	-	-
	4	23,65	-	-
	2	> 50	-	-
50	10	7,69	7,20	6,81

Potência (%)	Fluxo (L.min ⁻¹)	Concentração média Lab (g.Nm ⁻³)	Concentração laudo técnico (g.m ⁻³)	Taxa de variação (%)*
	8	9,93	9,20	7,93
	6	13,91	10,20	36,37
	4	20,51	15,30	34,05
	2	> 50	24,60	-
	10	6,65	-	-
40	8	8,07	-	-
	6	11,10	-	-
	4	17,10	-	-
	2	> 50	-	-
	10	4,21	-	-
30	8	5,78	-	-
	6	7,85	-	-
	4	12,97	-	-
	2	33,85	-	-
	10	2,62	-	-
20	8	3,30	-	-
	6	4,61	-	-
	4	11,74	-	-
	2	36,16	-	-
	10	0,34	-	-
10	8	0,69	-	-
	6	2,01	-	-
	4	8,81	-	-
	2	34,99	-	-
	10	0,34	-	-

NOTA: * Taxa de variação da concentração medida em laboratório comparada com as concentrações fornecidas no laudo técnico.

A seguir, nos gráficos suplementares 1, 2, 3, 4 e 5 são apresentadas as médias de geração de ozônio agrupadas considerando a potência do gerador, onde na condição com potência de 100% o equipamento gerou médias de concentração de 21,41 g.Nm⁻³ com 10 L.min⁻¹ até 32,70 g.Nm⁻³ para 4 L.min⁻¹. Na condição com potência de 90% o equipamento gerou médias de concentração de 15,24 g.Nm⁻³ com 10 L.min⁻¹ até 31,55 g.Nm⁻³ para 4 L.min⁻¹.

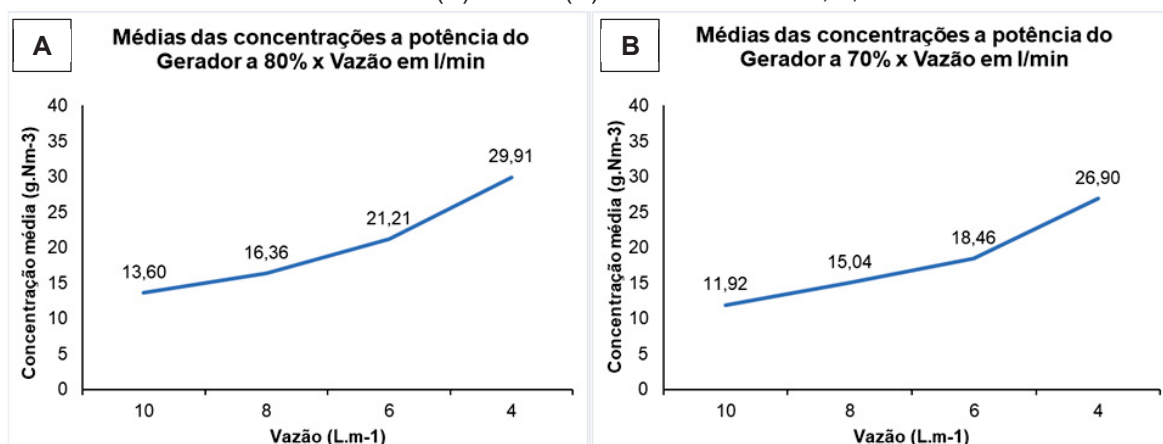
GRÁFICO SUPLEMENTAR 1 - MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES DE GERAÇÃO DE OZÔNIO COM POTÊNCIA DE 100% (A) E 90% (B) A VAZÕES DE 10, 8, 6 E 4 L.MIN-1.



FONTE: O autor (2023).

Na condição com potência de 80% o equipamento gerou médias de concentração de $13,60 \text{ g.Nm}^{-3}$ com 10 L.min^{-1} até $29,91 \text{ g.Nm}^{-3}$ para 4 L.min^{-1} . Na condição com potência de 70% o equipamento gerou médias de concentração de $11,92 \text{ g.Nm}^{-3}$ com 10 L.min^{-1} até $26,90 \text{ g.Nm}^{-3}$ para 4 L.min^{-1} .

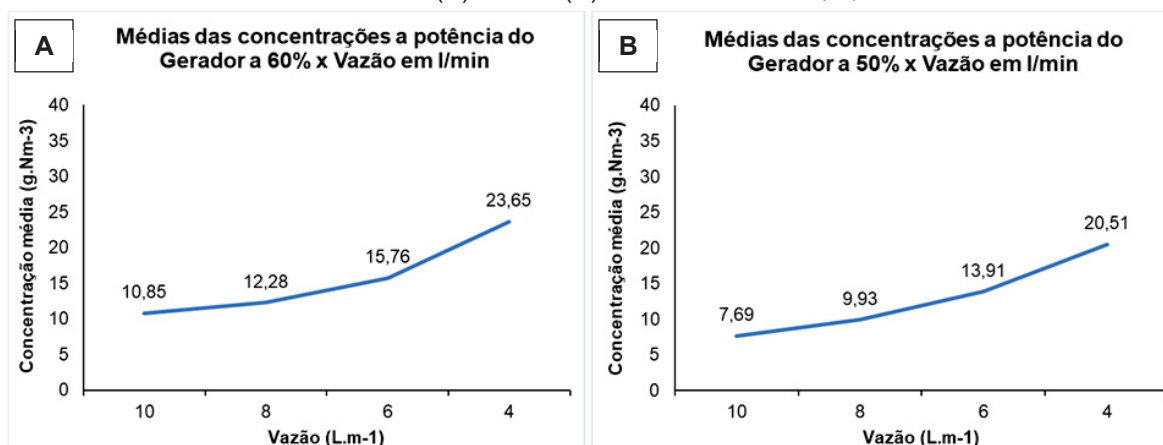
GRÁFICO SUPLEMENTAR 2 - MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES DE GERAÇÃO DE OZÔNIO COM POTÊNCIA DE 80% (A) E 70% (B) A VAZÕES DE 10, 8, 6 E 4 L.MIN-1.



FONTE: O autor (2023).

Em condições de potência de 60% o equipamento gerou médias de concentração de $10,85 \text{ g.Nm}^{-3}$ com 10 L.min^{-1} até $23,65 \text{ g.Nm}^{-3}$ para 4 L.min^{-1} . Na condição com potência de 50% o equipamento gerou médias de concentração de $7,69 \text{ g.Nm}^{-3}$ com 10 L.min^{-1} até $20,51 \text{ g.Nm}^{-3}$ para 4 L.min^{-1} .

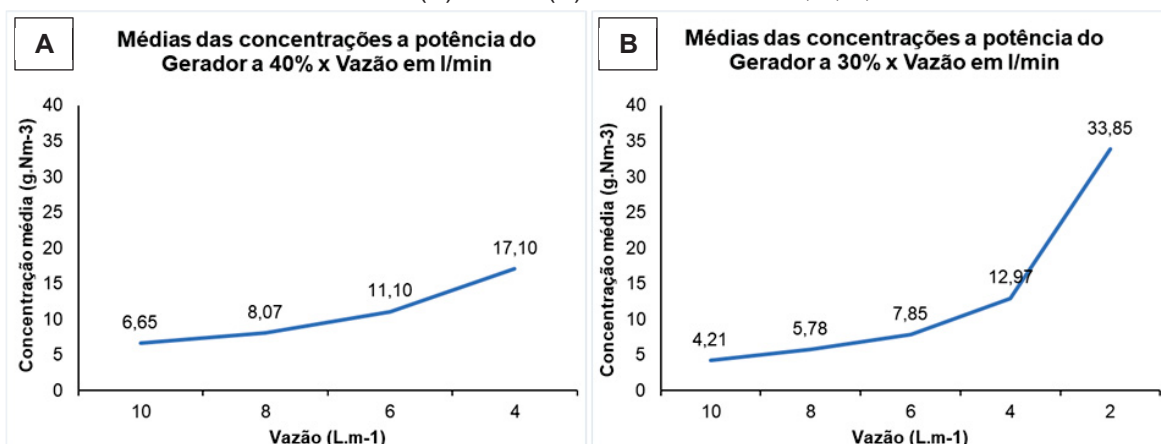
GRÁFICO SUPLEMENTAR 3 - MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES DE GERAÇÃO DE OZÔNIO COM POTÊNCIA DE 60% (A) E 50% (B) A VAZÕES DE 10, 8, 6 E 4 L.MIN-1.



FONTE: O autor (2023).

Em condições de potência de 40% o equipamento gerou médias de concentração de $6,65 \text{ g.Nm}^{-3}$ com 10 L.min^{-1} até $17,10 \text{ g.Nm}^{-3}$ para 4 L.min^{-1} . Na condição com potência de 30% o equipamento gerou médias de concentração de $4,21 \text{ g.Nm}^{-3}$ com 10 L/min até $33,85 \text{ g.Nm}^{-3}$ para 2 L.min^{-1} .

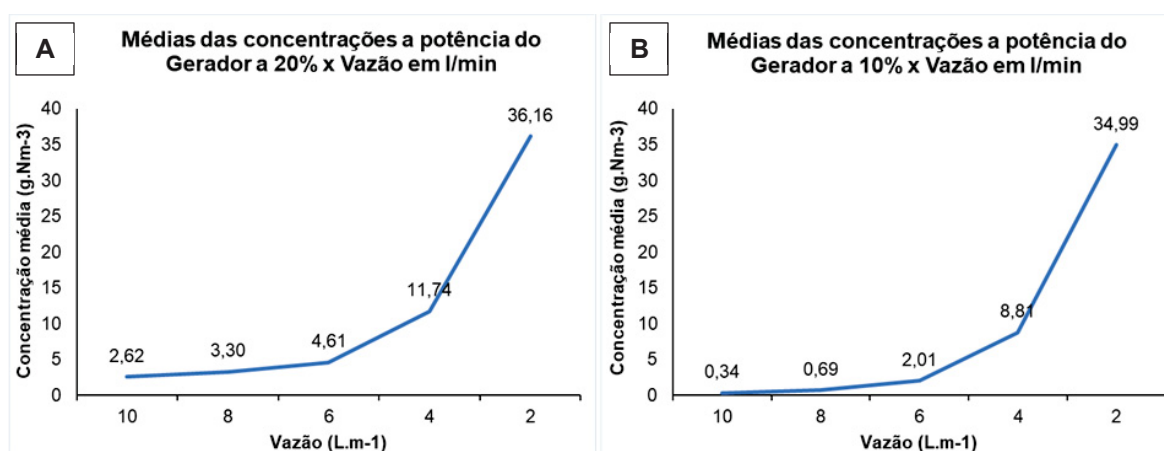
GRÁFICO SUPLEMENTAR 4 - MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES DE GERAÇÃO DE OZÔNIO COM POTÊNCIA DE 40% (A) E 30% (B) A VAZÕES DE 10, 8, 6, 4 E 2 L.MIN-1.



FONTE: O autor (2023).

Por fim, para a condições de potência de 20% o equipamento gerou médias de concentração de 2,62 g.Nm⁻³ com 10 L.min⁻¹ até 36,16 g.Nm⁻³ para 2 L.min⁻¹. Na condição com a menor potência medida, de 10%, o equipamento gerou médias de concentração de 0,34 g.Nm⁻³ com 10 L.min⁻¹ até 34,99 g.Nm⁻³ para 2 L.min⁻¹.

GRÁFICO SUPLEMENTAR 5 - MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES DE GERAÇÃO DE OZÔNIO COM POTÊNCIA DE 20% (A) E 10% (B) A VAZÕES DE 10, 8, 6, 4 E 2 L.MIN-1.



FONTE: O autor (2023).

A diferença entre as concentrações de O₃ apresentadas no laudo técnico e medidas em laboratório devem estar associadas aos seguintes fatores: i) diferença dos equipamentos para quantificação de O₃; e ii) diferença das condições climáticas do experimento. O laudo técnico informa que o analisador de O₃ utilizado foi da marca Anseros, modelo GM-6000-OEM, e as condições climáticas foram temperatura igual a 18,3°C e umidade de 36%.

Após a medição real de geração de ozônio foram feitos testes de ozonização para avaliação da concentração de O_3 injetado na amostra de água deionizada e da concentração de O_3 na saída dos gases (off gas) da coluna de ozonização.

Os resultados obtidos para cada condição dos testes são apresentados na Tabela suplementar 3 a seguir.

TABELA SUPLEMENTAR 3 - CONCENTRAÇÕES DE O3 NA CORRENTE DE OFF GAS E NO INJETADO NA AMOSTRA CONSIDERANDO VARIAÇÃO DO TEMPO DE CONTATO E POTÊNCIA DO GERADOR EM 10%, 15%, 20% E 25% E VAZÃO DO GERADOR EM 2 E 3 L.MIN-1.

Potência do Gerador de Ozônio: 10%	Vazão Gerador de Ozônio: 2 (l/min)	off gas										Concentração no injetado (g/Nm3)
Teste	Tempo (min)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11 a 15 (min)
1	concentração no off gas (g/Nm3)	23,50	30,00	32,27	32,26	32,21	32,16	31,15	31,15	32,16	32,19	35,60
2		21,80	20,00	28,40	29,60	29,82	29,85	29,74	29,61	29,48	29,41	35,50
3		20,60	18,30	28,15	29,96	30,16	30,01	29,94	29,88	29,80	29,70	35,70
4		23,52	15,60	27,72	29,42	29,69	29,70	29,64	29,58	29,58	29,62	36,30
Potência do Gerador de Ozônio: 10%	Vazão Gerador de Ozônio: 3 (l/min)	off gas										Concentração no injetado (g/Nm3)
Teste	tempo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11 a 15 (min)
1	concentração no off gas (g/Nm3)	12,00	15,50	14,44	14,25	14,11	14,10	14,01	13,99	13,91	13,99	16,35
2		11,80	14,00	13,95	13,82	13,55	13,50	13,50	13,50	13,50	13,50	16,70
3		11,20	14,21	14,13	13,90	13,82	13,81	13,77	13,70	13,70	13,70	16,90
4		12,00	14,50	14,32	14,20	14,01	13,96	13,95	13,97	13,97	13,99	17,20
Potência do Gerador de Ozônio: 15%	Vazão Gerador de Ozônio: 2 (l/min)	off gas										Concentração no injetado (g/Nm3)
Teste	tempo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11 a 15 (min)
1	concentração no off gas (g/Nm3)	17,22	17,00	23,00	24,60	24,76	24,77	24,76	24,73	24,68	24,60	29,80
2		9,49	17,00	23,92	24,90	24,99	24,98	24,94	24,88	24,84	24,78	29,70
3		23,53	19,00	24,40	25,40	25,15	25,35	25,45	25,44	25,41	25,37	29,60
4		22,65	17,91	24,01	24,88	24,91	24,86	24,85	24,82	24,86	24,76	29,00

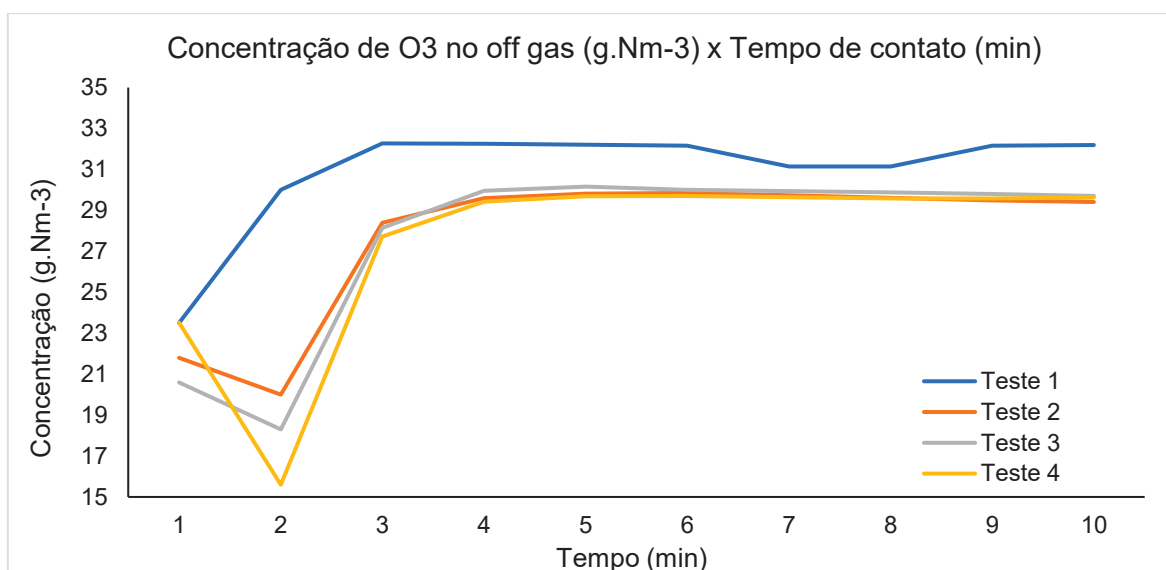
Potência do Gerador de Ozônio: 15%	Vazão Gerador de Ozônio: 3 (l/min)	off gas										Concentração no injetado (g/Nm³)
Teste	tempo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11 a 15 (min)
1	concentração no off gas (g/Nm³)	10,70	11,79	11,50	11,22	10,91	10,77	10,70	10,66	10,66	10,70	13,50
2		10,92	10,35	11,10	10,81	10,61	10,60	10,57	10,58	10,59	10,59	13,90
3		10,96	11,38	11,17	11,10	10,95	10,80	10,75	10,70	10,75	10,73	13,90
4		10,90	11,50	11,25	11,03	11,00	10,96	10,90	10,90	10,85	10,87	13,80
Potência do Gerador de Ozônio: 20%	Vazão Gerador de Ozônio: 2 (l/min)	off gas										Concentração no injetado (g/Nm³)
Teste	tempo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11 a 15 (min)
1	concentração no off gas (g/Nm³)	18,45	20,65	21,58	21,78	21,76	21,70	21,47	21,45	21,46	21,45	24,76
2		15,80	20,60	21,60	21,87	21,80	21,82	21,70	21,70	21,63	21,59	25,00
3		17,00	19,61	21,80	22,11	22,04	22,00	21,95	21,92	21,93	21,82	25,25
4		18,20	19,80	22,45	22,37	22,32	22,22	22,09	22,04	21,99	21,93	25,20
Potência do Gerador de Ozônio: 20%	Vazão Gerador de Ozônio: 3 (l/min)	off gas										Concentração no injetado (g/Nm³)
Teste	tempo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11 a 15 (min)
1	concentração no off gas (g/Nm³)	10,17	11,07	10,83	10,62	10,53	10,50	10,45	10,33	10,26	10,27	13,10
2		10,88	11,42	11,21	11,08	10,95	10,71	10,65	10,63	10,60	10,50	13,10
3		10,95	11,13	11,05	10,81	10,74	10,61	10,51	10,45	10,43	10,45	13,20
4		10,65	11,29	11,10	10,90	10,72	10,66	10,61	10,55	10,51	10,58	13,30
Potência do Gerador de Ozônio: 25%	Vazão Gerador de Ozônio: 2 (l/min)	off gas										Concentração no injetado (g/Nm³)
Teste	tempo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11 a 15 (min)
1		11,72	22,74	25,14	25,14	24,97	24,82	24,71	24,65	24,62	24,60	27,50
2		22,41	22,19	24,42	24,60	24,52	24,42	24,29	24,24	24,22	24,21	28,00

3	concentração no off gas (g/Nm3)	22,80	23,05	24,74	24,97	24,94	24,88	24,80	24,76	24,70	24,65	28,05
4		23,62	22,28	24,75	24,99	24,90	24,76	24,69	24,56	24,49	24,47	27,80
Potência do Gerador de Ozônio: 25%	Vazão Gerador de Ozônio: 3 (l/min)	off gas										Concentração no injetado (g/Nm3)
Teste	tempo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11 a 15 (min)
1	concentração no off gas (g/Nm3)	8,80	10,40	11,39	11,70	11,35	11,35	11,32	11,33	11,35	11,33	15,25
2		10,01	11,50	11,91	11,79	11,36	11,13	11,09	11,05	11,02	11,03	14,80
3		9,70	11,23	11,92	11,84	11,77	11,75	11,73	11,65	11,64	11,63	15,15
4		9,50	11,78	12,42	12,37	12,34	12,30	12,26	12,22	12,12	11,99	15,55

FONTE: O autor (2023).

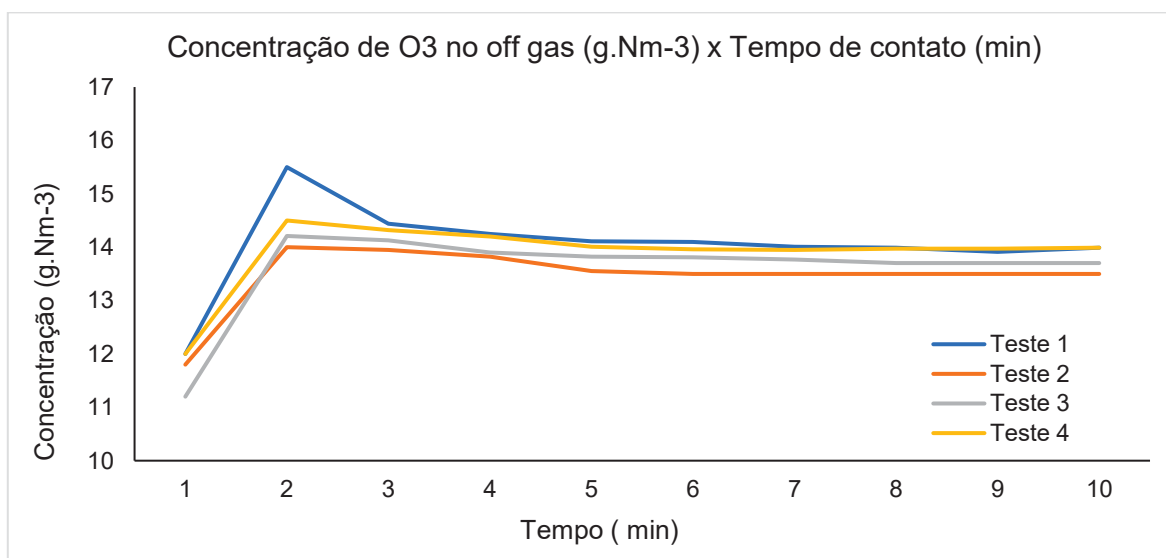
Os gráficos suplementares 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 e 13 apresentam os perfis de concentrações encontradas na corrente de off gas nos testes em quadruplicatas considerando a operação do gerador em 10%, 15%, 20% e 25% e vazões variando entre 2 e 3 L/min condições estas que foram possíveis as leituras sem que o analisador de ozônio gerasse erro quando de concentrações acima de 50 g.Nm⁻³.

GRÁFICO SUPLEMENTAR 6 - CONCENTRAÇÕES DE O₃ NA CORRENTE DE OFF GAS VERSUS TEMPO DE CONTATO (MIN) CONSIDERANDO POTÊNCIA DO GERADOR EM 10% E VAZÃO EM 2 L.MIN⁻¹.



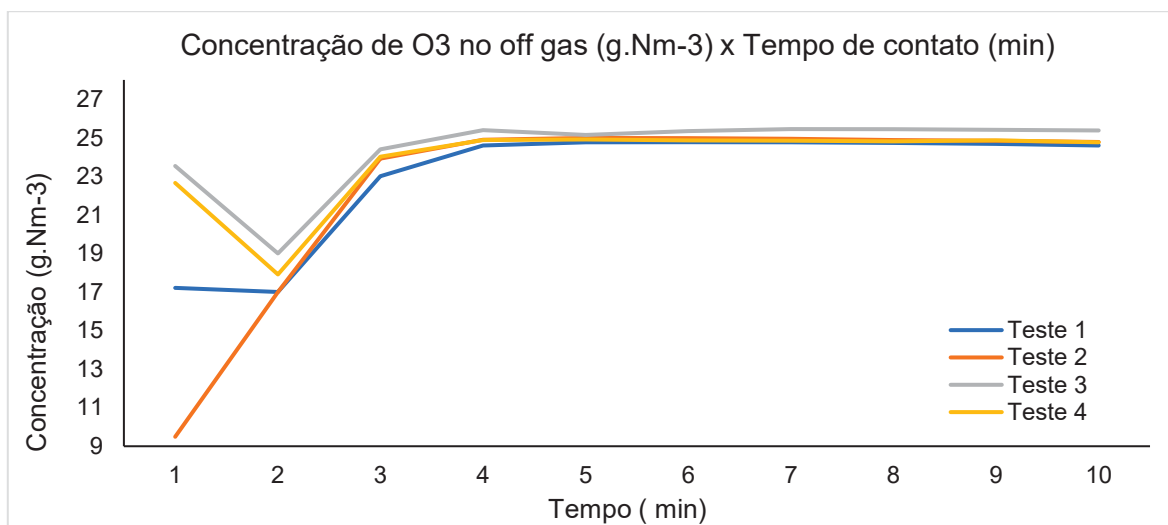
FONTE: O autor (2023).

GRÁFICO SUPLEMENTAR 7 - CONCENTRAÇÕES DE O₃ NA CORRENTE DE OFF GAS VERSUS TEMPO DE CONTATO (MIN) CONSIDERANDO POTÊNCIA DO GERADOR EM 10% E VAZÃO EM 3 L.MIN⁻¹.



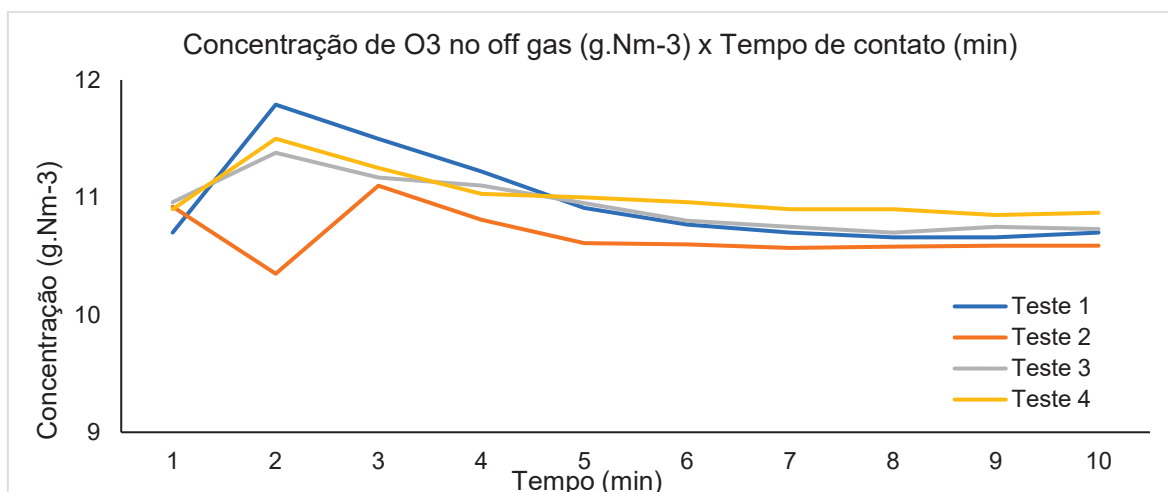
FONTE: O autor (2023).

GRÁFICO SUPLEMENTAR 8 - CONCENTRAÇÕES DE O₃ NA CORRENTE DE OFF GAS VERSUS TEMPO DE CONTATO (MIN) CONSIDERANDO POTÊNCIA DO GERADOR EM 15% E VAZÃO EM 2 L.MIN⁻¹.



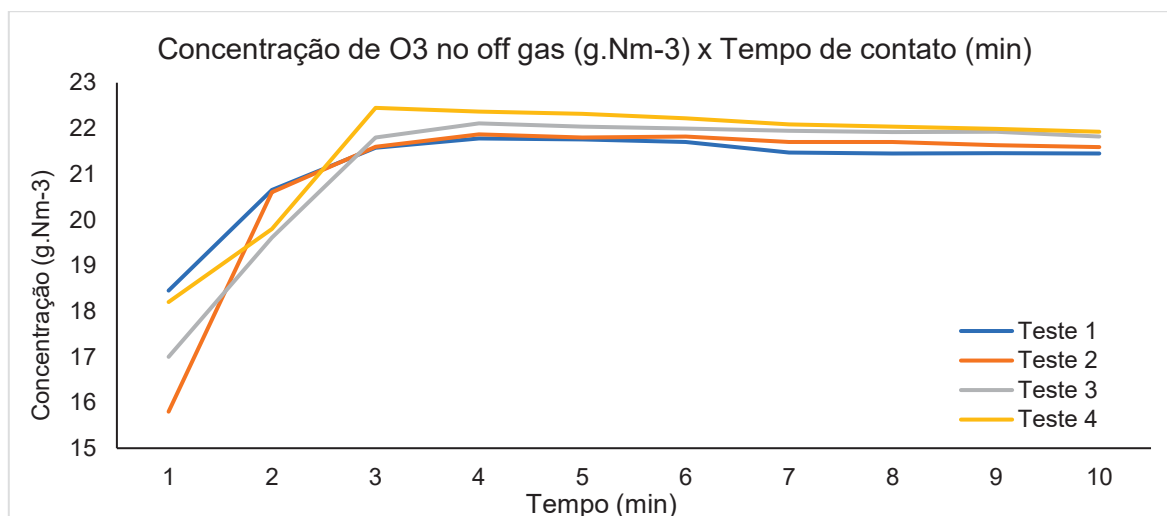
FONTE: O autor (2023).

GRÁFICO SUPLEMENTAR 9 - CONCENTRAÇÕES DE O₃ NA CORRENTE DE OFF GAS VERSUS TEMPO DE CONTATO (MIN) CONSIDERANDO POTÊNCIA DO GERADOR EM 15% E VAZÃO EM 3 L.MIN⁻¹.



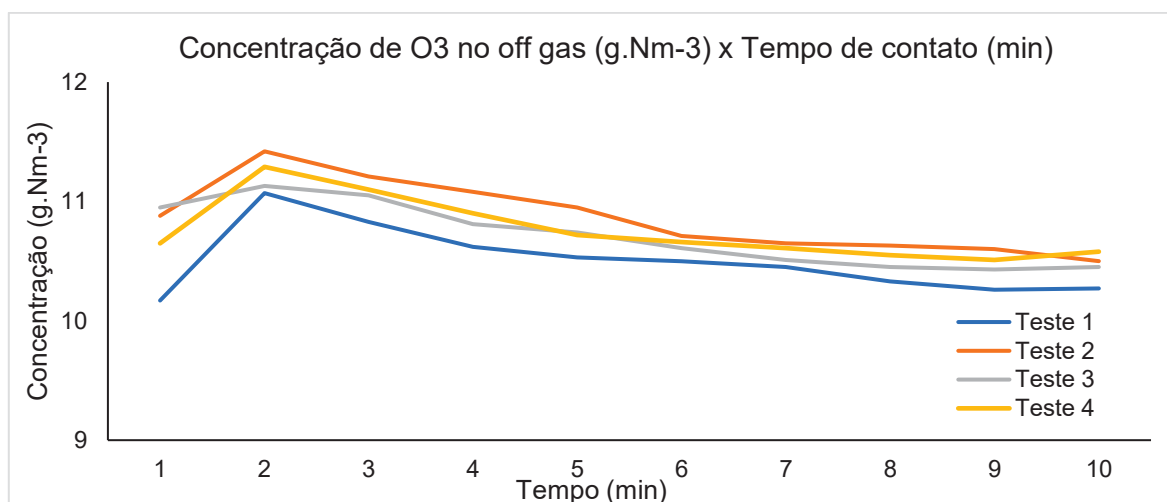
FONTE: O autor (2023).

GRÁFICO SUPLEMENTAR 10 - CONCENTRAÇÕES DE O₃ NA CORRENTE DE OFF GAS VERSUS TEMPO DE CONTATO (MIN) CONSIDERANDO POTÊNCIA DO GERADOR EM 20% E VAZÃO EM 2 L.MIN⁻¹.



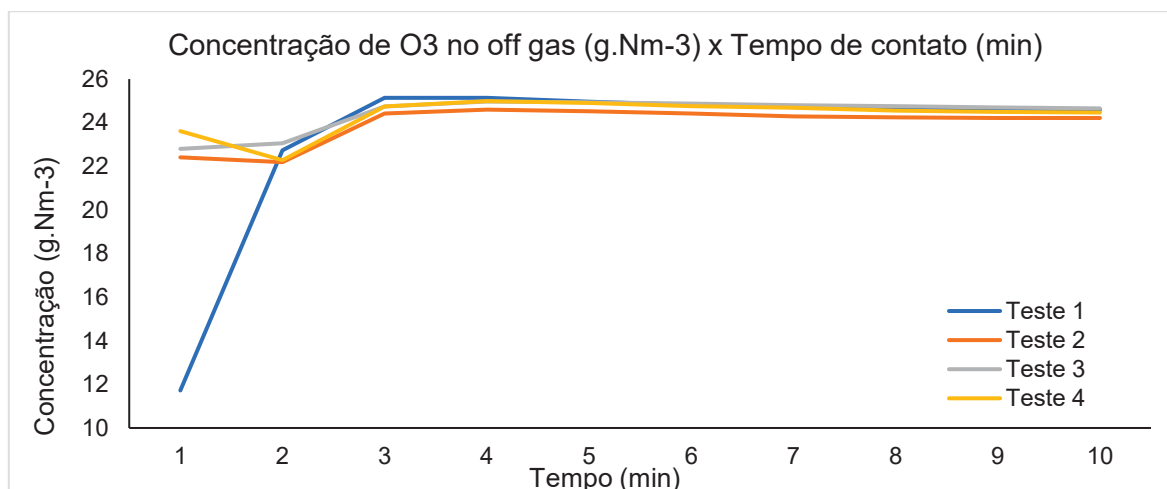
FONTE: O autor (2023).

GRÁFICO SUPLEMENTAR 11 - CONCENTRAÇÕES DE O₃ NA CORRENTE DE OFF GAS VERSUS TEMPO DE CONTATO (MIN) CONSIDERANDO POTÊNCIA DO GERADOR EM 20% E VAZÃO EM 3 L.MIN⁻¹.



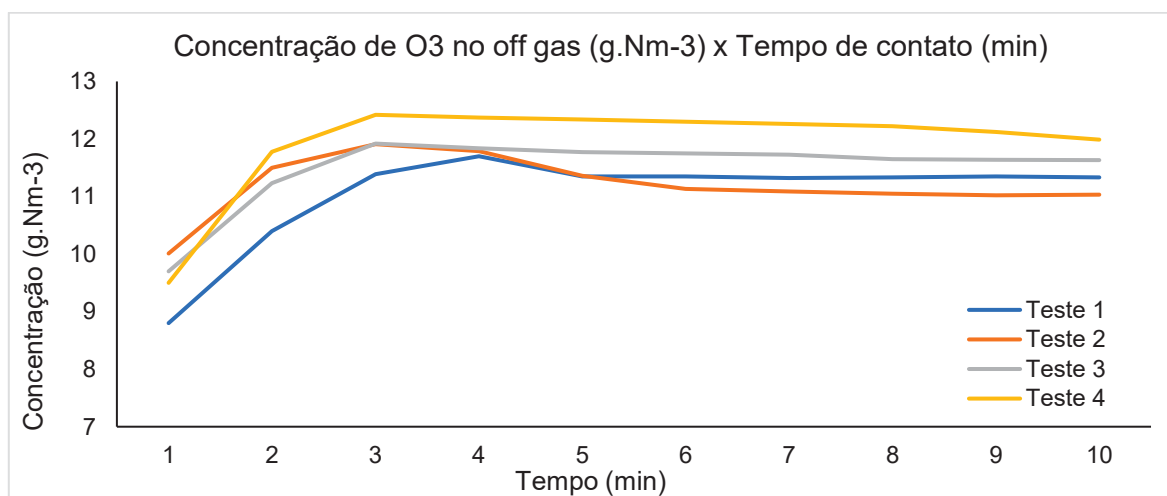
FONTE: O autor (2023).

GRÁFICO SUPLEMENTAR 12 - CONCENTRAÇÕES DE O₃ NA CORRENTE DE OFF GAS VERSUS TEMPO DE CONTATO (MIN) CONSIDERANDO POTÊNCIA DO GERADOR EM 25% E VAZÃO EM 2 L.MIN⁻¹.



FONTE: O autor (2023).

GRÁFICO SUPLEMENTAR 13 - CONCENTRAÇÕES DE O₃ NA CORRENTE DE OFF GAS VERSUS TEMPO DE CONTATO (MIN) CONSIDERANDO POTÊNCIA DO GERADOR EM 25% E VAZÃO EM 3 L.MIN⁻¹.



FONTE: O autor (2023).

Constatou-se que a partir do quarto minuto de ozonização da amostra ocorreu a estabilização da concentração na corrente de *off-gas* indicando que a oxidação de eventuais compostos presentes na água deionizada já poderiam estar oxidados e a dissolução do O₃ nas amostras estaria em sua máxima concentração.

**APÊNDICE D – MATERIAL SUPLEMENTAR 4 – ENSAIOS DE VALIDAÇÃO DO
TESTE COLORIMÉTRICO**

Os testes de validação da concentração do ozônio dissolvido na amostra baseados na concentração do ozônio produzido em linha pelo gerador foram feitos utilizando o tempo de contato de 10 minutos e como meta a atingir uma concentração dissolvida na amostra de $2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Para isso foram feitos testes variando potência do gerador entre 10 e 50% e vazões entre 2, 4 e $8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Três bateladas de ensaios foram geradas considerando as seguintes condições: O primeiro ensaio ocorreu no dia 14/11/2023 e o gerador foi configurado para vazão de $8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ e a potência variando em 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40%. A temperatura ambiente e da amostra estavam em 26°C e a umidade relativa do ar em 73%. Nestas condições foi considerado o coeficiente de solubilidade do O_3 produzido em linha para o líquido de 0,26, conforme indicado por Gottschalk, *et al.* (2009), gráfico de conversão apontado em na seção 2.2.3 (Transferência de massa gás – líquido). A seguir são apresentados na Tabela suplementar 4 e gráficos suplementares 14, 15 e 16 a comparação entre as concentrações teóricas geradas pelo gerador de ozônio e a concentração real dissolvida em água destilada.

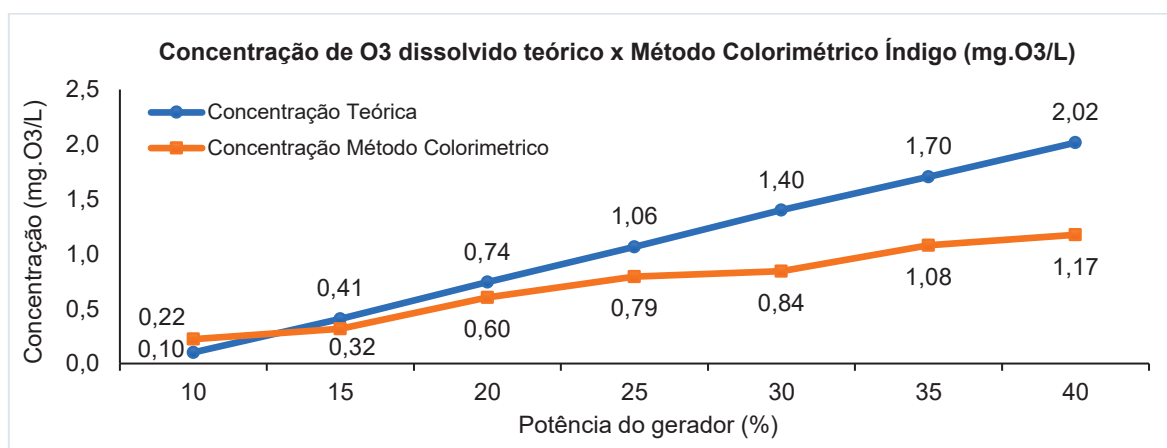
TABELA SUPLEMENTAR 4 - COMPARAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÕES TEÓRICAS E REAIS DISSOLVIDAS EM ÁGUA DESTILADA.

Potência do gerador (%)	Vazão do gerador ($\text{L} \cdot \text{min}^{-1}$)	Coeficiente de solubilidade	Temp. da amostra ($^\circ\text{C}$)	Conc. teórica de O_3 ($\text{mg} \cdot \text{O}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)	Conc. real de O_3 ($\text{mg} \cdot \text{O}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)
10	8	0,26	25,0	0,10	0,22
15	8	0,26	25,0	0,41	0,32
20	8	0,26	25,0	0,74	0,60
25	8	0,26	25,0	1,06	0,79
30	8	0,26	25,0	1,40	0,84
35	8	0,26	25,0	1,70	1,08
40	8	0,26	25,0	2,02	1,17
10	4	0,26	24,8	3,00	1,43
15	4	0,26	24,8	3,09	1,67
20	4	0,26	24,8	2,78	1,31
25	4	0,26	24,8	3,01	1,43
30	4	0,26	24,8	3,10	1,55
35	4	0,26	24,8	3,86	1,90
40	4	0,26	24,8	4,39	2,38
45	4	0,26	24,8	4,84	2,98
50	4	0,26	24,8	5,30	3,10
10	2	0,26	24,4	7,26	2,62
15	2	0,26	24,4	7,24	2,98
20	2	0,26	24,4	7,27	3,21
25	2	0,26	24,4	7,25	3,81
30	2	0,26	24,4	7,31	4,05
35	2	0,26	24,4	7,31	3,69
40	2	0,26	24,4	8,35	3,81
45	2	0,26	24,4	9,07	3,33
50	2	0,26	24,4	9,87	3,93

FONTE: O autor (2024).

Pôde-se perceber nos dados coletados que, a medida que se aumentou a potência em percentual do gerador, a concentração teórica de O_3 medida na amostra ficou maior que concentração real medida em UV-Vis. Com 10% de potência a concentração teórica ficou em $0,10 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$ enquanto a concentração real estava em $0,22 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$ ao passo que a partir da potência de 15% a concentração real de O_3 ficou sempre inferior a teórica, onde com 40% de potência do gerador a concentração teórica ficou em $2,02 \text{ mg O}_3.\text{L}^{-1}$ enquanto a concentração real no líquido estava em $1,17 \text{ mg O}_3.\text{L}^{-1}$, uma diferença de 73% entre as leituras.

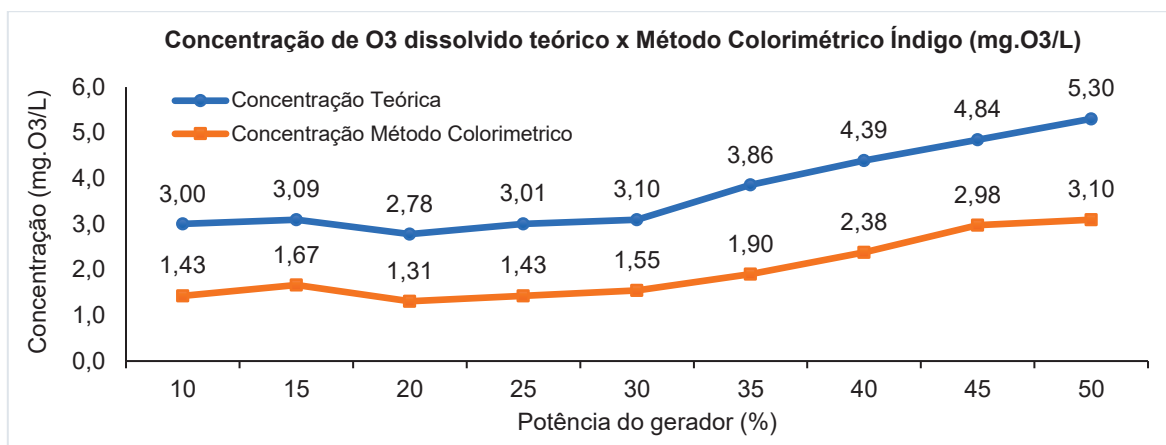
GRÁFICO SUPLEMENTAR 14 - COMPARAÇÃO DA CONCENTRAÇÕES DE O_3 DISSOLVIDO TEÓRICO X CONCENTRAÇÃO OBTIDAS PELO MÉTODO COLORIMÉTRICO – GERADOR COM VAZÃO DE 8 L.S^{-1} E POTÊNCIA VARIANDO DE 10 A 40%.



FONTE: O autor (2024).

O segundo ensaio ocorreu no dia 16/11/2023 o gerador foi configurado para vazão de 4 L.s^{-1} e a potência variando em 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45 e 50%. A temperatura ambiente estava em 29°C , a temperatura e pH da amostra estavam em $24,8^\circ\text{C}$ e 6,85 respectivamente e a umidade relativa do ar em 57%. Como a temperatura da amostra era praticamente a mesma do teste anterior, foi considerado o mesmo coeficiente de solubilidade de O_3 de 0,26. Os resultados para esta configuração de produção apontou uma diferença maior, porém mais constante entre as leituras da concentração teórica e real. Com potência de 10% a medição da concentração teórica ficou em $3,0 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$ enquanto que a concentração real estava em $1,43 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$ ao passo que com 50% de potência do gerador a concentração teórica ficou em $5,30 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$ enquanto que a concentração real no líquido estava em $3,10 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$, com diferenças variando de 100% a 71% entre as leituras.

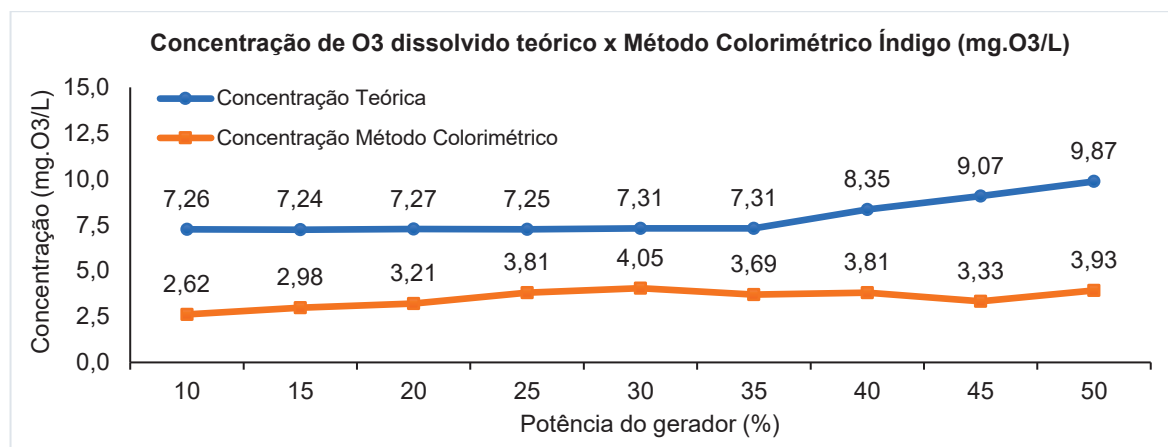
GRÁFICO SUPLEMENTAR 15 - COMPARAÇÃO DA CONCENTRAÇÕES DE O₃ DISSOLVIDO TEÓRICO X CONCENTRAÇÃO OBTIDAS PELO MÉTODO COLORIMÉTRICO – GERADOR COM VAZÃO DE 4 L.S⁻¹ E POTÊNCIA VARIANDO DE 10 A 50%.



FONTE: O autor (2024).

O terceiro ensaio ocorreu também no dia 16/11/2023 e o gerador foi configurado desta vez para vazão de 2 L.m⁻¹ e a potência variando em 10, 15, 20, 25, 30, 35 40, 45 e 50%. A temperatura ambiente estava em 24°C, a temperatura e pH da amostra estavam em 24,4°C e 6,8 respectivamente e a umidade relativa do ar em 81%. O coeficiente de solubilidade de O₃ também foi de 0,26. Os resultados para esta configuração de produção também apontaram a tendência de diferenças entre as concentrações teóricas e reais. Com potência de 10% a medição da concentração teórica ficou em 7,26 mg.O₃.L⁻¹ enquanto a concentração real apresentou 2,62 mg O₃.L⁻¹, variação de 177%. Com potência 35% a teórica ficou em 7,31 mg O₃.L⁻¹ enquanto a concentração real apresentou 4,05 mg.O₃.L⁻¹, variação de 80,5% e de ao passo que com 50% de potência do gerador a concentração teórica ficou em 9,87 mg.O₃.L⁻¹ enquanto a concentração real no líquido estava em 3,93 mg.O₃.L⁻¹, variando 161% entre as leituras.

GRÁFICO SUPLEMENTAR 16 - COMPARAÇÃO DA CONCENTRAÇÕES DE O₃ DISSOLVIDO TEÓRICO X CONCENTRAÇÃO OBTIDAS PELO MÉTODO COLORIMÉTRICO – GERADOR COM VAZÃO DE 2 L.S⁻¹ E POTÊNCIA VARIANDO DE 10 A 50%.



FONTE: O autor (2024).

Após os testes de validação concluiu-se de que a configuração do gerador com vazão de 4 L.min⁻¹ e potência entre 35 e 40% foi o *setup* ideal para se atingir 2,0 mg.O₃.L⁻¹ dissolvido na amostra durante os testes de oxidação dos micropoluentes.

**APÊNDICE E – TABELA SUPLEMENTAR 5 – TABELA GERAL INCLUINDO
DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE
LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE 16S ENCONTRADAS EM AMOSTRAS DE
BIOFILME E DE CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO (CAB)**

TABELA SUPLEMENTAR 5 - TABELA GERAL INCLUINDO DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE 16S ENCONTRADAS EM AMOSTRAS DE BIOFILME E DE CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO (CAB).

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Cyanobacteria	o_Mycobacteriales	f_Mycobacteriaceae	g_Mycobacterium		22037	5893	18,9116592	5,502591157
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Leptolyngibiales	f_Leptolyngibaceae	g_ULC077BIN1	s_ULC077BIN1 sp016807185	9872	252	8,471929012	0,235305103
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Cyanobacteria					4392	761	3,769115905	0,710584061
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Saprospiraceae	g_UBA3362	s_UBA3362 sp016713905	3774	1881	3,238762165	1,756384518
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Polynucleobacter		2925	252	2,510169404	0,235305103
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Verrucomicrobiales	f_Verrucomicrobiaceae	g_Prostheco bacter		2805	470	0,438862692	0,438862692
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Polynucleobacter	s_Prostheco bacter sp016713245	2614	2391	2,243276179	2,232597227
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Novosphingobium	s_Polynucleobacter acidiphobus	2465	158	2,11540772	0,147532565
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Nanopelagiales	f_Nanopelagaceae	g_Nanopelagicus		2003	1343	1,718929681	1,254026799
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Nanopelagiales	f_Nanopelagaceae	g_Sphingorhabdus		1953	49	1,676020802	0,04575377
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Nanopelagiales	f_Nanopelagaceae	g_Sphingorhabdus	s_Sphingorhabdus_B rigui	1856	80	1,592777578	0,074700033
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Planktophila		1803	108	1,547294166	0,100845044
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Nanopelagiales	f_Nanopelagaceae	g_Opi-474		1802	1052	1,546435989	0,98230543
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Opitulales	f_Opitulaceae	g_Piscinibacter	s_Piscinibacter sp016706565	1747	0	1,499236222	0
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Reyranella		1619	0	1,389389492	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_OLB17	s_OLB17 sp016706275	1589	2863	1,363644165	2,67332742
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Dongia	s_Dongia sp00620685	1581	5335	1,356778745	4,981558429
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Reyranellales	f_Reyranellaceae	g_Pyrimonadales		1556	965	1,335324305	0,901069144
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Blastocatellia	o_Pyrimonadales	f_Pyrimonadaceae	g_Dongia		1530	558	1,313011688	0,521032728
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Dongiales	f_Dongiaceae	g_Bradyrhizobium		1190	505	1,021231313	0,471543956
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Xanthobacteraceae	g_QKMZ01	s_QKMZ01 sp003242885	1188	985	1,019514958	0,919744152
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Vampiobrevionia	o_Obscuribacteriales	f_Obscuribacteraceae	g_Ga0077554	s_Ga0077554 sp001464585	1160	3870	0,995485986	3,613614081
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Ga0077554	f_Ga0077554	g_GWA1-54-10	s_GWA1-54-10 sp018060985	1058	570	0,993769631	0,532237733
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Pacescibacteria	o_UBA9983	f_SBAW01	g_GWA1-54-10	s_GWA1-54-10 sp016719165	1157	3170	0,922540892	2,959988795
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae	g_JJ008		937	23	0,904112387	0,021476259
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Cytophagales	f_Cytophagaceae			835	945	0,716578274	0,882394136
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae			803	346	0,689116592	0,323077641
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae	g_JADJPG01	s_JADJPG01 sp016713365	769	204	0,659385554	0,190485083
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Pedospherales	f_Chitinophagaceae	g_M3007	s_M3007 sp016711435	710	187	0,609306078	0,174611326
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Saprospiraceae	g_Ramlibacter	s_Ramlibacter sp016713005	696	0	0,597291592	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Aquabacterium	s_Aquabacterium_A sp016721465	691	488	0,593000704	0,455670199
Bacteria	p_Plantomycetia	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Fimbrilglobus	s_Fimbrilglobus ruber	687	370	0,589567993	0,345487651
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Gemmatales	f_Gemmataceae	g_Sphingopyxis	s_Sphingopyxis sp001468395	610	66	0,52348932	0,061627527
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Aquabacterium		607	64	0,520913787	0,059760026
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_SOKP01	s_SOKP01 sp013375475	570	337	0,489161217	0,314673888
Archaea	p_Asgardarchaeota	c_Lokiarchaeia	o_CR-4	f_SOKP01	g_Rhodococcus		537	28	0,460841357	0,026145011
Bacteria	p_Chloroflexia	c_Chloroflexia	o_Mycobacteriales	f_Mycobacteriaceae			530	91	0,454834114	0,084971287
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Chloroflexales	f_Roseiflexaceae	g_Sphingobium		485	0	0,416216123	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Ga0077526	s_Ga0077526 sp016713305	442	405	0,379314488	0,378168915
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Ga0077523	g_Tabrizicola	s_Tabrizicola thermarum	432	124	0,370732712	0,115785051
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhodobacterales	f_Rhodobacteraceae	g_Terricaulis	s_Terricaulis sp001679665	405	134	0,347561918	0,125122555
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Caulobacterales	f_TH1-2	g_OLB17	s_OLB17 sp016718135	404	102	0,34670374	0,095242542
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Blastocatellia	o_Pyrimonadales	f_Pyrimonadaceae	g_Asaia	s_Asaia bogorensis	394	0	0,338121964	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Acetobacterales	f_Acetobacteraceae	g_Planktophila	s_Planktophila sp003569265	390	215	0,334689254	0,200756338
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Nanopelagiales	f_Nanopelagaceae	g_M3007	s_M3007 sp016708875	386	6	0,331256544	0,005602502
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Saprospiraceae	g_Ferruginibacter	s_Ferruginibacter sp016720775	370	12	0,317525702	0,011205005
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae	g_Sphingomonas		368	548	0,315809347	0,511695224
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Bog-950	s_Bog-950 sp016722375	359	35	0,308085749	0,032681264
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_LD1	g_ELB16-189		355	174	0,304653039	0,162472571
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Blastocatellia	o_Cytophagales	f_Cyclobacteriaceae	g_JADJLO01	s_JADJLO01 sp016710075	353	163	0,302936684	0,152201317
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_RBC074	f_RBC074			336	1770	0,28347665	1,652738223
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Pirelliales	f_UBA12015	g_VGTK01	s_VGTK01 sp016874715	329	314	0,282340422	0,293197628
Bacteria	p_Desulfobacteriota	c_Binatia	o_UBA12015	f_Aestuariivirgaceae	g_JAEUMG01	s_JAEUMG01 sp016793355	327	34	0,280624067	0,031747514
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Nevskiales	g_Hydrocarboniphaga		316	0	0,271184113	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Nevskiales	f_Nevskiales	g_GWA1-54-10	s_GWA1-54-10 sp007375995	307	503	0,263460515	0,469676455
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Pacescibacteria	o_UBA9983	f_SBAW01			306	0	0,262602338	0
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Vampiobrevionia	o_Chthoniobacteriales	f_Chthoniobacteraceae	g_Obscuribacter	s_Obscuribacter sp016712465	305	229	0,26174416	0,213828844

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_AKYH767	f_B-17BO	g_UBA2475	s_UBA2475 sp002319075	295	261	0,253162384	0,243708857
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Nevskiales	f_Nevskiaceae			287	0	0,248296964	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Rubrivivax		280	0	0,240289721	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Cytophagales	f_Cytophagaceae	g_ELB16-189	s_ELB16-189 sp013141055	279	10	0,239431543	0,009337504
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Hyphomicrobiaceae	g_Filomicrobium		277	66	0,237715188	0,061627527
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Blastocatella	o_RBC074	f_RBC074	g_JADJXM01	s_JADJXM01 sp016700195	271	167	0,232566123	0,155936318
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Anaerolineae	o_Aggregatilineales	f_A4b	g_CFX2	s_CFX2 sp016124855	261	69	0,223984347	0,064428778
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Verrucomicrobiales	f_Akteomansiaceae	g_Luteobacter		260	58	0,223126169	0,054157524
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Hyphomicrobiaceae	g_Hyphomicrobium		259	145	0,222267992	0,135393809
Bacteria	p_Plantomycetota	c_Plantomycetia	o_Gemmatales	f_Gemmataceae	g_SIAQ01	s_SIAQ01 sp016872605	259	782	0,220551637	0,130792819
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Acidobacteriae	o_Bryobacteriales	f_Bryobacteriaceae			255	140	0,218835281	0,130725057
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Sphingorhabdus		253	22	0,217118926	0,020542509
Bacteria	p_Firmicutes	c_Bacilli	o_Lactobacillales	f_Streptococcaceae	g_Lactococcus		252	0	0,216260749	0
Bacteria	p_Chlamydiota	c_Chlamydia	o_Chlamydiales	f_Rhodospirillaceae	g_GCA-2737725	s_GCA-2737725 sp002737725	247	315	0,211969861	0,294131379
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhodospirillales	f_Rhodobiaceae			246	310	0,211111683	0,289462627
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Rhizobiaceae	g_CADEFT01	s_CADEFT01 sp019187195	236	76	0,202529907	0,070965031
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Acidobacteriae	o_Bryobacteriales	f_Bryobacteriaceae	g_Methylbium	s_Methylbium petroleiphilum	229	88	0,196522664	0,082170036
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae			227	180	0,194806309	0,168075074
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae			227	46	0,194806309	0,042952519
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae	g_JU08		202	38	0,181075468	0,50425221
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Pseudomonadales	f_Pseudomonadaceae			197	3	0,17335187	0,035482516
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Pseudomonadales	f_Pseudomonadaceae			193	157	0,169060982	0,002801251
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhodobacteriales	f_Rhodobacteriaceae	g_CFX2		184	0	0,165628272	0,146598814
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Pseudomonadales	f_Moraxellaceae	g_UKL13-2	s_UKL13-2 sp001602455	184	0	0,157904674	0
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Anaerolineae	o_Aggregatilineales	f_A4b	g_ELB16-189	s_ELB16-189 sp013285945	182	68	0,156188318	0,063495028
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Cytophagales	f_Usibatellaceae			181	34	0,155330141	0,031747514
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Mycobacteriales	f_Mycobacteriaceae	g_Alindongia	s_Alindongia dinghuensis	178	51	0,152755608	0,047621271
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_ATCC43930	f_Stellaceae			174	36	0,149322898	0,033615015
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Pedospiraerales	f_PALSA-1337	g_CAI0G101	s_CAI0G101 sp903857825	173	120	0,14846472	0,112050049
Bacteria	p_Patesicibacteria	c_Paceibacteria	o_Rhizobiales	f_Aestuariivagaceae	g_Aestuariivirga	s_Aestuariivirga litoralis	171	30	0,145748365	0,028012512
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Plantomycetales	f_Plantomycetaceae	g_DSQ001	s_DSQ001 sp011368275	169	286	0,14503201	0,267052617
Bacteria	p_Plantomycetota	c_Plantomycetia	o_Babellales	f_RVW-14	g_JABCZU01	s_JABCZU01 sp013289515	168	219	0,144173832	0,204491339
Bacteria	p_Dependentiae	c_Babellae	o_Lactobacillales	f_Lactobacillaceae	g_Lactobacillus	s_Lactobacillus iners	166	0	0,142457477	0
Bacteria	p_Firmicutes	c_Bacilli	o_UBA2386	f_UBA2386	g_UBA2386	s_UBA2386 sp002343845	165	68	0,1415993	0
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Cyanobacteria	o_Rhizobiales	f_Hyphomicrobiaceae	g_Filomicrobium	s_Filomicrobium sp018830445	159	378	0,138166589	0,063495028
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Anaerolineae	o_Phormidesmales	f_Phormidesmiaceae	g_Nodosilhea		158	19	0,136450234	0,352957654
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Anaerolineae	o_4572-78	f_J111	g_DSQ001		157	211	0,135592057	0,17741258
Bacteria	p_Plantomycetota	c_Plantomycetia	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Polaromonas		156	0	0,134733879	0,197021336
Bacteria	p_Plantomycetota	c_Plantomycetia	o_Gemmatales	f_Gemmataceae	g_Gemmata		152	122	0,133875702	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Sphingopyxis	s_Sphingopyxis lacunae	151	155	0,130442991	0,11391755
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Chloroflexia	o_54-19	f_54-19	g_L227-S17	s_L227-S17 sp013390565	146	67	0,129584814	0,144731313
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Reyraneliales	f_Reyraneliaceae	g_JAFZJ01	s_JAFZJ01 sp016869975	146	48	0,125293926	0,062561277
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Anaerolineae	o_Obscuribacteriales	f_Obscuribacteraceae			143	0	0,122719393	0,04482002
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Vampirovibrionia	o_Chitinophagales	f_Saprospriraceae	g_JADJVK01	s_JADJVK01 sp016710625	139	1590	0,119286683	1,48466315
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Rickettsiales	f_JABDBP01	g_JABDBP01	s_JABDBP01 sp013288565	139	7	0,119286683	0,006536253
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Blastocatella	o_Chloracidobacteriales	f_JADJPF01	g_JADJPF01	s_JADJPF01 sp0167173405	136	1087	0,11671215	0,101498694
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Blastocatella	o_Cadlineales	f_JAGNDO01	g_JAGNDO01	s_JAGNDO01 sp018003515	133	193	0,11671215	0,180213829
Bacteria	p_Gemmatimonadota	c_Gemmatimonadetes	o_Gemmatimonadales	f_GWC2-71-9	g_JABFSM01	s_JABFSM01 sp009692115	132	89	0,11327944	0,083103786
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Bdellovibrionia	o_Rhizobiales	f_Xanthobacteriaceae	g_Pseudolabrys	s_Pseudolabrys sp005153485	130	48	0,111563085	0,04482002
Bacteria	p_Bdellovibrionota	c_Bdellovibrionia	o_UBA1018	f_UBA1018	g_JABDFB01	s_JABDFB01 sp013286765	126	87	0,108130374	0,081236286
Bacteria	p_Alphaproteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Reyraneliales	f_Reyraneliaceae	g_Reyranelia	s_Reyranelia massiliensis	125	0	0,107272197	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Novosphingobium	s_Novosphingobium sp003454795	124	185	0,106414019	0,172743826
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Hyphomicrobiota	o_Rhizobiales	f_Hyphomicrobiaceae	g_Hyphomicrobium	s_Hyphomicrobium facile	123	102	0,105555842	0,095242542
Bacteria	p_Myxococcola	c_Polyangia	o_Polyangiales	f_Polyangaceae	g_PMG-095	s_PMG-095 sp903642325	123	15	0,105555842	0,014006256
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Rhodocyclaceae	g_Rugosibacter	s_Rugosibacter aromaticivorans	122	26	0,104697664	0,024277511
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Pseudomonadales	f_Pseudomonadaceae	g_Pseudomonas		122	21	0,104697664	0,019608759
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae			117	9	0,100406776	0,008403754
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae			114	0	0,097832243	0

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__GCA-2729495	f__GCA-2729495	g__SHZ01	s__SHZ01 sp009692345	113	69	0.096974066	0.064428778
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Flavobacteriaceae	g__SHZ01	s__SHZ01 sp009692345	113	67	0.096974066	0.062561277
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Bacteroidia	o__Pyrromonadales	f__Pyrromonadaceae	g__OLB17	s__OLB17 sp016711345	113	0	0.096974066	0
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Pateibacteria	o__Pateibacteriales	f__Pateibacteriaceae	g__CAIWCRO1	s__CAIWCRO1 sp01333995	112	183	0.096115888	0.170876325
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Saprospiraceae	g__M3007	s__M3007 sp016710765	112	34	0.096115888	0.031747514
Bacteria	p__Verrucomicrobiae	c__Verrucomicrobiae	o__Opitutales	f__Opitutaceae	g__M3007	s__M3007 sp016710765	111	154	0.095257711	0.143797563
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Xanthobacteraceae	g__M3007	s__M3007 sp016710765	109	239	0.093541356	0.223166348
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Pateibacteria	o__Rhizobiales	f__Xanthobacteraceae	g__M3007	s__M3007 sp016710765	109	101	0.093541356	0.094308791
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Xanthobacteraceae	g__M3007	s__M3007 sp016710765	103	208	0.08839229	0.194220085
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__Nordella	s__Nordella sp016871805	102	30	0.087534113	0.028012512
Bacteria	p__Verrucomicrobiae	c__Verrucomicrobiae	o__Pedosphaerales	f__Pedosphaeraceae	g__Rhodogobius	s__Rhodogobius sp016871805	101	5	0.086675935	0.004668752
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Anaerolineae	o__Aggregatilineales	f__Aggregatilineaceae	g__UBA9464	s__UBA9464 sp016871805	100	57	0.085817757	0.053223773
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Methylophilaceae	g__CFX2	s__CFX2 sp014338005	99	66	0.08495958	0.061627527
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__RBC074	f__RBC074	g__Urbifossilla	s__Urbifossilla limnaea	98	365	0.084101402	0.340818899
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Bacteroidia	o__Gemmatiales	f__Gemmataceae	g__Urbifossilla	s__Urbifossilla limnaea	97	149	0.083243225	0.139128811
Bacteria	p__Planctomycetia	c__Planctomycetia	o__Acetobacteriales	f__Acetobacteraceae	g__M3007	s__M3007 sp016710765	97	124	0.083243225	0.115785051
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Saprospiraceae	g__M3007	s__M3007 sp016710765	93	39	0.079810514	0.036416266
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Chitinophagaceae	g__Ferruginibacter	s__Ferruginibacter sp002391005	93	6	0.079810514	0.005602502
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Acidobacteriae	o__Bryobacteriales	f__Bryobacteraceae	g__Paludibaculum	s__Paludibaculum sp016721425	89	46	0.076377804	0.042952519
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Pateibacteria	o__UBA9983	f__Zambryskibacteraceae	g__C7867-005	s__C7867-005 sp001189165	89	4	0.076377804	0.003735002
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__B-17BO	g__UBA2475	s__UBA2475 sp016705695	89	0	0.076377804	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Spingomonadales	f__Spingomonadaceae	g__Spingopyxis	s__Spingopyxis sp002336885	89	0	0.076377804	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Spingomonadales	f__Spingomonadaceae	g__Novosphingobium	s__Novosphingobium sp002336885	88	236	0.075519627	0.220365096
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__CACIAM-22H2	f__CACIAM-22H2	g__Tagaea	s__Tagaea sp017991515	87	1791	0.074661449	1.672346982
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Pateibacteria	o__UBA9973	f__UBA9973	g__UBA4124	s__UBA4124 sp017991515	86	83	0.073803271	0.077501284
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Pateibacteria	o__Caulobacteriales	f__Caulobacteraceae	g__Brevundinomas	s__Brevundinomas sp017991515	86	69	0.073803271	0.064428778
Bacteria	p__Myxococota	c__Polyangia	o__Polyangiales	f__Polyangiaceae	g__JAAPHV01	s__JAAPHV01 sp016712525	86	24	0.073803271	0.02241001
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Vicinamibacteria	o__Vicinamibacteriales	f__UBA2999	g__JAAPHV01	s__JAAPHV01 sp016712525	85	30	0.072945094	0.028012512
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Aquabacterium	s__Aquabacterium sp016718315	84	37	0.072086916	0.034548765
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibrionia	o__Oscinobacteriales	f__Oscinobacteraceae	g__Oscinobacter	s__Oscinobacter sp016718315	83	63	0.071228739	0.058826276
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Flavobacteriaceae	g__Flavobacterium	s__Flavobacterium sp016788925	82	0	0.070370561	0
Bacteria	p__Nitrospirata	c__Nitrospira	o__Nitrospirales	f__Nitrospiraceae	g__Nitrospira	s__Nitrospira_A sp016788925	82	0	0.070370561	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibrionia	o__Oscinobacteriales	f__Oscinobacteraceae	g__QKMZ01	s__QKMZ01 sp016788925	81	722	0.069512384	0.674167795
Bacteria	p__Gemmatimonadota	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__GWC2-71-9	g__JABFSM01	s__JABFSM01 sp013140635	81	13	0.069512384	0.012138755
Bacteria	p__Planctomycetia	c__Vampirovibrionia	o__Oscinobacteriales	f__Oscinobacteraceae	g__JAFK01	s__JAFK01 sp017307165	80	28	0.06654206	0.026145011
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Thermoleophilum	o__Thermosynechococcales	f__Thermosynechococcaceae	g__VGYC01	s__VGYC01 sp016873095	79	0	0.067796028	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Spingopyxis	s__Spingopyxis sp001488225	78	35	0.066937851	0.032681264
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Caulobacteriales	f__Caulobacteraceae	g__Sediminibacterium	s__Sediminibacterium sp001488225	78	32	0.066937851	0.029880013
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Caulobacteriales	f__Caulobacteraceae	g__Haltscomenobacter	s__Haltscomenobacter hydrossis	78	19	0.066937851	0.017741258
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Aquabacterium	s__Aquabacterium sp003933735	76	7	0.066937851	0.006536253
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Phenylobacterium	s__Phenylobacterium sp003933735	74	41	0.065221496	0.006536253
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Rhodobacterium	s__Rhodobacterium sp003933735	74	28	0.06350514	0.038283767
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Rhodobacterium	s__Rhodobacterium sp003933735	74	28	0.06350514	0.026145011
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Rhizobiaceae	g__Tabrizicola	s__Tabrizicola sp004762095	74	20	0.06350514	0.02241001
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Rhizobiaceae	g__Lacisediminimonas	s__Lacisediminimonas sp004762095	74	20	0.06350514	0.018675008
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Rhizobiaceae	g__Ga0077548	s__Ga0077548 sp016712325	72	204	0.061788785	0.190485083
Bacteria	p__Verrucomicrobiae	c__Verrucomicrobiae	o__Verrucomicrobiales	f__Verrucomicrobiaceae	g__Prosthecoabacter	s__Prosthecoabacter vanreervanii	71	1369	0.060930608	0.178304309
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Chlamydiaceae	g__Rubrivivax	s__Rubrivivax sp016707445	71	203	0.060930608	0.189551333
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Chlamydiaceae	g__Rhododochlamydia	s__Rhododochlamydia sp016707445	71	0	0.060930608	0
Bacteria	p__Caulobacteriales	c__Caulobacteriales	o__Caulobacteriales	f__Caulobacteraceae	g__Phenylobacterium	s__Phenylobacterium sp001557235	68	126	0.058356075	0.117652551
Bacteria	p__Polyangiales	c__Polyangiales	o__Polyangiales	f__Ga0077539	g__SCUS01	s__SCUS01 sp016704445	68	122	0.057497897	0.11391755
Bacteria	p__Gemmatiales	c__Gemmatiales	o__Gemmatiales	f__REEB421	g__REEB421	s__REEB421 sp018970845	67	259	0.057497897	0.241841356
Bacteria	p__Planctomycetia	c__Planctomycetia	o__Planctomycetiales	f__Planctomycetaceae	g__Chroococcus	s__Chroococcus sp018970845	65	129	0.055781542	0.084971287
Bacteria	p__Planctomycetia	c__Planctomycetia	o__Planctomycetiales	f__Planctomycetaceae	g__Scleroderma	s__Scleroderma sp018970845	65	12	0.055781542	0.120453803
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Acidobacteriales	o__Acidobacteriales	f__Acidobacteriaceae	g__Pedobacter	s__Pedobacter sp004211595	65	9	0.055781542	0.011205005
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Spingobacteriales	f__Spingobacteriaceae	g__Pedobacter	s__Pedobacter sp004211595	65	0	0.055781542	0.008403754
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Acetobacteriales	f__Acetobacteraceae	g__Roseococcus	s__Roseococcus sp019083995	64	52	0.054923365	0.048555021
Bacteria	p__Gammaproteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Legionellales	f__Legionellaceae	g__Legionella	s__Legionella sp019083995	64	46	0.054923365	0.042952519

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p_Plandomycetota	c_Plandomycetia	o_Gemmatales	f_Gemmataceae	g_OLB10	s_OLB10 sp01669635	64	6	0.054923365	0.005602502
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_AKYH767-A	f_OLB10	g_OLB10	s_Sediminibacterium sp0004294135	61	8	0.052348832	0.007470003
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae	g_Sediminibacterium	s_Sediminibacterium sp0004294135	58	276	0.04974299	0.257715113
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Saccharimonadia	o_Saccharimonadales	f_UBA1547	g_UBA1547	s_UBA1547 sp002839415	58	42	0.049774299	0.039217517
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Acetobacterales	f_Acetobacteraceae	g_Rhodovarius	s_Rhodovarius lipocylolicus	58	0	0.049774299	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Xanthobacteraceae	g_Z2-YC6860	s_Z2-YC6860 sp001579845	57	2265	0.048916122	2.114944675
Bacteria	p_Campylobacterota	c_Campylobacteria	o_Campylobacterales	f_Arobacteraceae	g_Aliarobacter	s_Aliarobacter cryaeophilus	56	39	0.043057944	0.036416266
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Vicinimicrobia	o_Vicinimicrobiales	f_UBA2999	g_12-FULL-67-14b	s_12-FULL-67-14b sp016871275	55	100	0.047199767	0.093375041
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_SG8-41	g_UBA5216	s_UBA5216 sp0902825845	55	34	0.031747514	0.031747514
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Xanthomonadales	f_Xanthomonadaceae	g_Stenotrophomonas	s_OLB7	54	94	0.04634311	0.087772538
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Kapabacteria	o_OLB7	f_OLB7	g_OLB7	s_OLB7 sp016788565	53	103	0.045483411	0.096176292
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Caulobacterales	f_Caulobacteraceae	g_Caulobacter	s_SYSU-D60015	53	26	0.045483411	0.024277511
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Cytophagales	f_Spirosomaceae	g_Rumella	s_SYSU-D60015	53	13	0.045483411	0.012138755
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Ferrovibrionales	o_Ferrovibrionales	f_Ferrovibrionaceae	g_SYSU-D60015	s_SYSU-D60015	53	0	0.045483411	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_UBA3064	s_UBA3064 sp002342365	52	14	0.044625234	0.013072506
Bacteria	p_Dependentiae	c_Babeliae	o_Babeliales	f_Burkholderiaceae	f_Burkholderiaceae	s_UBA3064	52	10	0.044625234	0.009337504
Bacteria	p_Omnitrophota	c_Omnitrophia	o_Omnitrophales	f_UBA2337	g_UBA2337	s_SICL01	51	605	0.043767056	0.564918997
Bacteria	p_Chlamydia	c_Chlamydia	o_Chlamydiales	f_Parachlamydiaceae	f_Parachlamydiaceae	s_SICL01	51	21	0.043767056	0.019608759
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Vicinimicrobia	o_Vicinimicrobiales	f_UBA2999	g_UBA2999	s_WHSN01	51	14	0.043767056	0.013072506
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Verrucomicrobiae	o_Verrucomicrobiales	f_UBA6663	g_SpSt-583	s_SpSt-583 sp011367385	51	14	0.043767056	0.013072506
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Doudnabacteria	o_Doudnabacteriales	f_UBA920	g_UBA920	s_JAEUSF01	51	0	0.043767056	0
Bacteria	p_Plandomycetota	c_Phycisphaerae	o_Phycisphaerales	f_UBA1924	g_UBA1924	s_JAEUSF01	50	0	0.042908879	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Actinomycetales	f_Streptomyces	g_Streptomyces	s_Streptomyces griseocarnaeus	49	85	0.042050701	0.079368785
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Verrucomicrobiales	f_Opitutaceae	g_UBA6669	s_UBA6669 sp015075305	49	76	0.042050701	0.070965031
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Sphingobium	s_Sphingobium cupresistens	49	35	0.042050701	0.032881264
Bacteria	p_Myxococcola	c_Polyangia	o_Nannocystales	f_Nannocystaceae	g_Ga0077550	s_Ga0077550 sp001464385	49	0	0.042050701	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Pacelbacteria	o_UBA9983	f_UBA9973	g_CAITGV01	s_CAITGV01 sp093892035	48	648	0.041192524	0.605070265
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_UBA1924	g_UBA1924	s_FEB-7	48	39	0.041192524	0.036416266
Bacteria	p_Myxococcola	c_UBA9160	o_UBA9160	f_UBA4427	g_JADJ0R01	s_JADJ0R01 sp016713665	48	6	0.041192524	0.005602502
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Nanopelagiales	f_Nanopelagiacaeae	g_Plantophila	s_Plantophila sp02284895	48	0	0.041192524	0
Bacteria	p_Dependentiae	c_Babeliae	o_Babeliales	f_Caulobacteraceae	g_Brevundimonas	s_Brevundimonas aurantiaca	48	0	0.041192524	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Actinomycetales	f_Microbacteriaceae	g_Vermiphilaceae	s_Vermiphilus pyiformis	47	61	0.040334346	0.056958775
Bacteria	p_Gemmatimonadota	c_Gemmatimonadales	o_Gemmatimonadales	f_Gemmatimonadaceae	g_SCN-70-22	s_SCN-70-22 sp016704485	47	0	0.040334346	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae	g_Ferruginibacter	s_UBA2475	46	14	0.040334346	0.013072506
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_AKYH767	f_B-17BO	g_UBA2475	s_UBA2475 sp016715905	46	0	0.039476168	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Polyangia	o_Rhizobiales	f_Polyangiaceae	g_Devosia	s_Devosia_A	46	0	0.039476168	0
Bacteria	p_Myxococcola	c_Bacteroidia	o_Polyangiales	f_Polyangiaceae	g_UBA4416	s_UBA4416 sp016194985	44	78	0.037759813	0.072832532
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Acetobacterales	f_Acetobacteraceae	g_Roseomonas	s_JAGXTF01	44	0	0.037759813	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_NS11-12g	f_UBA955	g_JAGXTF01	s_JAGXTF01 sp0183333525	43	0	0.036901356	0
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Acidobacteriae	o_Byobacteriales	f_Byobacteraceae	g_VFZY01	s_VFZY01 sp016870915	42	79	0.036043438	0.073766282
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_UBA11063	g_UBA11063	s_UBA11063 sp002892535	41	14	0.035185281	0.013072506
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_SG8-39	g_RBG-16-66-20	s_RBG-16-66-20 sp016868105	41	0	0.035185281	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Chitinophagales	f_Saprospiraceae	g_M3007	s_M3007 sp093933805	40	390	0.034327103	0.364162659
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Nevisiales	f_Nevisiaceae	g_Hydrocarboniphaga	s_Hydrocarboniphaga effusa	40	0	0.034327103	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Caeidmonadales	f_Nucleultrixaceae	g_Nucleultrix	s_Nucleultrix amoebliphila	39	522	0.033468925	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Xanthomonadales	f_Anneliaceae	g_Annelia	s_Annelia sp016712105	39	212	0.033468925	0.487417713
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Thermoanaerobaculia	o_UBA5704	f_UBA5704	g_JAAYLR01	s_JAAYLR01 sp016699405	39	124	0.034327103	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Myxococcia	o_Flavobacteriales	f_PHOS-HE28	g_PHOS-HE28	s_PHOS-HE28 sp016721825	38	0	0.032610748	0.197955087
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Myxococcales	o_Myxococcales	f_Myxococcaceae	g_JAEUJP01	s_JAEUJP01 sp016714225	38	0	0.032610748	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Caulobacterales	f_Caulobacteraceae	g_Phenylobacterium	s_Phenylobacterium sp004299445	37	60	0.03175257	0.056025025
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Immundisolbacteriales	o_Immundisolbacteriales	f_Immundisolbacteraceae	g_Immundisolbacter	s_Immundisolbacter cemigilae	37	48	0.03175257	0.04482002
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Sphingomonadales	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Sphingobium	s_Sphingobium algarfonticola	37	0	0.03175257	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Methylococcales	o_Methylococcales	f_Burkholderiaceae	g_Methylobacterium	s_Sphingobium	37	718	0.03175257	0.030894393
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Hylemonella	s_Methylomagnum ishzawai	36	82	0.030894393	0.076567533
Bacteria	p_Chlamydia	c_Chlamydia	o_Chlamydiales	f_SW23-39	g_Chlamydia	s_Chlamydia	36	80	0.030894393	0.074700033
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Chlamydia	s_Chlamydia	36	61	0.030894393	0.056958775
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Steroidobacteriales	f_Steroidobacteraceae	g_13-2-20CM-66-19	s_13-2-20CM-66-19 sp001914695	36	29	0.030894393	0.027078762

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Berkeliiales	f__Berkeliaceae	g__Berkella	s__Berkella	36	24	0.030894393	0.02241001
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Opitutales	f__Opitutaceae	g__ER46	s__ER46	36	11	0.030894393	0.010271254
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Xanthobacteraceae	g__Rhodoplanes	s__Rhodoplanes serenus	36	0	0.030894393	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Variovorax	s__Variovorax sp001115375	36	0	0.030894393	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Legionellales	f__Legionellaceae	g__Tatlockia	s__Tatlockia	36	0	0.030894393	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__UBA9655	f__UBA9655	g__JABDDK01	s__JABDDK01 sp013287665	35	324	0.030036215	0.302535132
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Cyanobacteriales	f__Microcystaceae	g__Microcystis	s__Microcystis	35	0	0.030036215	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Negativicutes	o__Veillonellales	f__Megaspheeraceae	g__Megaspheara	s__Megaspheara lomaae	35	0	0.030036215	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Rhizobacter	s__Rhizobacter	35	0	0.030036215	0
Bacteria	p__Myxococota	c__Polyangia	o__Polyangiales	f__Polyangiaceae	g__Labilithrix	s__Labilithrix luteola	34	21	0.029178038	0.019608759
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Legionellales	f__Legionellaceae	g__Legionella	s__Legionella	34	11	0.029178038	0.010271254
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__SG8-41	g__SG8-41	s__SG8-41	34	0	0.029178038	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Planctomycetales	f__UBA10511	g__UBA10511	s__UBA5216 sp03893565	33	3	0.02831986	0.002801251
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Bacteroidia	o__Pyrimonadales	f__Pyrimonadaceae	g__JACQFH01	s__JACQFH01 sp016200145	33	0	0.02831986	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Amoebophilaceae	g__OLB17	s__OLB17 sp016789145	33	0	0.02831986	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Spirosomaceae	g__Amoebophilus	s__Amoebophilus asiaticus	33	0	0.02831986	0
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Verrucomicrobiales	f__Verrucomicrobiaceae	g__Emicicia	s__Emicicia sp004168285	33	0	0.02831986	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__DSM-16000	f__Verrucomicrobiaceae	g__Prosthecoabacter	s__Prosthecoabacter	32	2257	0.027461682	2.107474672
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Acidobacteriae	o__Bryobacteriales	f__Bryobacteraceae	g__Inquilinus	s__Inquilinus limosus	32	141	0.027461682	0.131658808
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Sphingomonadales	f__Sphingomonadaceae	g__KBS-96	s__KBS-96 sp000381625	32	21	0.027461682	0.019608759
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Planctomycetales	f__Bacillaceae	g__Bacillus	s__Novosphingobium taihuense	32	0	0.027461682	0
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Phycisphaerales	f__UBA1924	g__JAEUIV01	s__JAEUIV01 sp016795005	31	165	0.026603505	0.154068817
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Mycobacteriales	f__UBA9464	g__SXXZ01	s__SXXZ01 sp016871615	31	162	0.026603505	0.151267566
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Sphingomonadales	f__Mycobacteriaceae	g__Mycobacterium	s__Mycobacterium obunense	31	35	0.026603505	0.02334376
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__UBA9983	f__Zambrskybacteraceae	g__Chakrabartia	s__Chakrabartia	31	16	0.026603505	0.014940007
Bacteria	p__Chlamydiota	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Rhadochlamydiaceae	g__W02-35-19	s__W02-35-19 sp012514175	30	401	0.025745327	0.374433914
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Bacteroidia	o__Legionellales	f__Legionellaceae	g__PALSA-1444	s__PALSA-1444 sp017994195	30	222	0.025745327	0.207292591
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Armatimonadaceae	g__Armatimonas	s__Armatimonas rosea	30	26	0.025745327	0.024277511
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__UBA9983	f__Rhadochlamydiaceae	g__UBA11704	s__UBA11704 sp018063165	30	6	0.025745327	0.012138755
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Rhizobiaceae	g__Jidalbacter	s__Jidalbacter aquaticus	30	0	0.025745327	0.008403754
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Xanthomonadales	f__Xanthomonadaceae	g__UBA11704	s__UBA11704 sp018063165	30	0	0.025745327	0.005602502
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__Tahibacter	s__Tahibacter aquaticus	30	0	0.025745327	0
Bacteria	p__Chlamydiota	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Rhadochlamydiaceae	g__UBA2033	s__UBA2033	29	260	0.02488715	0.242775106
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Acidovorax	s__Acidovorax	29	186	0.02488715	0.173677576
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Xanthomonadales	f__Xanthomonadaceae	g__2-02-FULL-49-12	s__2-02-FULL-49-12 sp001796315	29	28	0.02488715	0.088706289
Bacteria	p__Elusimicrobiota	c__Elusimicrobia	o__Elusimicrobiales	f__Elusimicrobiaceae	g__SCMT01	s__SCMT01 sp005502915	29	0	0.02488715	0.026145011
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Planctomycetales	f__Planctomycetaceae	g__GWA2-66-18	s__GWA2-66-18 sp013044195	28	91	0.024028972	0.084971287
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__NS11-12g	f__Beijerinckiaceae	g__Methylobacterium	s__Methylobacterium	28	21	0.024028972	0.019608759
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Nitrospirae	o__Nitrospirales	f__Nitrospiraceae	g__SHWZ01	s__SHWZ01 sp009693575	28	0	0.024028972	0.012138755
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__CFX10	s__CFX10 sp013112715	28	0	0.024028972	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__WLRQ01	s__WLRQ01 sp009697815	27	252	0.023170795	0.235305103
Bacteria	p__Elusimicrobiota	c__Elusimicrobia	o__Elusimicrobiales	f__Elusimicrobiaceae	g__Undibacterium	s__Undibacterium sp014284115	27	93	0.023170795	0.096838788
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Planctomycetales	f__Planctomycetaceae	g__UBA9628	s__UBA9628	27	71	0.023170795	0.066296279
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Pirellula	s__Pirellula slaleyji	27	51	0.023170795	0.047621271
Bacteria	p__Desulfobacteriota	c__Desulfobacteriales	o__Desulfobacteriales	f__Desulfobacteriaceae	g__Variovorax	s__Variovorax	27	26	0.023170795	0.024277511
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Humidesulfobrio	s__Humidesulfobrio mexicanus	27	17	0.023170795	0.015873757
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Planctomycetales	f__Planctomycetaceae	g__Methyloversatilis	s__Methyloversatilis universalis	26	7	0.02312617	0.006536253
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__SXXJ01	s__SXXJ01 sp016872645	26	133	0.02312617	0.124188804
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Cryobacterium	s__Cryobacterium	26	61	0.022312617	0.056958775
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Sphingomonadales	f__Sphingomonadaceae	g__Sandarakinohabdius	s__Sandarakinohabdius	26	0	0.022312617	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__SG8-39	g__SG8-39	s__SG8-39	26	0	0.022312617	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Bacteroidiales	f__Bacteroidaceae	g__JABD-JL01	s__JABD-JL01 sp013002505	26	0	0.022312617	0
Bacteria	p__Dependentiae	c__Babeliae	o__Babeliales	f__Chromulinavaceae	g__Chromulinavox	s__Chromulinavox sp018062405	25	51	0.021454439	0.047621271
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Berkeliiales	f__Berkeliaceae	g__Berkella	s__Berkella aquae	25	29	0.021454439	0.027078762
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__2-12-FULL-35-15	g__JAEUTT01	s__JAEUTT01	25	0	0.021454439	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Chitinophagaceae	g__Ferruginibacter	s__Ferruginibacter sp016710165	25	0	0.021454439	0

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOTILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Chitinophagaceae	g__Sediminibacterium	s__Sediminibacterium sp000508085	25	0	0.02145439	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Bernardiaceae	g__RDZD01	s__RDZD01 sp013299045	25	0	0.02145439	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Flavobacteriaceae	g__Flavobacterium	s__Flavobacterium album	25	0	0.02145439	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Proteobacteria	o__Caulobacteriales	f__TH1-2	g__Terricaulis		25	0	0.02145439	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Proteobacteria	o__DSM-16500	f__DSM-16500	g__Lacunisphaera		25	0	0.02145439	0
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Opitutales	f__Opitutaceae	g__Opitutaceae		24	42	0.020596262	0.039217517
Bacteria	p__Desulfobacterota	c__Bnadia	o__UBA9968	f__UBA9968	g__DP-1	s__DP-1 sp005879605	24	2	0.020596262	0.001867501
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__Geminicoccaceae	g__Arbortococcus		24	0	0.020596262	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Geminicoccales	f__Geminicoccaceae	g__Arbortococcus	s__Arbortococcus pini	24	0	0.020596262	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocytiaceae	g__Azospira	s__Azospira_A restricta	23	925	0.019738084	0.863719128
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Nevskiales	f__Nevskiaceae	g__Solimonas	s__Solimonas_A fluminis	23	0	0.019738084	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Cyanobacteriales	f__Cyanobacteriaceae	g__VMFU01	s__VMFU01 sp007376205	22	56	0.018879907	0.052290023
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Gracilibacteria	o__Peribacteriales	f__Peribacteriaceae	g__SCN-70-22		22	32	0.018879907	0.029980013
Bacteria	p__Gemmatimonadota	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__Gemmatimonadaceae	g__VFZN01	s__VFZN01 sp016871195	22	25	0.018879907	0.02334376
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Vicinamibacteria	o__Vicinamibacteriales	f__UBA2999	g__OLB17		22	21	0.018879907	0.019608759
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Blastocatella	o__Pyrinomonadales	f__Pyrinomonadaceae	g__ULC077B1N1		22	4	0.018879907	0.003735002
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Leptolyngbyales	f__Leptolyngbyaceae	g__Palsa-1315		22	0	0.018879907	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Nitrospirales	f__Nitrospiraceae	g__Faecalibacterium	s__Faecalibacterium prausnitzii	22	0	0.018879907	0
Bacteria	p__Nitrospirota	c__Nitrospira	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__Didemnitutus	s__Didemnitutus sp017991595	21	0	0.018021729	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Opitutales	f__Opitutaceae	g__Parvibaculum		20	75	0.017163551	0.070031281
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Parvibaculales	f__Parvibaculaceae	g__Ga0077536	s__Ga0077536 sp009692365	20	30	0.017163551	0.028012512
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Ga0077536	f__EnvOPS12	g__OLB14	s__OLB14 sp016721315	20	7	0.017163551	0.018675008
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Anaerolineae	o__Anaerolineales	f__DSM-16500	g__Aquilicella	s__Aquilicella_A siphonis	20	7	0.017163551	0.006536253
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Pleomorphomonadaceae	g__Oharaibacter	s__Oharaibacter diazotrophicus	20	0	0.017163551	0
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Pedosphaerales	f__UBA9464	g__CAIVQB01	s__CAIVQB01 sp003916195	20	0	0.017163551	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Hylemonella	s__Hylemonella sp013334205	19	345	0.016305374	0.322143891
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Rubrivivax	s__Rubrivivax sp016716535	19	92	0.016305374	0.085905038
Bacteria	p__Gemmatimonadota	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__Gemmatimonadaceae	g__Gemmattimonas	s__Gemmattimonas aurantiaca	19	17	0.016305374	0.015873757
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__UBA9973	f__UBA9973	g__Humisphaera	s__UBA9973 sp000989515	19	0	0.016305374	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Physcisphaerae	o__Tepidisphaerales	f__Tepidisphaeraceae	g__Methylobacterium	s__Methylobacterium extorquens	19	0	0.016305374	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Beijerinckiaceae	g__Blastochloris	s__Blastochloris viridis	19	0	0.016305374	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Xanthobacteriaceae	g__SHVJ01	s__SHVJ01 sp016870355	19	538	0.015447196	0.50235772
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocytiaceae	g__Protocliamylidia	s__Protocliamylidia sp001545115	18	137	0.015447196	0.127923806
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__SG8-39	g__Chromulinavorax	s__Chromulinavorax destructans	18	79	0.015447196	0.073766282
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Acidimicrobia	o__IMCC26256	f__PAL SA-555	g__SHVJ01		18	0	0.015447196	0
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Acidimicrobia	o__Acidimicrobiales	f__Illumatobacteraceae	g__PAL SA-1355	s__PAL SA-1355 sp003153375	18	0	0.015447196	0
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Babellae	f__Parachlamydiaeae	g__SCTM01	s__SCTM01 sp004297485	18	0	0.015447196	0
Bacteria	p__Dependentiae	c__Babellae	o__Myxococcales	f__Chromulinavoraceae	g__Undibacterium	s__Undibacterium sp018139685	18	0	0.015447196	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Pirellulales	f__PAL SA-1355	g__SIBE01	s__SIBE01 sp016871515	18	0	0.015447196	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhodospirillales	f__Rhodospirillaceae	g__Flavipsychrobacter	s__Flavipsychrobacter sp003835005	18	214	0.014589019	0.199822587
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Turneriella	s__Turneriella sp018240245	17	70	0.014589019	0.065362529
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Pedosphaerales	f__Rhabdodiamydaceae	g__Cronobacter	s__Cronobacter malonaticus	17	28	0.014589019	0.026145011
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Turneriellaceae	g__Palsa-948	s__Palsa-948 sp004297845	17	3	0.014589019	0.002801251
Bacteria	p__Spirochaetota	c__Leptospirae	o__Turneriellales	f__Microcytaceae	g__Rippkaea		17	0	0.014589019	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__Microcytaceae	g__Devesia		17	0	0.014589019	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Rhizobiales	f__Devosiaceae	g__Inhella	s__Inhella inkyoungensis	17	0	0.014589019	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Pericidibaca	s__Pericidibaca aquatica	17	81	0.013730841	0.075633783
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Moraxellaceae	g__Rivicola	s__Rivicola sp002002905	16	17	0.013730841	0.015873757
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Aquaspirillaceae	g__Mycobacterium	s__Mycobacterium tokelense	16	0	0.013730841	0
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Mycobacteriaceae	g__UKL13-3	s__UKL13-3 sp001602415	16	0	0.013730841	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__NS11-12g	f__UKL13-3	g__Simkania	s__Simkania negevensis	16	0	0.013730841	0
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Simkania	g__CAULX01	s__CAULX01 sp003821695	16	812	0.012872664	0.758205332

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Pirelliales	f__Lacipirellulaceae	g__Lacipirellula	s__Lacipirellula limnantheis	15	79	0.012872664	0.073766282
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Acidobacteriae	o__Bryobacteriales	f__Bryobacteriaceae	g__JAFLB001	s__JAFLB001 sp017304135	15	0	0.012872664	0
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Ignaviibacteria	o__SJA-28	f__B-1AR	g__FEN-1279	s__FEN-1279 sp016218085	15	0	0.012872664	0
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Parachlamydiaceae	g__JABDCX01	s__JABDCX01 sp013287915	15	0	0.012872664	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Dehalococcoidia	o__DSTF01	f__WHTK01	g__WHTK01	s__WHTK01 sp009377745	15	0	0.012872664	0
Bacteria	p__Dependentiae	c__Babeliae	o__Babeliales	f__RVW-14	g__JAFEAY01	s__JAFEAY01 sp018266175	15	0	0.012872664	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Gemmatales	f__Gemmataceae	g__UBA969	s__UBA969	15	0	0.012872664	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhodospirillales	f__Rhodospirillaceae	g__Paracoccus	s__Paracoccus	14	236	0.012014486	0.220365096
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Physcisphaerae	o__Physcisphaerales	f__UBA1924	g__JAFB001	s__JAFB001 sp018242625	14	99	0.012014486	0.09244129
Bacteria	p__Myxococcota	c__Polyangia	o__Polyangiales	f__GCA-016699535	g__GCA-016699535	s__GCA-016699535 sp016699535	14	50	0.012014486	0.04668752
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Nevskiales	f__Nevskiaceae	g__Nevskia	s__Nevskia	14	48	0.012014486	0.04482002
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Sphingomonadales	f__Sphingomonadaceae	g__Chakrabartia	s__Chakrabartia sp016704425	14	31	0.012014486	0.028946263
Bacteria	p__Myxococcota	c__Polyangia	o__Polyangiales	f__Lachnospiraceae	g__Agathobacter	s__Agathobacter faecis	14	19	0.012014486	0.017741258
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Flavobacterium	s__Flavobacterium magnum	14	13	0.012014486	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Bacteroidia	o__Aggregatilineales	f__A4b	g__OLB15	s__OLB15 sp016713325	14	0	0.012014486	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Elnellales	f__Elnellaceae	g__CAIPF001	s__CAIPF001 sp013285585	14	0	0.012014486	0
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__SM23-39	g__C7867-001	s__C7867-001	13	131	0.011156308	0.122321304
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Fusobacteriia	o__Fusobacteriales	f__UBA2103	g__Hypnocyclus	s__Hypnocyclus thermotrophus	13	74	0.011156308	0.06909753
Bacteria	p__Fusobacteriia	c__Fusobacteriia	o__Rhizobiales	f__Fusobacteriaceae	g__Hyphomicrobium	s__Hyphomicrobium A. sulfonivorans	13	15	0.011156308	0.014006256
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Babeliaceae	g__JACDHA01	s__JACDHA01 sp013821315	13	11	0.011156308	0.010271254
Bacteria	p__Dependentiae	c__Babeliae	o__Babeliales	f__JACDCH01	g__JACDCH01	s__JACDCH01 sp013694495	13	10	0.011156308	0.009337504
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Acidimicrobia	o__Acidimicrobiales	f__Parachlamydiaceae	g__JABDGJ01	s__JABDGJ01 sp013286075	13	0	0.011156308	0
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Rhizobiales	f__Xanthobacteriaceae	g__SCUB01	s__SCUB01 sp004297465	13	0	0.011156308	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Azonexus	s__Azonexus sp008711155	13	0	0.011156308	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Steroidobacteriales	f__Steroidobacteraceae	g__ER46	s__ER46 sp016222805	13	0	0.011156308	0
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Opitutales	f__Opitutaceae	g__Ramlibacter	s__Ramlibacter	12	19337	0.010298131	18.05593165
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Phaeosporillum	s__Phaeosporillum	12	177	0.010298131	0.165273822
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhodospirillales	f__Magnetspirillaceae	g__Gemmata	s__Gemmata sp017306025	12	83	0.010298131	0.077501284
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Gemmatales	f__Gemmataceae	g__Streptococcus	s__Streptococcus parvus	12	73	0.010298131	0.06816378
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__DSM-16500	g__JACDDU01	s__JACDDU01 sp013816845	12	66	0.010298131	0.061627527
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Polyangia	o__Polyangiales	f__Polyangiaceae	g__JAAFHV01	s__JAAFHV01	12	50	0.010298131	0.04668752
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Prevotella	s__Prevotella	12	46	0.010298131	0.042952519
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Nevskiales	f__Nevskiaceae	g__Nevskia	s__Nevskia	12	30	0.010298131	0.028012512
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Bifidobacteriaceae	g__Bifidobacterium	s__Nevskia sp013823855	12	0	0.010298131	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__UBA4408	g__UBA4408	s__UBA4408 sp016718805	12	0	0.010298131	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Anaerolineae	o__Anaerolineales	f__Anaerolineaceae	g__Leptolinea	s__Leptolinea sp012515195	12	0	0.010298131	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibrionia	o__Obscuribacteriales	f__Obscuribacteriaceae	g__PALSA-1081	s__PALSA-1081 sp003963305	12	0	0.010298131	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Methylobacteriaceae	g__Acidovorax	s__Acidovorax delafieldii	12	0	0.010298131	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Zoogbea	s__Zoogbea sp008011925	12	0	0.010298131	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Tatlockia	s__Tatlockia maceachemii	12	0	0.010298131	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Legionellales	f__Legionellaceae	g__UBA5216	s__UBA5216 sp016688015	11	450	0.009439953	0.420187684
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Burkholderiales	f__SG8-41	g__Lacibacter	s__Lacibacter sp002337125	11	34	0.009439953	0.031747514
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Chitinophagales	o__Chitinophagales	f__Chitinophagaceae	g__PNKE01	s__PNKE01 sp013822245	11	0	0.009439953	0
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Acidobacteriae	o__Bryobacteriales	f__Bryobacteriaceae	g__WYBL01	s__WYBL01 sp011526565	11	0	0.009439953	0
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Thermoanaerobaculia	o__UBA5704	f__UBA5704	g__UBA4660	s__UBA4660 sp016722445	11	0	0.009439953	0
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Vicinibacteria	o__Fen-336	f__Fen-336	g__JAAUUD01	s__JAAUUD01 sp012031655	11	0	0.009439953	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__UA16	g__RBC038	s__RBC038 sp002827055	11	0	0.009439953	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Dehalococcoidia	o__Aggregatilineales	f__J027	g__Lactobacillus	s__Lactobacillus	11	0	0.009439953	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Dehalococcoidia	o__UBA2979	f__UBA2979	g__Pseudomonas	s__Pseudomonas	11	0	0.009439953	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Lactobacillaceae	g__JACPOV01	s__JACPOV01 sp016191325	11	0	0.009439953	0.061627527
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Pseudomonadaceae	g__C7867-006	s__C7867-006 sp000996025	10	66	0.008581776	0.024277511
Bacteria	p__Dependentiae	c__Babeliae	o__Babeliales	f__Zambryskibacteraceae	g__1-14-0-10-45-20	s__1-14-0-10-45-20 sp019246385	10	26	0.008581776	0.012138755
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Patescibacteria	o__UBA9983	f__UBA2103	g__JAAF01	s__JAAF01 sp003696945	10	13	0.008581776	0.011205005
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Anaerolineae	o__Thermoflexiales	f__J036	g__JABCZZ01	s__JABCZZ01 sp013288985	10	12	0.008581776	0.005602502
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rickettsiales	f__JABCZZ01	g__Ideonella	s__Ideonella	10	6	0.008581776	0.001867501
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae			10	2	0.008581776	0.001867501

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Saprospiraceae	g_UBA3362		10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Cytophagales		g_Emticia		10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Cytophagales	f_Spirosomaceae	g_Emticia	s_Emticia oligotrophica	10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Cytophagales	f_Crociniomacaceae	g_Fluvicola		10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Bdellovibrionota	c_Bdellovibrionota	o_Bdellovibrionales	f_UBA2466	g_UBA2466	s_UBA2466 sp016875135	10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Deinococota	c_Deinococci	o_Deinococcales	f_Thermaceae	g_Meiothermus		10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Saccharimonadia	o_Saccharimonadales	f_Nanoperiomoraceae	g_Nanoperiomorbus	s_Nanoperiomorbus sp002313515	10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Plancetomycetota	c_Plancetomycetota			g_VFBO1		10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Caulobacteriales	f_TH1-2	g_VFBO1	s_VFBO1 sp006515885	10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Reynanellales	f_Reynanellaceae	g_Reynanella	s_Reynanella sp016467395	10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Rhizobiaceae	g_Mesorhizobium	s_Mesorhizobium sp004136315	10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Xanthobacteraceae	g_Xanthobacter	s_Xanthobacter sp012275355	10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_CAIZPE01	s_CAIZPE01 sp016710525	10	0	0.008581776	0
Bacteria	p_Gemmatimonadota	c_Gemmatimonadetes	o_Gemmatimonadales	f_GWC2-71-9	g_JADJOM01	s_JADJOM01 sp016794805	9	42	0.007723598	0.039217517
Bacteria	p_Plancetomycetota	c_Plancetomycetota	o_Pirellulales	f_Pirellulaceae	g_VGZA01	s_VGZA01 sp016872775	9	34	0.007723598	0.031747514
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Patescibacteria	o_Patescibacteriales	f_UBA9973	g_CAITQP01	s_CAITQP01 sp003894565	9	33	0.007723598	0.030813763
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_AKYH767	f_2-12-FULL-35-15	g_JAEUTT01	s_JAEUTT01 sp016786925	9	31	0.007723598	0.028946263
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinobacteriota	o_Actinobacteriales	f_Moraxellaceae	g_UBA3006	s_UBA3006 sp002367695	9	15	0.007723598	0.014006256
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Pseudomonadales	f_Moraxellaceae	g_Moraxella	s_JAFEGE01	9	6	0.007723598	0.005602502
Bacteria	p_Chlamydia	c_Chlamydia	o_2-12-FULL-49-11	f_2-12-FULL-49-11	g_JAFEGE01	s_JAFEGE01 sp015657505	9	5	0.007723598	0.004668752
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Cyanobacteria	o_Cyanobacteriales	f_Microcytaceae	g_Gloeothece	s_Gloeothece verrucosa	9	3	0.007723598	0.002801251
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinobacteriota	o_Actinomycetales	f_Actinomycetaceae	g_Arcanobacterium	s_Arcanobacterium phocae	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinobacteriota	o_Mycobacteriales	f_Pseudonocardaceae	g_Pseudonocardia	s_Pseudonocardia sp001294645	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Chlamydia	o_SJA-28	f_B-1AR	g_CAIKZJ01	s_CAIKZJ01 sp015657505	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Bdellovibrionota	c_Bdellovibrionota	o_Bdellovibrionales	f_Bdellovibrionaceae	g_Pseudobdellovibrio	s_Pseudobdellovibrio exovorus	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Chlamydia	c_Chlamydia	o_Chlamydiales	f_Parachlamydiaceae	g_Parachlamydia	s_Parachlamydia sp018342475	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Limnocylinidia	o_Limnocylinidiales	f_CSP1-4	g_UBA5189	s_UBA5189 sp013822395	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Cyanobacteriota	o_Thermosynechococcales	f_Thermosynechococcaceae	g_Acaryochloris		9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Desulfobacteriota	c_Desulfobacteriota	o_Desulfobacteriales	f_Desulfobacteriaceae	g_Fen-1231	s_Fen-1231 sp01412065	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Gemmatimonadota	c_Gemmatimonadetes	o_Gemmatimonadales	f_Gemmatimonadaceae	g_Pan216	s_Pan216 sp007748055	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Beijerinckiaceae	g_Methylocystis		9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Phyreatobacteraceae	g_Phyreatobacter	s_Phyreatobacter cathodiphilus	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Casimicrobiaceae	g_Casimicrobium	s_Casimicrobium sp004293675	9	0	0.007723598	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Patescibacteria			g_Chthoniobacter		8	103	0.00865421	0.096176292
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Chthoniobacteriales	f_Chthoniobacteraceae	g_Chthoniobacter	s_Chthoniobacter flavus	8	74	0.00865421	0.06909753
Bacteria	p_Plancetomycetota	c_Phycisphaerae	o_Phycisphaerales	f_UBA1924	g_WM-009	s_WM-009 sp013822085	8	63	0.00865421	0.058826276
Bacteria	p_Bdellovibrionota	c_Bdellovibrionota	o_Bdellovibrionales	f_Bdellovibrionaceae	g_Bdellovibrio	s_Bdellovibrio sp006874625	8	45	0.00865421	0.042018768
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_AKYH767	f_B-17BO	g_UBA2475		8	43	0.00865421	0.040151268
Bacteria	p_UBA1135	c_UBA1135	o_UBA1135	f_GCA-002686595	g_JAEUIA01	s_JAEUIA01 sp016795245	8	43	0.00865421	0.040151268
Bacteria	p_Nitrospina	c_UBA7883	o_UBA7883	f_JADGCD01	g_JADGCD01	s_JADGCD01 sp015229165	8	39	0.00865421	0.036416266
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Vicinamibacteria	o_Vicinamibacteriales	f_UBA2999	g_Gp6-AA40	s_Gp6-AA40 sp013140775	8	13	0.00865421	0.012138755
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Chitinophagales	f_Chitinophagaceae	g_CW01	s_CW01 sp004028795	8	10	0.00865421	0.009375504
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Patescibacteria	o_UBA9983	f_UBA9973	g_UBA9973	s_UBA9973 sp018063015	8	2	0.00865421	0.001867501
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Burkholderiaceae	g_Aquabacterium	s_Aquabacterium_A pictum	8	2	0.00865421	0.001867501
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinobacteriota	o_Holophagae	f_Holophagaceae	g_Holophaga	s_Holophaga sp002297665	8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinobacteriota	o_Acidimicrobiales		g_Aquihabitans	s_Aquihabitans sp019048665	8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_UBA4738	o_UBA4738	f_HRBIN12	g_AC-51		8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_CLD3	c_CLD3	o_SB21	f_SB21	g_JABWCP01	s_JABWCP01 sp013360215	8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Anaeorilineae	o_Cadellineales	f_Cadellineaceae	g_JADJPH01	s_JADJPH01 sp016713335	8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Vampirovibrionia	o_Obscuribacteriales	f_Obscuribacteraceae	g_RI-106	s_RI-106 sp0124935	8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_Plancetomycetota	c_Phycisphaerae	o_Phycisphaerales	f_UTPLA1	g_SpSt-539	s_SpSt-539 sp011369955	8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Sphingomonadales	f_Sphingomonadaceae	g_Novosphingobium	s_Novosphingobium sp013149295	8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Pseudomonadales	f_Moraxellaceae	g_Acinobacter	s_Acinobacter oleivorans	8	0	0.00865421	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomyces	o_Actinomyces	f_Nocardioidaceae	g_Marmoricola	s_Marmoricola solisilvae	7	64	0.006007243	0.00907243
Bacteria	p_Chloroflexota	c_Anaeorilineae	o_Aggregatilineales	f_Adb	g_Arenimonas		7	53	0.006007243	0.035482516
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Xanthomonadales	f_Xanthomonadaceae	g_Terricaulis	s_Terricaulis silvestris	7	38	0.006007243	0.029880013
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Caulobacteriales	f_TH1-2	g_Miltoncostaea	s_Miltoncostaea sp001464995	7	32	0.006007243	0.015873757
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Thermoleophila	o_Miltoncostaeales	f_Miltoncostaeaceae	g_Miltoncostaea		7	17	0.006007243	0.015873757

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__SM23-39	g__CAISYW01	s__CAISYW01 sp903889795	7	11	0.006007243	0.010271254
Bacteria	p__Planctomycetota	c__UBA11346	o__UBA11346	f__UBA11346	g__JACCZE01	s__JACCZE01 sp013816415	7	4	0.006007243	0.003735002
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Limnocylinidia	o__Limnocylinidiales	f__CSP1-4	g__CAIXZV01	s__CAIXZV01 sp903930745	7	3	0.006007243	0.002801251
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Blastocatella	o__Chloracidobacteriales	f__Chloracidobacteriaceae	g__Chloracidobacterium	s__Chloracidobacterium validum	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Propionibacteriales	f__Nocardioideaceae	g__Nocardioides	s__Nocardioides exalbidus	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__B-17BO	g__Phocaicola	s__Phocaicola vulgatus	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Phocaicola	s__Phocaicola vulgatus	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Weeksellaceae	g__Cloacibacterium	s__Cloacibacterium normanense	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__UABA266	f__UABA266	g__JADLOM01	s__JADLOM01	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Bdellovibrionota	c__FAC87	o__FAC87	f__FAC87	g__GWA1-54-10	s__GWA1-54-10 sp903840375	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Acetivibrionales	f__DSM2-7016	g__Ruminiclostridium	s__Ruminiclostridium	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Gemmatimonadetes	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__GWC2-71-9	g__GWA1-54-10	s__GWA1-54-10 sp903840375	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__Paceibacteriales	f__SBAW01	g__Pirellula	s__Pirellula	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Pirellulales	f__Pirellulaceae	g__SXXK01	s__SXXK01 sp005791255	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Planctomycetales	f__Planctomycetaceae	g__Ferruginivarius	s__Ferruginivarius sediminum	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Kilonellales	f__Rhodovibrionaceae	g__Rhodoblastus	s__Rhodoblastus acidophilus	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Beijerinckiaceae	g__Aeromonas	s__Aeromonas	7	0	0.006007243	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Enterobacterales	f__Aeromonadaceae	g__Aeromonas	s__Aeromonas	7	0	0.006007243	0
Archaea	p__Nanoarchaeota	c__Nanoarchaeota	o__Nanohalobiales	f__GW2011-AR1	g__UBA2353	s__UBA2353 sp002344005	6	106	0.005149065	0.098977543
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Kacabacteriales	o__Kacabacteriales	f__UBA961	g__VGC01	s__VGC01 sp016870095	6	102	0.005149065	0.095242542
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Alphaproteobacteria	o__Paracaeidibacteriales	f__VGC01	g__UBA2475	s__UBA2475 sp013816615	6	28	0.005149065	0.026145011
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__B-17BO	g__Phascolarctobacterium	s__Phascolarctobacterium faecium	6	20	0.005149065	0.018675008
Bacteria	p__Firmicutes	c__Negativicutes	o__Acidaminococcales	f__JABSSG01	g__JAGORE01	s__JAGORE01 sp018062985	6	19	0.005149065	0.017741258
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rickettsiales	f__Rickettsiaceae	g__UBA6184	s__UBA6184 sp014896945	6	14	0.005149065	0.013072506
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Stereoidobacteriales	f__UBA6184	g__CATHL01	s__CATHL01	6	2	0.005149065	0.013072506
Archaea	p__Halobacteriota	c__Methanomicrobialia	o__Methanomicrobiales	f__Methanospirillum	g__Methanospirillum	s__Methanospirillum lacunae	6	0	0.005149065	0.001867501
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Thermopiphilia	o__UBA2241	f__UBA2241	g__JAAPJT01	s__JAAPJT01 sp016787525	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Saprospiraceae	g__JAAPJT01	s__JAAPJT01 sp016787525	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Crociniomacaceae	g__Fluviicola	s__Fluviicola riffsens	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Flavobacteriaceae	g__Fluviicola	s__Fluviicola riffsens	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Ignavibacteria	o__SJA-28	f__OLB5	g__RPQH01	s__RPQH01 sp003820375	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Leptolyngbyales	f__Leptolyngbyaceae	g__ULC077BIN1	s__ULC077BIN1 sp003249025	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Gemmatimonadota	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__GWC2-71-9	g__Gemmatimonas	s__Gemmatimonas phototrophica	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Gemmatimonadota	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__GWC2-71-9	g__Urbifossella	s__Urbifossella sp017308215	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Gemmatiales	f__Gemmataceae	g__GCA-2402195	s__GCA-2402195 sp017302595	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rickettsiales	f__Rickettsiaceae	g__VBCG01	s__VBCG01 sp016704895	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Casimicrobiaceae	g__Legionella	s__Legionella anisa	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Legionellales	f__Legionellaceae	g__Arenimonas	s__Arenimonas onyzierrae	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Xanthomonadales	f__Xanthomonadaceae	g__Blautia	s__Blautia A wexlerae	6	0	0.005149065	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__CAIVPW01	s__CAIVPW01 sp903907895	5	148	0.004290888	0.13819506
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__CAIVPW01	f__CAIVPW01	g__SCUD01	s__SCUD01 sp016874295	5	120	0.004290888	0.112050049
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Thermoanaerobaculia	o__Stereoidobacteriales	f__UBA5066	g__UBA5066	s__UBA5066 sp016714815	5	100	0.004290888	0.093375041
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Thermoanaerobaculia	o__UBA5066	f__UBA5066	g__Panaeagrimonas	s__Panaeagrimonas persipica	5	64	0.004290888	0.059760026
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Acidimicrobia	o__Acidimicrobiales	f__CAIXPF01	g__WHTX01	s__WHTX01 sp009377505	5	5	0.004290888	0
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Nanopelagiales	f__Nanopelagaceae	g__PALSA-747	s__PALSA-747 sp903899375	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Streptosporangiales	f__Streptosporangiaceae	g__JADKH01	s__JADKH01 sp016721305	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__AKYH767-A	f__2013-40CM-41-45	g__JABDFU01	s__JABDFU01	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__JABDFU01	g__Parabacteroides	s__Parabacteroides distasonis	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Tannerellaceae	g__JABDFU01	s__JABDFU01	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Saprospiraceae	g__JABDFU01	s__JABDFU01	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Ignavibacteria	o__Ignavibacteriales	f__Ignavibacteriaceae	g__JABDFU01	s__JABDFU01	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Chloriflexaceae	g__JABDFU01	s__JABDFU01	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Chloroflexia	o__Chloroflexiales	f__Chloriflexaceae	g__JABDFU01	s__JABDFU01	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Chloroflexia	o__Thermomicrobiales	f__UBA6265	g__CADCW01	s__CADCW01 sp902806355	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Dehalococcoidia	o__Tepidiformales	f__Tepidiformaceae	g__UCB2	s__UCB2	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Dependentiae	c__Babeliae	o__Babeliales	f__Babeliaceae	g__JAFJJD01	s__JAFJJD01 sp016929235	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Dependentiae	c__Babeliae	o__Babeliales	f__JABCY001	g__JABCY001	s__JABCY001	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Erysipelotrichales	f__Erysipelotrichaceae	g__Holdemanelia	s__Holdemanelia porci	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p__Mycococcota	c__Polyanglia	o__Haliangiales	f__Haliangiaceae	g__UBA2376	s__UBA2376	5	0	0.004290888	0

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p_Myxococcota	c_UBA727	o_UBA727	f_JABDBI01	g_JABDBI01	s_JABDBI01 sp013288705	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Myxococcota	c_WYAZ01	o_WYAZ01	f_WYAZ01			5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Gracilbacteria	o_RBG-16-42-10	f_RBG-16-42-10	g_JACQZO01	s_JACQZO01 sp016207805	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Plancntomycetota	c_Pirellulaceae	o_Pirellulales	f_Pirellulaceae	g_Pirellula	s_Pirellula_B sp03820735	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rhizobiales	f_Hyphomicrobiaceae			5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rickettsiales	f_UBA3002	g_JAFLLD001	s_JAFLLD001 sp017302575	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Neisseriaceae	g_Neisseria	s_Neisseria brasiliensis	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Legionellales	f_Legionellaceae	g_Legionella		5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Pseudomonadales	f_Haileaceae	g_Halloglobus	s_Halloglobus sp016704305	5	0	0.004290888	0
Bacteria	p_Plancntomycetota	c_Phycisphaerae	o_UBA1845	f_EnvOPS12	g_UBA5195	s_UBA5195 sp03838415	4	44	0.00343271	0.041085018
Bacteria	p_Chloroflexota	c>Anaerolineae	o_Anaerolineales	f_Tannerellaceae	g_Macellibacteroides	s_Macellibacteroides fermentans	4	35	0.00343271	0.032881264
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Bacteroidales	f_UBA8517	g_GWB1-38-13	s_GWB1-38-13 sp00093685	4	21	0.00343271	0.019608759
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Microgenomatia	o_GWA2-44-7	f_UBA1997	g_UBA2645		4	15	0.00343271	0.014006256
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Rickettsiales	f_UTPLA1	g_UTPLA1		4	15	0.00343271	0.014006256
Bacteria	p_Plancntomycetota	c_Phycisphaerae	o_UBA1845				4	11	0.00343271	0.010271254
Bacteria	p_Myxococcota	c_UBA727	o_UBA727				4	3	0.00343271	0.002801251
Bacteria	p_Plancntomycetota	c_Plancntomycetia	o_Plancntomycetales	f_Plancntomycetaceae	g_Maoricomonas	s_Maoricomonas rarisocia	4	2	0.00343271	0.001867501
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Acidobacteriae	o_Bryobacteriales	f_Bryobacteraceae	g_Palsa-187	s_Palsa-187 sp02826605	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Thermoanaerobaculia	o_UBA5704	f_UBA5704	g_JAAYLR01	s_JAAYLR01 sp012521815	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Acidimicrobia	o_Acidimicrobiales	f_Illumatobacteraceae	g_Casp-actino5	s_Casp-actino5 sp017859785	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Actinomycetia	o_Mycobacteriales	f_Mycobacteriaceae	g_Rhodococcus	s_Rhodococcus erythropolis	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Coribacteriia	o_Coribacteriales	f_Atopbiaceae	g_Fannyhessea	s_Fannyhessea vaginiae	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Coribacteriia	o_Coribacteriales	f_Eggerthellaceae	g_Slackia	s_Slackia_A isolatavoniconvertens	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Thermoleophilina	o_Miltoncostatales	f_Miltoncostataceae	g_Miltoncostaea	s_Miltoncostaea oceani	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Cytophagales	f_Chitinophagaceae	g_Flavipsvchrobacter		4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_UBA10030	o_UBA10030	f_Spirosomaceae	g_Dyadobacter	s_Dyadobacter beijingsensis	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bhania	o_UTPRO1	f_UBA6906			4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Desulfobacteriota	c_Elusimicrobia	o_2-02-FULL-39-32	f_DP-6	g_DP-6	s_DP-6 sp005879795	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Firmicutes	c_Clostridia	o_Lachnospirales	f_Lachnospiraceae	g_2-02-FULL-39-32	s_2-02-FULL-39-32 sp016180425	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Firmicutes	c_Clostridia	o_Lachnospirales	f_Lachnospiraceae	g_Fuscatenibacter	s_Fuscatenibacter saccharivorans	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Firmicutes	c_Clostridia	o_Lachnospirales	f_Lachnospiraceae	g_Lachnospira		4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Myxococcota	c_Polyangia	o_Haliangiiales	f_Oscillospiraceae	g_Limivicius	s_Limivicius sp02320035	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Myxococcota	c_UBA727	o_Haliangiiales	f_Haliangiaceae			4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_UBA727	o_VGSZ01	f_VGSZ01			4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_UBA727	o_SG8-24	f_2-12-FULL-60-25	g_JAGOUA01	s_JAGOUA01 sp018061485	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_UBA9983	o_UBA9983	f_UBA2100	g_UBA10103	s_UBA10103 sp016789445	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_UBA9983	o_UBA9983	f_UBA2103	g_C7867-001	s_C7867-001 sp018823365	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Patescibacteria	c_UBA9983	o_UBA9983	f_Zambryskibacteraceae			4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Plancntomycetota	c_Phycisphaerae	o_Tepidisphaerales	f_Tepidisphaeraceae	g_DSYW01	s_DSYW01 sp011367345	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Plancntomycetota	c_Gemmatiales	o_Gemmatiales	f_Gemmataceae	g_Urbifossilla		4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Alphaproteobacteria	o_Azospirillales	f_Azospirillaceae	g_CAIWHR01	s_CAIWHR01 sp016720425	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Burkholderiales	f_Casimicrobiaceae	g_JABDGC01	s_JABDGC01 sp013286215	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_DSM-16500	f_DSM-16500	g_CAIYHL01	s_CAIYHL01 sp03879335	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Steroidobacteriales	f_Steroidobacteraceae	g_UBA12059	s_UBA12059 sp001829185	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Spirochaetota	c_Spirochaetia	o_Treponematales	f_UBA10450	g_Udaebacter	s_Udaebacter sp003221195	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Chthoniobacteriales	f_UBA10450	g_Opi-474	s_Opi-474 sp03830425	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Verrucomicrobiota	c_Verrucomicrobiae	o_Opituales	f_Opituaceae	g_SBAT01	s_SBAT01 sp005240105	4	0	0.00343271	0
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Vampiromicrobia	o_Obscuribacteriales	f_Obscuribacteraceae	g_Vampiromicrobium	s_Vampiromicrobium sp02168245	3	366	0.002574533	0.34175265
Bacteria	p_Cyanobacteria	c_Vampiromicrobia	o_Vampiromicrobiales	f_Vampiromicrobiaceae	g_VMFW01	s_VMFW01 sp016194445	3	49	0.002574533	0.04575377
Bacteria	p_Patescibacteria	c_Patescibacteria	o_UBA6257	f_2-01-FULL-56-20	g_Sulfuricoccus	s_Sulfuricoccus sp001785195	3	43	0.002574533	0.0040151268
Bacteria	p_Proteobacteria	c_Gammaproteobacteria	o_Acidiferrobacteriales	f_Acidiferrobacteriaceae	g_Edaphobacter		3	0	0.002574533	0
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Acidobacteriae	o_Acidobacteriales	f_Acidobacteriaceae	g_Bryobacter	s_Bryobacter aggregatus	3	0	0.002574533	0
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Acidobacteriae	o_Bryobacteriales	f_Bryobacteraceae	g_JACDCA01	s_JACDCA01 sp013817065	3	0	0.002574533	0
Bacteria	p_Acidobacteriota	c_Vicinamibacteriales	o_Vicinamibacteriales	f_SKKL01	g_Actinomarinicola	s_Actinomarinicola tropica	3	0	0.002574533	0
Bacteria	p_Actinobacteriota	c_Acidimicrobia	o_Acidimicrobiales	f_Kinesosporiaceae	g_JADJPO01	s_JADJPO01 sp016713225	3	0	0.002574533	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_AKYN1767	f_B-17BO	g_UBA4416		3	0	0.002574533	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Bacteroidales	f_Dysosmonadaceae	g_Proteiniphilum	s_Proteiniphilum sp016839025	3	0	0.002574533	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_Bacteroidales	f_Marmillaceae	g_Odoribacter	s_Odoribacter sp005216195	3	0	0.002574533	0
Bacteria	p_Bacteroidia	c_Bacteroidia	o_NS11-12g	f_UKL13-3			3	0	0.002574533	0

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Sphingobacteriales	f__Sphingobacteriaceae	g__Mucilaginibacter	s__Mucilaginibacter sp013286985	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Bdellovibrionota	c__FAC87	o__UBA2466	f__UBA2466	g__UBA2466	s__UBA2466 sp002342225	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Anaerolineae	o__Aggregatilineales	f__A4b	g__OLB15	s__OLB15 sp016717205	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Chloroflexia	o__Chloroflexales	f__Chloroflexaceae	g__Oscillochloris	s__Oscillochloris trichoides	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Chloroflexia	o__Chloroflexales	f__Roselliflexaceae	g__SDU3-3	s__SDU3-3 sp009268125	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Dehalococcidia	o__WHTO01	f__WHTO01	g__WHTO01	s__WHTO01 sp009377665	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Cyanobacterales	f__Coleofasciculaceae	g__PCC7113	s__PCC7113 sp014695895	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Cyanobacterales	f__Nostocaceae	g__Dolichospermum	s__Dolichospermum sp015207875	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Desulfobacterota	c__Desulfobacteria	o__Desulfobacterales	f__Desulfobacteraceae	g__Desulfamplus	s__Desulfamplus sp015232455	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Desulfobacterota	c__Desulfobacterota	o__Desulfobacterales	f__Desulfotribionaceae	g__Solidusulfovibrio	s__Solidusulfovibrio magneticus	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Eremiobacterota	c__Eremiobacteria	o__Baltobacterales	f__Baltobacteraceae	g__Rubrimetiphilum	s__Rubrimetiphilum sp003151115	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Butyrivibrionaceae	g__Agathobaculum	s__Agathobaculum butyriciproducens	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Dysosmobacter	s__Dysosmobacter sp01916835	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Faecousia	s__Faecousia sp000434635	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Gemmatimonadetes	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__Gemmatimonadaceae	g__PNKF01	s__PNKF01 sp016714015	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Gemmatimonadota	c__Polyangia	o__Polyangiales	f__Polyangiaceae	g__JACRCQ01	s__JACRCQ01 sp016218915	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Myxococcota	c__Polyangia	o__Polyangiales	f__Polyangiaceae	g__JADJRH01	s__JADJRH01 sp016712345	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Myxococcota	c__UBA9160	o__SZUA-336	f__SZUA-336	g__SMWZ01	s__SMWZ01 sp004356455	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__UBA9983	f__JACRKE01	g__JACRKE01	s__JACRKE01 sp016215335	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__UBA9983	f__UBA2103	g__C7867-001	s__C7867-001 sp013815345	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Gemmatiales	f__Gemmataceae	g__Gemmata	s__Gemmata sp017939745	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__MPNO01	f__MPNO01	g__MPNO01	s__MPNO01 sp002239065	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Micropepsales	f__Micropepsaceae	g__Rhizomicrobium	s__Rhizomicrobium sp018242145	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Beijerinckiaceae	g__CAIUPE01	s__CAIUPE01 sp0903877935	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Hydromonas	s__Hydromonas durlensis	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Malika	s__CAIKXV01 sp093831455	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__CAIKXV01	s__Cronobacter sakazakii	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Enterobacterales	f__Enterobacteriaceae	g__Cronobacter	s__Cronobacter sakazakii	3	0	0,002574533	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Moraxellaceae	g__Agitococcus	s__Agitococcus sp002333125	3	213	0,001716355	0,198888837
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__UBA257	f__2-01-FULL-56-20	g__LIPW-15	s__LIPW-15 sp007375645	2	65	0,001716355	0,060693777
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Streptococcaceae	g__Streptococcus	s__Aquisphaera giovannonii	2	13	0,001716355	0,012138755
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Isosphaerales	f__Isosphaeraceae	g__VXMN01	s__VXMN01 sp009841055	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Acidobacteriae	o__VXMN01	f__VXMN01	g__Collinsella	s__Collinsella tanakaei	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Coriobacteriaceae	g__2013-40CM-41-45	s__2013-40CM-41-45 sp002215675	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Coriobacteriia	o__AKYH767-A	f__B-17BO	g__JAFLBH01	s__JAFLBH01 sp016709575	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__AKYH767	f__B-17BO	g__PALSA-968	s__PALSA-968 sp003153315	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Alloprevotella	s__Alloprevotella sp002933955	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Saprospiraceae	g__UBA6168	s__UBA6168 sp016719855	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Cyclobacteriaceae	g__Ohtaekwangia	s__Ohtaekwangia korensis	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Hymenobacteraceae	g__Hymenobacter	s__JACPWY01 sp016196825	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Bdellovibrionota	c__Bacterivoracia	o__Bacterivoracales	f__Bacterivoracaceae	g__JACPWY01	s__JACPWY01 sp016196825	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Bdellovibrionota	c__FAC87	o__UBA2466	f__UBA2466	g__CF-113	s__CF-113 sp0055881995	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Kiedonobacteria	o__Kiedonobacterales	f__Kiedonobacteraceae	g__Vampirotuberculosis	s__Vampirotuberculosis_A massiliensis	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Kiedonobacteria	o__Kiedonobacterales	f__Kiedonobacteraceae	g__Vampirotuberculosis	s__Vampirotuberculosis_A massiliensis	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirotubironia	o__Vampirotubironiales	f__Vampirotubironaceae	g__Pseudotuberculosis	s__Pseudotuberculosis_A massiliensis	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Deinococcota	c__Deinococci	o__Deinococcales	f__Trueperaceae	g__Succinispira	s__Succinispira mobilis	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Succinispiraceae	g__Succinispira	s__Succinispira mobilis	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Firmicutes	c__Negativicutes	o__Acidaminococcales	f__Succinispiraceae	g__Succinispira	s__Succinispira mobilis	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Gemmatimonadetes	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__Gemmatimonadaceae	g__UBA918	s__UBA918 sp002422025	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Myxococcota	c__Pateibacteria	o__UBA9983	f__UBA918	g__Xanthobacter	s__Xanthobacter	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Alphaproteobacteria	o__UBA1135	f__GCA-002686595	g__Xanthobacter	s__Xanthobacter	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Xanthobacteraceae	g__Nitrosospora	s__Nitrosospora	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Nitrosomonadaceae	g__Vibrio	s__Vibrio	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Enterobacterales	f__Vibrionaceae	g__Vibrio	s__Vibrio	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Cellvibrionaceae	g__Cellvibrio	s__Cellvibrio	2	0	0,001716355	0
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Verrucomicrobiales	f__Verrucomicrobiaceae	g__Verrucomicrobium	s__Verrucomicrobium	2	0	0,001716355	0

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Methylophilaceae	g__Methylophilus	s__Methylophilus sp000525025	0	1383	0	1,291376815
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Methylophilaceae	g__Methylophilus	s__Methylophilus sp000799735	0	1300	0	1,213875531
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Sulfuritalea		0	1165	0	1,087819226
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Methylophilaceae			0	527	0	0,492086465
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Burkholderia		0	262	0	0,244642607
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Elainellales	f__Elainellaceae	g__FACHB-886	s__FACHB-886 sp014764505	0	185	0	0,172743826
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Sphingomonadales	f__Sphingomonadaceae	g__Rhizorhabdus		0	183	0	0,170876325
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__UBA7879	f__UBA5542	g__2-01-FULL-41-14	s__2-01-FULL-41-14 sp001767855	0	158	0	0,147532565
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Bacillales	f__Bacillaceae	g__Bacillus		0	131	0	0,122321304
Bacteria	p__Chloroflexota						0	114	0	0,106447547
Bacteria	p__Nitrospira	c__Nitrospira	o__Nitrospirales	f__Nitrospiraceae	g__Corynebacterium		0	100	0	0,093375041
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Mycobacteriaceae	g__Hylemonella	s__Hylemonella delicata	0	94	0	0,087772538
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Rhabdochlamydia		0	87	0	0,081236286
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Sulfuritalea		0	85	0	0,079368785
Bacteria	p__Chlamydiaota	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Rhabdochlamydiaceae	g__Rhabdochlamydia	s__Rhabdochlamydia sp901000775	0	83	0	0,077501284
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Rhodocyclaceae		0	79	0	0,073766282
Bacteria	p__Spirochaetota	c__Leptospirae	o__Leptospirales	f__Leptospiraceae	g__UBA2033	s__UBA2033 sp016711485	0	73	0	0,06816378
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Mycobacteriaceae	g__Corynebacterium		0	72	0	0,067230029
Bacteria	p__Nitrospira	c__Nitrospira	o__Nitrospirales	f__Nitrospiraceae	g__Nitrospira	s__Nitrospira_E moscoviensis	0	71	0	0,066296279
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Limnolabians		0	70	0	0,065362529
Bacteria	p__Desulfobacterota	c__Desulfobionia	o__Desulfobionales	f__Desulfobionaceae	g__Desulfobivrio	s__Desulfobivrio desulfuricans	0	68	0	0,063495028
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Streptococcaceae	g__Streptococcus	s__Streptococcus thermophilus	0	65	0	0,060693777
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Tissierellales	f__Peptoniphilaceae	g__Ezakella		0	65	0	0,060693777
Bacteria	p__Omnitrophota	c__Omnitrophia	o__Omnitrophales	f__UBA2337			0	64	0	0,059760026
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Gracilibacteria	o__UBA1369	f__UBA1369	g__UBA1369	s__UBA1369 sp002305925	0	64	0	0,059760026
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Tissierellales	f__Patescibacteriaceae	g__CAIOMD01	s__CAIOMD01 sp03880655	0	62	0	0,057892525
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Saccharimonadia	o__Saccharimonadales	f__CAIOMD01	g__Polyangium		0	61	0	0,05698775
Bacteria	p__Mycococcota	c__Polyangia	o__Polyangiales	f__Polyangiales	g__Mesorhizobium		0	60	0	0,056025025
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Rhizobiaceae	g__JACOST01	s__JACOST01 sp016178705	0	59	0	0,055091274
Bacteria	p__Desulfobacterota	c__Binatia	o__HRBIN30	f__JACQVA1	g__Microviga		0	57	0	0,053223773
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Beijerinckiaceae	g__C7867-002	s__C7867-002 sp002413065	0	57	0	0,053223773
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__UBA9983	f__PAL SA-1337	g__Alarcobacter	s__Alarcobacter aquimarinus	0	55	0	0,051356272
Bacteria	p__Campylobacterota	c__Campylobacteriales	o__Campylobacteriales	f__Arcobacteraceae	g__Devosia	s__Devosia_A insulæ	0	54	0	0,050425252
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Devosiaceae	g__Klebsiella		0	52	0	0,04855021
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Methylophilaceae	g__Lawsonella	s__Lawsonella clevelandensis	0	48	0	0,04482002
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibrionia	o__Vampirovibrionales	f__Enterobacteriaceae	g__UBA910	s__UBA910 sp03870365	0	44	0	0,041085018
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Mycobacteriaceae	g__GCA-016699835	s__GCA-016699835 sp016699835	0	39	0	0,036416266
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Paceibacteria	o__UBA9983	f__Zambryskibacteraceae	g__UBA1924		0	38	0	0,035482516
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Physisphaerae	o__Physisphaerales	f__UBA1924	g__Lysinibacillus		0	37	0	0,034548765
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Bacillales	f__Planococcaceae	g__UBA6140	s__UBA6140 sp001704575	0	36	0	0,033615015
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Methylophilaceae	g__Methylophilus		0	34	0	0,031747514
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibrionia	o__Vampirovibrionales	f__Obscuribacteraceae	g__Obscuribacter		0	33	0	0,030813763
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Sphingomonadales	f__Sphingomonadaceae	g__Rhizorhabdus	s__Rhizorhabdus wittichii	0	33	0	0,030813763
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__DSM-16500	f__DSM-16500	g__UBA5158	s__UBA5158 sp013286085	0	32	0	0,029880013
Bacteria	p__Chlamydiaota	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Rhabdochlamydiaceae	g__Rhabdochlamydia	s__Rhabdochlamydia porcellionis	0	31	0	0,028946263
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Anaerocolumna		0	31	0	0,028946263
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Acetabacteraceae	g__Ruminococcus	s__Ruminococcus_E bromii	0	31	0	0,028946263
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Mycobacteriales	f__UBA2020	g__UBA2020	s__UBA2020 sp016794125	0	31	0	0,028946263
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Staphylococcales	f__Staphylococcaceae	g__Staphylococcus		0	29	0	0,027078762
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__SG8-41	g__UBA5216	s__SCN-70-22 sp016719105	0	29	0	0,027078762
Bacteria	p__Gemmatimonadota	c__Gemmatimonadetes	o__Gemmatimonadales	f__Gemmatimonadaceae	g__SCN-70-22	s__Acinetobacter johnsonii	0	28	0	0,026145011
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Moraxellaceae	g__Acinetobacter	s__JU008 sp016720585	0	26	0	0,02427511
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Chitinophagaceae	g__JU008	s__Neptunochlamydia sp018399055	0	25	0	0,02334376
Bacteria	p__Chlamydiaota	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Simkaniaceae	g__Neptunochlamydia		0	25	0	0,02334376
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Methyloversatilis		0	23	0	0,021476259
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Microbacteriaceae	g__Microbacterium		0	22	0	0,020542509
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__Gemniger	s__SXXS01 sp005791235	0	22	0	0,020542509
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rickettsiales	f__Rickettsiaceae	g__SXXS01	s__SXXS01 sp005791235	0	22	0	0,020542509
Bacteria	p__Bdellovibrionota	c__Bdellovibrionia	o__Bdellovibrionales	f__UBA6776	g__J124	s__J124 sp003694355	0	21	0	0,019608759
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Hyphomicrobiaceae	g__Hyphomicrobium	s__Hyphomicrobium sp002279935	0	21	0	0,019608759

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Berkeliiales	f__Berkelliaceae	g__Berkella	s__Berkella sp013288185	0	21	0	0,019608759
Bacteria	p__Dependentiae	c__Babellae	o__Babelliales	f__GCA-2401785	g__GCA-2401785	s__GCA-2401785 sp002401785	0	20	0	0,018675008
Bacteria	p__Desulfobacteriota	c__Binatia	o__UTPRO1	f__UTPRO1	g__UTPRO1	s__UTPRO1 sp002050235	0	20	0	0,018675008
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Burkholderia	s__Burkholderia acnes	0	20	0	0,018675008
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Propionibacteriales	f__Propionibacteriaceae	g__Propionibacterium	s__Propionibacterium massiliensis	0	19	0	0,017741258
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Coriobacteria	o__Coriobacteriales	f__Alopiaceae	g__Parolenella	s__Parolenella massiliensis	0	19	0	0,017741258
Bacteria	p__Planctomycetota	c__UBA1135	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Azo-2	s__Azo-2 sp018906035	0	19	0	0,017741258
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Methyloversatilis	s__Methyloversatilis discipulorum	0	19	0	0,017741258
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Rubrobacteriales	f__Rubrobacteraceae	g__JAGORL01	s__JAGORL01 sp018062825	0	18	0	0,016807507
Bacteria	p__Patescibacteriota	c__ABY1	o__SG8-24	f__UBA9934	g__JAGOUU01	s__JAGOUU01 sp018061105	0	18	0	0,016807507
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__JAGOUU01	f__JAGOUU01	g__JAGOUU01	s__JAGOUU01 sp018061105	0	18	0	0,016807507
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Pseudomonadaceae	g__Actinomyces	s__Actinomyces oris	0	18	0	0,016807507
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__Pseudonocardia	s__Pseudonocardia	0	17	0	0,015873757
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Pseudonocardaceae	g__Staphylococcus	s__Staphylococcus capitis	0	17	0	0,015873757
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Staphylococcales	f__Staphylococcaceae	g__Faecalibacterium	s__Faecalibacterium prausnitzii	0	17	0	0,015873757
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__UBA966	s__Chryseolinea sp016735595	0	17	0	0,015873757
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Physcisphaerae	o__Physcisphaerales	f__SMIA02	g__Chryseolinea	s__Chryseolinea sp016735595	0	16	0	0,014940007
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Cyclobacteriaceae	g__JABDH01	s__JABDH01 sp013285775	0	16	0	0,014940007
Bacteria	p__Chlamydia	c__Chlamydia	o__Chlamydiales	f__Rhabdochlamydiaceae	g__JAEUH01	s__JAEUH01 sp016795205	0	16	0	0,014940007
Bacteria	p__Planctomycetota	c__UBA1135	o__UBA1135	f__GCA-002686595	g__JAEUH01	s__JAEUH01 sp016795205	0	16	0	0,014940007
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhodobacterales	f__Rhodobacteraceae	g__Paracoccus	s__Paracoccus marcusii	0	16	0	0,014940007
Bacteria	p__Gammaproteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Rubrivivax	s__Rubrivivax sp016709385	0	16	0	0,014940007
Bacteria	p__Spirochaetota	c__Leptospirae	o__Turnerelliales	f__Turnerellaceae	g__Turneriella	s__Turneriella parva	0	16	0	0,014940007
Bacteria	p__Planctomycetota	c__UBA1135	o__UBA1135	f__GCA-002686595	g__JADJQ01	s__JADJQ01 sp016712565	0	15	0	0,014006256
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Limivivens	s__Limivivens sp00543575	0	14	0	0,013072506
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Micrococcaceae	g__Micrococcus	s__Micrococcus luteus	0	13	0	0,012138755
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Blautia	s__Blautia_A sp900066145	0	13	0	0,012138755
Bacteria	p__Patescibacteriota	c__Paceibacteria	o__UBA9983	f__UBA12445	g__JACKRD01	s__JACKRD01 sp016215345	0	13	0	0,012138755
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Thaeria	s__Thaeria	0	13	0	0,012138755
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Pedosphaerales	f__UBA11358	g__UBA11358	s__UBA11358	0	13	0	0,012138755
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Rubrobacteria	o__Rubrobacteriales	f__Rubrobacteraceae	g__Rubrobacter	s__Rubrobacter	0	12	0	0,011205005
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Prevotella	s__Prevotella amnii	0	12	0	0,011205005
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Lawsonibacter	s__Novosphingobium capsulatum	0	12	0	0,011205005
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Alphaproteobacteria	o__Sphingomonadales	f__Sphingomonadaceae	g__Novosphingobium	s__Novosphingobium capsulatum	0	12	0	0,011205005
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Azonexus	s__Azonexus sp009469615	0	12	0	0,011205005
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Blautia	s__Lachnospira sp900316325	0	11	0	0,010271254
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Lachnospira	s__Lachnospira sp900316325	0	11	0	0,010271254
Bacteria	p__Myxococcota	c__Polyangia	o__Nannocystales	f__Nannocystaceae	g__Nannocystis	s__Nannocystis sp016714285	0	11	0	0,010271254
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Micromonosporaceae	g__SCUS01	s__SCUS01 sp903845045	0	11	0	0,010271254
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Micromonospora	s__Micromonospora	0	10	0	0,009337504
Bacteria	p__Elusimicrobiota	c__Elusimicrobia	o__UBA1565	f__Bacteroidaceae	g__Prevotella	s__Prevotella sp900313215	0	10	0	0,009337504
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Pedosphaerales	f__UBA9628	g__GWA2-66-18	s__GWA2-66-18 sp016182905	0	10	0	0,009337504
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Clostridiales	f__BUHT01	g__BUHT01	s__BUHT01 sp014193395	0	10	0	0,009337504
Bacteria	p__Patescibacteriota	c__Sacharimonadia	o__CAILAD01	f__Lachnospiraceae	g__CAG-45	s__CAG-45 sp000438375	0	9	0	0,008403754
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__JACPPH01	s__JACPPH01 sp016191105	0	9	0	0,008403754
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rickettsiales	f__Rhodocyclaceae	g__SSSZ01	s__SSSZ01 sp016720065	0	9	0	0,008403754
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Enterobacteriales	f__Enterobacteriaceae	g__Geothrix	s__Rhabdothermincola sediminis	0	8	0	0,007470003
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Holophagae	o__Holophagales	f__Holophagaceae	g__Rhabdothermincola	s__Rhabdothermincola	0	8	0	0,006536253
Bacteria	p__Firmicutes	c__Acidimicrobia	o__Acidimicrobiales	f__UBA8139	g__Ventrimonas	s__Azospira_A sp016710885	0	7	0	0,006536253
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Azospira	s__Azospira_A sp016710885	0	7	0	0,006536253
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Haemophilus	s__Catenibacterium sp000437715	0	7	0	0,006536253
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Catenibacterium	s__Catenibacterium	0	6	0	0,005602502
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Erysipelotrichales	f__Coprobaillaceae	g__Coproccoccus	s__Coproccoccus_A calus	0	6	0	0,005602502
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Alloprevotella	s__Alloprevotella timonensis	0	5	0	0,004668752
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__JACPVF01	s__JACPVF01 sp016191845	0	5	0	0,004668752
Bacteria	p__Chloroflexota	c__Anaerolineae	o__Anaerolineales	f__EnvOP512			0	5	0	0,004668752

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	16S BIOFILME LEITURAS	16S CAB LEITURAS	16S BIOFILME %	16S CAB %
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Butyrivacter	s__Butyrivacter intestini	0	5	0	0.004668752
Bacteria	p__Patesctbacteria	c__Pactebacteria	o__UBA9983	f__EsbW-18	g__EsbW-18	s__EsbW-18 sp016699465	0	5	0	0.004668752
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Cyanobacteria	o__Cyanobacteriales	f__Coleofasciculaceae	g__LEGE-07092	s__LEGE-07092 sp015207375	0	4	0	0.003735002
Bacteria	p__Fibrobacterota	c__Fibrobacteria	o__Fibrobacteriales	f__Fibrobacteriales	g__Fibrobacter	s__Fibrobacter	0	4	0	0.003735002
Bacteria	p__Bacteroidia	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Alloprevotella	s__Alloprevotella sp900095835	0	3	0	0.002801251
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Pedosphaerales	f__SXTU01	g__SXTU01	s__SXTU01 sp016871445	0	3	0	0.002801251
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Flavobacteriaceae	g__Leeuwenhoekella	s__Leeuwenhoekella nanhaiensis	0	2	0	0.001867501
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Kapabacteria	o__Kapabacteriales	f__Kapabacteriaceae	g__Kapabacteria	s__Kapabacteria thiocyanatum	0	2	0	0.001867501
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rickettsiales	f__Midichloriaceae			0	2	0	0.001867501

**APÊNDICE F – TABELA SUPLEMENTAR 6 – TABELA GERAL INCLUINDO
DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE
LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE 18S ENCONTRADAS NA AMOSTRA DE
BIOFILME**

**APÊNDICE G – TABELA SUPLEMENTAR 7 – TABELA GERAL INCLUINDO
DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE
LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE ITS ENCONTRADAS EM AMOSTRAS DE
BIOFILME E CARVÃO ATIVADO BIOLÓGICO (CAB)**

[illegible]

Dominio	Filo	Classe	Ordem	Familia	Gênero	Espécie	ITS BIOFILME LEITURAS	ITS CAB LEITURAS	ITS BIOFILME %	ITS CAB %
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Laboulbeniomycetes	o_Pyxidiales	f_Pyxidiales_fam_Incertae_sedis	g_Pyxidiales_gen_Incertae_sedis	s_Pyxidiales_sp	0	3	0	0.001123356
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Glomeriales	f_Plectosphaeriaceae	g_Gibellulopsis	s_Gibellulopsis_piscis	0	4	0	0.001487808
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Glomeriales	f_Plectosphaeriaceae	g_Plectosphaerella	s_Plectosphaerella_sp	0	4	0	0.001487808
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Clavicipitaceae	g_Marquandomyces	s_Marquandomyces_marquandii	0	4	0	0.001487808
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Clavicipitaceae	g_Metarrhizium	s_Metarrhizium_anisopliae	0	2	0	0.000748904
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Hypocreales_fam_Incertae_sedis	g_Hypocreales_gen_Incertae_sedis	s_Hypocreales_sp	0	3	0	0.001123356
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Hypocreales_fam_Incertae_sedis	g_Hypocreales_gen_Incertae_sedis	s_Hypocreales_sp	0	3	0	0.001123356
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Nectriaceae	g_Nectria	s_Nectria_sp	0	3	0	0.001123356
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Nectriaceae	g_Sarcopodium	s_Sarcopodium_litetense	0	3	0	0.001123356
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Nectriaceae	g_Thelonectria	s_Thelonectria	0	15	0	0.005616778
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Nectriaceae	g_Volutella	s_Volutella_sp	0	4	0	0.001487808
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Nectriaceae	g_Nectria	s_Nectria	0	5	0	0.001872259
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Ophiocordycipitaceae	g_Purpureocillium	s_Purpureocillium	0	702	0	0.262865231
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Hypocreales	f_Stachybotryaceae	g_Xenomyrothecium	s_Xenomyrothecium_longaense	0	10	0	0.003744519
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Sordariales	f_Chaetomiaceae	g_Dichotomophus	s_Dichotomophus_indicus	0	3	0	0.001123356
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Sordariales	f_Lasiosphaeriaceae	g_Cercophora	s_Cercophora_coronata	0	6	0	0.002246711
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Sordariales	f_Lasiosphaeriaceae	g_Lasiosphaeriaceae_gen_Incertae_sedis	s_Lasiosphaeriaceae_sp	0	4	0	0.001487808
k_Fungi	p_Ascomycota	c_Sordariomycetes	o_Sordariales	f_Papulosaceae	g_Wongia	s_Wongia_sp	0	2	0	0.000748904
k_Fungi	p_Basidiomycota	c_Agaricomycetes	o_Agaricales	f_Entolomataceae	g_Gloeoporus	s_Gloeoporus_dichrous	0	2	0	0.000748904
k_Fungi	p_Basidiomycota	c_Agaricomycetes	o_Polyporales	f_Meruliaceae	g_Phiebia	s_Phiebia	0	1573	0	0.589072832
k_Fungi	p_Basidiomycota	c_Agaricomycetes	o_Polyporales	f_Glaerumiacae	g_Glaerumia	s_Glaerumia_minor	0	22	0	0.008237942
k_Fungi	p_Basidiomycota	c_Exobasidiomycetes	o_Geogheffieriales	f_Malasseziaceae	g_Malassezia	s_Malassezia_dermatis	0	1353	0	0.508633415
k_Fungi	p_Basidiomycota	c_Malasseziomycetes	o_Malasseziales	f_Malasseziaceae	g_Malassezia	s_Malassezia_globosa	0	1163	0	0.435487555
k_Fungi	p_Basidiomycota	c_Mucoromycetes	o_Mucorales	f_Mucoraceae	g_Achnomucor	s_Achnomucor_elegans	0	1892	0	0.708462387
k_Fungi	p_Mucoromycota	c_Monocorybiellaceae	o_Poales	f_Poaceae	g_Elymus	s_Elymus_hispidus	0	414	0	0.155023085
k_Viridiplantae	p_Artichiphyta						0	9	0	0.003370067

**APÊNDICE H – TABELA SUPLEMENTAR 8 – TABELA GERAL INCLUINDO
DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE
LEITURAS DE SEQUÊNCIA DO GENE 16S ENCONTRADAS EM AMOSTRAS DE
ÁGUA DA ETA PÓS O3+CAB**

TABELA SUPLEMENTAR 8 - TABELA GERAL INCLUINDO DOMÍNIO, FILO, CLASSE, ORDEM, FAMÍLIA, GÊNERO E ESPÉCIE DE SEQUÊNCIA DO GENE 16S ENCONTRADAS EM AMOSTRAS DE ÁGUA DA ETA PÓS O3+CAB.

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Genero	Especie	16S ÁGUA ETA PÓS O3+CAB		16S ÁGUA ETA PÓS O3+CAB - %
							LEITURAS	LEITURAS	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Sphingomonadales	f__ Sphingomonadaceae	g__ Sphingomonas		58746	25,02438713	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Acetobacteriales	f__ Acetobacteraceae			37096	15,80200635	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Sphingomonadales	f__ Sphingomonadaceae			36049	15,35600946	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales	f__ Beijerinckiaceae	g__ Methylobacterium		19503	8,30781027	
Bacteria	p__ Planctomycetota	c__ Planctomycetia	o__ Gemmatales	f__ Gemmataceae	g__ Gemmata	s__ Gemmata obscuriglobus	18860	8,033907691	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales	f__ UBA4765	g__ UBA4765	s__ UBA4765 sp002365175	15884	6,766203063	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales	f__ Xanthobacteraceae			11336	4,828864135	
Bacteria	p__ Acidobacteriota	c__ Acidobacteriae	o__ Bryobacterales	f__ Bryobacteraceae			6289	2,678963174	
Bacteria	p__ Planctomycetota	c__ Planctomycetia	o__ Planctomycetales	f__ UBA10511	g__ JACQFH01	s__ JACQFH01 sp016200145	5586	2,379502034	
Bacteria	p__ Planctomycetota	c__ Planctomycetia	o__ Isosphaerales	f__ Isosphaeraceae			4590	1,955229921	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Sphingomonadales	f__ Sphingomonadaceae	g__ Polymorphobacter	s__ Polymorphobacter sp001295935	3785	1,612319226	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales	f__ Xanthobacteraceae	g__ Bradyrhizobium		2713	1,155672936	
Bacteria	p__ Cyanobacteria	c__ Vampirovibrionia	o__ Oscuriabacteriales	f__ Oscuriabacteraceae	g__ QKMZ01	s__ QKMZ01 sp003242885	2642	1,125428638	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Sphingomonadales	f__ Sphingomonadaceae	g__ Novosphingobium	s__ Novosphingobium sp900117425	1316	0,560584439	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ ATCC43930	f__ Stellaceae	g__ Alidongia	s__ Alidongia dinghuensis	1140	0,48561266	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales	f__ Hyphomicrobiaceae	g__ Hyphomicrobium		1085	0,462183979	
Bacteria	p__ Cyanobacteria	c__ Vampirovibrionia	o__ Oscuriabacteriales	f__ Oscuriabacteraceae	g__ QKMZ01		1063	0,452812507	
Bacteria	p__ Acidobacteriota	c__ Acidobacteriae	o__ Bryobacterales	f__ Bryobacteraceae	g__ BOG-234	s__ BOG-234 sp903900705	858	0,365487423	
Bacteria	p__ Planctomycetota	c__ Planctomycetia	o__ Gemmatales	f__ Gemmataceae	g__ Fimbriglobus	s__ Fimbriglobus ruber	661	0,281570148	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales				466	0,198504824	
Bacteria	p__ Verrucomicrobiota	c__ Verrucomicrobiae	o__ Pedosphaerales	f__ JADJPG01	g__ JADJPG01	s__ JADJPG01 sp016713365	333	0,141850014	
Bacteria	p__ Cyanobacteria	c__ Vampirovibrionia	o__ Oscuriabacteriales	f__ Oscuriabacteraceae	g__ Oscuriabacter	s__ Oscuriabacter sp016718315	329	0,14014611	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales	f__ Hyphomicrobiaceae	g__ Hyphomicrobium	s__ Hyphomicrobium zavarzinii	276	0,117569381	
Bacteria	p__ Bdellovibrionota	c__ Bdellovibrionia	o__ Bdellovibrionales	f__ UBA6776	g__ JADJVA01	s__ JADJVA01 sp016716765	228	0,097122532	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Sphingomonadales	f__ Sphingomonadaceae	g__ Sphingomonas	s__ Sphingomonas desiccabilis	222	0,094566676	
Bacteria	p__ Cyanobacteria	c__ Vampirovibrionia	o__ Oscuriabacteriales	f__ Oscuriabacteraceae	g__ PALSA-1081	s__ PALSA-1081 sp003963305	201	0,08562118	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales	f__ Hyphomicrobiaceae	g__ Hyphomicrobium	s__ Hyphomicrobium nitrivorans	172	0,073267875	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Rhizobiales	f__ Phreatobacteraceae	g__ Phreatobacter	s__ Phreatobacter cathodiphilus	169	0,071989947	
Bacteria	p__ Campylobacterota	c__ Campylobacteria	o__ Campylobacterales	f__ Arcobacteraceae	g__ Aliarobacter	s__ Aliarobacter cryaerophilus	134	0,057080786	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Gammaproteobacteria	o__ Burkholderiales	f__ Methylophilaceae	g__ Methylophilus	s__ Methylophilus sp000525025	109	0,046431386	
Bacteria	p__ Fusobacteriota	c__ Fusobacteriia	o__ Fusobacteriales	f__ Fusobacteriaceae	g__ Hyphocyclius	s__ Hyphocyclius thermotrophus	101	0,043023578	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Gammaproteobacteria	o__ Burkholderiales	f__ Methylophilaceae	g__ Methylophilus	s__ Methylophilus sp000799735	87	0,037059914	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Alphaproteobacteria	o__ Acetobacteriales	f__ Acetobacteraceae	g__ Roseomonas	s__ Roseomonas A sp005222815	86	0,036633938	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Gammaproteobacteria	o__ Pseudomonadales	f__ Moraxellaceae	g__ Acinetobacter	s__ Acinetobacter johnsonii	81	0,034504057	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Gammaproteobacteria	o__ Enterobacterales	f__ Aeromonadaceae	g__ Aeromonas		76	0,032374177	
Bacteria	p__ Bdellovibrionota	c__ FAC87	o__ UBA2466	f__ UBA2466	g__ JACPDWY01	s__ JACPDWY01 sp016196825	59	0,025132585	
Bacteria	p__ Actinobacteriota	c__ Rubrobacteria	o__ Rubrobacteriales	f__ Rubrobacteraceae	g__ Rubrobacter	s__ Rubrobacter_B xylanophilus	56	0,023854657	
Bacteria							54	0,023002705	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Gammaproteobacteria	o__ Pseudomonadales	f__ Pseudomonadaceae	g__ Pseudomonas		53	0,022576729	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Gammaproteobacteria	o__ Enterobacterales	f__ Aeromonadaceae	g__ Tolomonas	s__ Tolomonas auensis	49	0,020872825	
Bacteria	p__ Firmicutes	c__ Bacilli	o__ Lactobacillales	f__ Streptococcaceae	g__ Streptococcus	s__ Streptococcus parasuis	48	0,020446849	
Bacteria	p__ Proteobacteria	c__ Gammaproteobacteria	o__ Enterobacterales	f__ Enterobacteriaceae	g__ Enterobacter		47	0,020020873	
Bacteria	p__ Firmicutes	c__ Clostridia	o__ Eubacteriales	f__ Eubacteriaceae	g__ Acetobacterium		43	0,018316969	

Dominio	Filo	Classe	Ordem	Familia	Genero	Especie	16S ÁGUA ETA POS O3+CAB LEITURAS	16S ÁGUA ETA POS O3+CAB - %
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Aquaspirillaceae	g__Rivicola	s__Rivicola sp002002905	43	0.018316969
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Micrococcaceae	g__Citricoccus		41	0.017485017
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibrionia	o__Oscinobacterales	f__Oscinobacterales	g__SBAT01	s__SBAT01 sp005240105	41	0.017485017
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Acidobacteriae	o__Acidobacteriales	f__Acidobacteriales			40	0.017039041
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospirales			39	0.016613065
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__RF32	f__Ruminococcaceae	g__Faecalibacterium	s__Faecalibacterium prausnitzii	39	0.016613065
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__CAG-239	g__Scatocola	s__Scatocola faecipullorum	39	0.016613065
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Bifidobacterium	s__Bifidobacterium adolescentis	37	0.015761113
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Beijerinckiaceae	g__Acidovorax		37	0.015761113
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Enterobacterales	f__Enterobacteriaceae	g__Methylocystis	s__Methylocystis heyeri	36	0.015335137
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Moraxellaceae	g__Acinetobacter		36	0.015335137
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Moraxellaceae	g__Moraxella		34	0.014483185
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Beijerinckiaceae	g__Microvirga		34	0.014483185
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Zoogloea		31	0.013205257
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Acetivibrio	g__Fimenes	s__Fimenes sp000432435	30	0.012779281
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Acetivibrio	g__Ruminococcus	s__Ruminococcus_E_bromii	28	0.011927328
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Coriobacteriia	o__Coriobacteriales	f__Coriobacteriaceae	g__Collinsella		26	0.011075376
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Flavobacteriaceae	g__Flavobacterium		24	0.010223424
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Weeksellaceae	g__Cloacibacterium	s__Cloacibacterium normanense	24	0.010223424
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Sphingobacteriales	f__Sphingobacteriaceae	g__Mucilaginibacter	s__Mucilaginibacter gossypii	23	0.009797448
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Gemmatiales	f__Gemmatiales	g__Gemmata		23	0.009797448
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Mediterraneibacter	s__Mediterraneibacter caccaviu	22	0.009371472
Bacteria	p__Fusobacteriota	c__Fusobacteriia	o__Fusobacteriales	f__Fusobacteriaceae	g__Fusobacterium		21	0.008945496
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Mycobacteriaceae	g__Mycobacterium		20	0.00851952
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Phocaeicola	s__Phocaeicola barnesiae	20	0.00851952
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Phocaeicola	s__Phocaeicola salanitronis	20	0.00851952
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Blautia	s__Blautia_A_wexlerae	20	0.00851952
Unassigned							19	0.008093544
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Kineosporiaceae	g__JADJPO01	s__JADJPO01 sp016713225	19	0.008093544
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Streptococcaceae	g__Streptococcus		19	0.008093544
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Dorea	s__Dorea formicigenans	19	0.008093544
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Peptostreptococcales	f__Filifactoraceae	g__Acetanaerobium	s__Acetanaerobium sticklandii	19	0.008093544
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Gemmatiales	f__Gemmatiales	g__UBA969		19	0.008093544
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Aquabacterium		19	0.008093544
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Phocaeicola	s__Phocaeicola caecigallinarum	18	0.007667568
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__Gemmiger		18	0.007667568
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Acidovorax	s__Acidovorax_C_caeni	18	0.007667568
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Agathobacter	s__Agathobacter rectalis	17	0.007241592
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Beijerinckiaceae	g__Rhabdaerophilum	s__Rhabdaerophilum sp009846685	17	0.007241592
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae			17	0.007241592
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Neisseriaceae	g__Neisseria	s__Neisseria brasiliensis	17	0.007241592
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Enterobacterales	f__Enterobacteriaceae	g__Pantoea	s__Pantoea mediterraneensis	17	0.007241592
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__Arcanobacterium	s__Arcanobacterium phocae	16	0.006815616
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__Scrofmicrobium	s__Scrofmicrobium sp014069575	15	0.00638964
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Microbacteriaceae			15	0.00638964

Dominio	Filo	Classe	Ordem	Familia	Genero	Especie	16S ÁGUA ETA POS O3+CAB LEITURAS	16S ÁGUA ETA POS O3+CAB - %
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Micrococcaceae	g__Rothia	s__Rothia sp001808955	15	0,00638964
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia	o__Isosphaerales	f__Isosphaeraceae	g__Aquisphaera	s__Aquisphaera giovannonii	15	0,00638964
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Hydromonas		15	0,00638964
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Spirosomaceae	g__Aquirufa	s__Aquirufa antheringensis	14	0,005963664
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibronia	o__Obscuribacterales	f__Obscuribacteraceae	g__Obscuribacter		14	0,005963664
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Fusicatenibacter	s__Fusicatenibacter saccharivorans	14	0,005963664
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Acutalibacteraceae			14	0,005963664
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__Faecalibacterium	s__Faecalibacterium avium	14	0,005963664
Bacteria	p__Planctomycetota	c__Planctomycetia					14	0,005963664
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Prevotella		13	0,005537688
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Tannerellaceae	g__Macellibacteroides	s__Macellibacteroides fermentans	13	0,005537688
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Bacillales	f__Bacillaceae	g__Bacillus		13	0,005537688
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Anaerobutyricum	s__Anaerobutyricum hallii	13	0,005537688
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Faecousia	s__Faecousia sp000434635	13	0,005537688
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Lawsonibacter		13	0,005537688
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhizobiales	f__Beijerinckiaceae			13	0,005537688
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Methylophilaceae			13	0,005537688
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Lachnospira		12	0,00511712
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Schlegelella	s__Schlegelella thermodepolymerans	12	0,00511712
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Moraxellaceae	g__Acinetobacter	s__Acinetobacter sp002135205	12	0,00511712
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Bifidobacteriaceae	g__Bifidobacterium		11	0,004685736
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Rubrobacteria	o__Rubrobacteriales	f__Rubrobacteraceae			11	0,004685736
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__UBA932	g__Coprenecus	s__Coprenecus sp902388455	11	0,004685736
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Mediterraneibacter	s__Mediterraneibacter lactaris	11	0,004685736
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	s__Enterenecus	s__Enterenecus faecium	11	0,004685736
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__Faecalibacterium	s__Faecalibacterium prausnitzii	11	0,004685736
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Duganella		11	0,004685736
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Zoogloea	s__Zoogloea sp008011925	11	0,004685736
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Enterobacteriales	f__Vibrionaceae	g__Vibrio	s__Vibrio sinensis	11	0,004685736
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Phocaeicola	s__Phocaeicola sp900066445	10	0,00425976
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Prevotella	s__Prevotella sp900290275	10	0,00425976
Bacteria	p__Campylobacterota	c__Campylobacteria	o__Campylobacteriales	f__Arcobacteraceae	g__Aliarobacter	s__Aliarobacter aquimarinus	10	0,00425976
Bacteria	p__Campylobacterota	c__Campylobacteria	o__Campylobacteriales	f__Sulfurospirillaceae	g__Sulfurospirillum	s__Sulfurospirillum sp017860615	10	0,00425976
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibronia	o__Gastranaerophilales	f__Gastranaerophilaceae	g__Stereocousia	s__Stereocousia sp001765415	10	0,00425976
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Blautia	s__Blautia_A faecis	10	0,00425976
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Mediterraneibacter	s__Mediterraneibacter faecis	10	0,00425976
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__Ruminococcus	s__Ruminococcus_C sp000433635	10	0,00425976
Bacteria	p__Acidobacteriota	c__Acidobacteriae	o__Acidobacteriales	f__Acidobacteriaceae	g__Edaphobacter		9	0,003833784
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__Ancrocticia	s__Ancrocticia sp014041995	9	0,003833784
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Erysipelotrichales	f__Coprobaclaceae	g__Catenibacterium	s__Catenibacterium mitsuokai	9	0,003833784
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Paenibacillales	f__Paenibacillaceae	g__Paenibacillus	s__Paenibacillus_Z rhizovicinus	9	0,003833784
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Staphylococcales	f__Staphylococcaceae	g__Staphylococcus		9	0,003833784

Dominio	Filo	Classe	Ordem	Familia	Genero	Especie	16S ÁGUA ETA POS O3+CAB LEITURAS	16S ÁGUA ETA POS O3+CAB - %
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__Faecalibacterium	s__Faecalibacterium sp002160895	9	0,003833784
Bacteria	p__Nitrospina	c__UBA7883	o__UBA7883	f__JADGCD01	g__JADGCD01	s__JADGCD01 sp015229165	9	0,003833784
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Paraburkholderia	s__Paraburkholderia fungorum	9	0,003833784
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Rhodofarax	s__Rhodofarax sp002786915	9	0,003833784
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Moraxellaceae	g__Acinetobacter	s__Acinetobacter sp002296655	9	0,003833784
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Verrucomicrobiales	f__Akermansiaceae	g__Akermansia	s__Akermansia muciniphila	9	0,003833784
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Bacillales	f__Planococcaceae	g__Solibacillus	s__Solibacillus silvestris	8	0,003407808
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Blautia	s__Blautia ornithocaccae	8	0,003407808
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Peptostreptococcales	f__Peptostreptococcaceae	g__Cronobacter	s__Cronobacter malonicus	8	0,003407808
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Enterobacterales	f__Enterobacteriaceae	g__Enterobacter	s__Enterobacter malonicus	8	0,003407808
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Pseudomonadales	f__Cellvibrionaceae	g__Cellvibrio	s__Cellvibrio	8	0,003407808
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Quadrifisphaeraceae	g__Quadrifisphaera	s__Quadrifisphaera	7	0,002981832
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Bacteroides	s__Bacteroides uniformis	7	0,002981832
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Aerococcaceae	g__Trichococcus	s__Trichococcus	7	0,002981832
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Blautia	s__Blautia_A caecimuris	7	0,002981832
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Fimimorpha	s__Fimimorpha sp900045905	7	0,002981832
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Mediterraneibacter	s__Mediterraneibacter torques	7	0,002981832
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Acutalibacteraceae	g__CAG-488	s__CAG-488 sp900539465	7	0,002981832
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Serpentinomonas	s__Serpentinomonas	7	0,002981832
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Microbacteriaceae	g__Leucobacter	s__Leucobacter	6	0,002555856
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Mycobacteriales	f__Mycobacteriaceae	g__Lawsonella	s__Lawsonella cleavelandensis	6	0,002555856
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Bacteroides	s__Bacteroides avicola	6	0,002555856
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Chitinophagales	f__Chitinophagaceae	g__Sediminibacterium	s__Sediminibacterium	6	0,002555856
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Dysosmobacter	s__Dysosmobacter avistercoris	6	0,002555856
Bacteria	p__Firmicutes	c__Negativicutes	o__Selenomonadales	f__Selenomonadaceae	g__Megamonas	s__Megamonas funiformis	6	0,002555856
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Acetobacterales	f__Acetobacteraceae	g__Roseomonas	s__Roseomonas	6	0,002555856
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Azospirillales	f__Azospirillaceae	g__Skermanella	s__Skermanella	6	0,002555856
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Comamonas	s__Comamonas kerstersii	6	0,002555856
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Actinomycetales	f__Actinomycetaceae	g__Actinomyces	s__Actinomyces oris	5	0,00212988
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Alloprevotella	s__Alloprevotella sp004555055	5	0,00212988
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Paludibacteraceae	g__Paludibacter	s__Paludibacter	5	0,00212988
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Tannerellaceae	g__Macellibacteroides	s__Macellibacteroides sp018054455	5	0,00212988
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__UBA932	g__Cryptobacteroides	s__Cryptobacteroides sp002439095	5	0,00212988
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Lactobacillaceae	g__Lactobacillus	s__Lactobacillus	5	0,00212988
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Lactobacillaceae	g__Latilactobacillus	s__Latilactobacillus curvatus	5	0,00212988
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Lactobacillaceae	g__Lentilactobacillus	s__Lentilactobacillus senioris	5	0,00212988
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Streptococcaceae	g__Lactococcus	s__Lactococcus	5	0,00212988
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Clostridiales	f__Clostridiaceae	g__Clostridium	s__Clostridium	5	0,00212988
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Acutalibacteraceae	g__Eubacterium	s__Eubacterium_R faecavium	5	0,00212988
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Peptostreptococcales	f__Anaerovoracaceae	g__PHAE01	s__PHAE01 sp002840285	5	0,00212988
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Saccharimonadia	o__Saccharimonadales	f__Nanosynbacteraceae	g__Nanosynbacter	s__Nanosynbacter	5	0,00212988

Dominio	Filo	Classe	Ordem	Familia	Genero	Especie	16S ÁGUA ETA POS	
							O3+CAB LEITURAS	POS O3+CAB - %
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Azospira	s__Azospira oryzae	5	0.00212988
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Kiritimatiellae	o__RFP12	f__UBA1067	g__Spyradenecus	s__Spyradenecus sp004555175	5	0.00212988
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Verrucomicrobiales	f__Verrucomicrobiaceae	g__Prostheobacter	s__Prostheobacter debontii	5	0.00212988
Archaea	p__Methanobacteriota	c__Methanobacteria	o__Methanobacteriales	f__Methanobacteriaceae	g__Methanobrevibacter		4	0.001703904
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia	o__Propionibacteriales	f__Propionibacteriaceae	g__Arachnia	s__Arachnia flavescens	4	0.001703904
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Coriobacteria	o__Coriobacteriales	f__Atopobiaceae	g__SIG37	s__SIG37 sp015062715	4	0.001703904
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales				4	0.001703904
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Phocaeicola	s__Phocaeicola vulgatus	4	0.001703904
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__Prevotella	s__Prevotella sp017347605	4	0.001703904
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Flavobacteriales	f__Weeksellaceae			4	0.001703904
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Anaerostipes	s__Anaerostipes hadrus	4	0.001703904
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Dorea		4	0.001703904
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Acetabacteraceae	g__CAG-177	s__CAG-177 sp900770255	4	0.001703904
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Acetabacteraceae	g__Ruminococcus	s__Ruminococcus_E sp900314705	4	0.001703904
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Dysosmobacter	s__Dysosmobacter sp001916835	4	0.001703904
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Peptostreptococcales	f__Peptostreptococcaceae	g__Peptacetobacter	s__Peptacetobacter hiranonis	4	0.001703904
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Tissierellales	f__Peptoniphilaceae	g__Urinicoccus		4	0.001703904
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Acetobacterales	f__Acetobacteraceae	g__Caldovatus	s__Caldovatus sediminis	4	0.001703904
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Cupriavidus	s__Cupriavidus pauculus	4	0.001703904
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Enterobacteriales	f__Enterobacteriaceae	g__Cronobacter		4	0.001703904
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Opitutales	f__Opitutaceae			4	0.001703904
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Coriobacteriia	o__Coriobacteriales	f__Eggerthellaceae	g__Senegallimassilia		3	0.001277928
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae			3	0.001277928
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Bacteroidaceae	g__UBA4372	s__UBA4372 sp017622815	3	0.001277928
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Cytophagales	f__Cyclobacteriaceae	g__ELB16-189	s__ELB16-189 sp013285945	3	0.001277928
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Cynobacterales	f__Ignavibacteriaceae	g__IGN3	s__IGN3 sp016707115	3	0.001277928
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Ignavibacteria	o__Xenobiales	f__Xenobiaceae	g__Bruticola	s__Bruticola sp004554425	3	0.001277928
Bacteria	p__Eremiobacteriota	c__Xenobia	o__Xenobiales	f__Xenobiaceae	g__Onthenecus	s__Onthenecus sp900199405	3	0.001277928
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Christensenellales	f__CAG-74	g__CAG-1782	s__CAG-1782 sp905210905	3	0.001277928
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Christensenellales	f__DTU072	g__CAG-1782	s__CAG-1782 sp905210905	3	0.001277928
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Lachnospirales	f__Lachnospiraceae	g__Blautia	s__Blautia_A obeum	3	0.001277928
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Butyricoccaceae			3	0.001277928
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__TANB77	f__CAG-508	g__CAG-273	s__CAG-273 sp003534295	3	0.001277928
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Tissierellales	f__Peptoniphilaceae	g__Fenollaria		3	0.001277928
Bacteria	p__Patescibacteria	c__Saccharimonadia	o__Saccharimonadales	f__Saccharimonadaceae	g__Saccharimonas	s__Saccharimonas sp010202265	3	0.001277928
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Ideonella		3	0.001277928
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Sutterella	s__Sutterella megalosphaeroides	3	0.001277928
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Rhodocyclaceae	g__Azonexus	s__Azonexus sp012839675	3	0.001277928
Bacteria	p__Verrucomicrobiota	c__Verrucomicrobiae	o__Opitutales	f__UBA953	g__Spyradosoma	s__Spyradosoma sp004558035	3	0.001277928
Bacteria	p__Actinobacteriota	c__Actinomycetia					2	0.000851952
Bacteria	p__Bacteroidota	c__Bacteroidia	o__Bacteroidales	f__Rikenellaceae	g__Alistipes	s__Alistipes merdipullorum	2	0.000851952
Bacteria	p__Bdellovibrionota	c__Oligoflexia	o__Oligoflexales	f__RGVZ01	g__CAIYRB01	s__CAIYRB01 sp016874735	2	0.000851952
Bacteria	p__Cyanobacteria	c__Vampirovibrionia	o__Gastranaerophilales	f__Gastranaerophilaceae			2	0.000851952
Bacteria	p__Firmicutes	c__Bacilli	o__Lactobacillales	f__Lactobacillaceae	g__Ligilactobacillus		2	0.000851952
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Christensenellales	f__CAG-917	g__Limadapatus	s__Limadapatus stercorigallinarum	2	0.000851952

Dominio	Filo	Classe	Ordem	Familia	Genero	Especie	16S ÁGUA ETA POS O3+CAB LEITURAS	16S ÁGUA ETA POS O3+CAB - %
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Oscillospiraceae	g__Faecousia	s__Faecousia sp900752285	2	0,000851952
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae			2	0,000851952
Bacteria	p__Firmicutes	c__Clostridia	o__Oscillospirales	f__Ruminococcaceae	g__Fournierella		2	0,000851952
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Alphaproteobacteria	o__Rhodobacterales	f__Rhodobacteraceae	g__Rubellimicrobium	s__Rubellimicrobium mesophilum	2	0,000851952
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Burkholderiaceae	g__Duodenibacillus	s__Duodenibacillus intestinalgallinarum	2	0,000851952
Bacteria	p__Proteobacteria	c__Gammaproteobacteria	o__Burkholderiales	f__Neisseriaceae	g__Neisseria	s__Neisseria arctica	2	0,000851952