TRATAMENTO CONVENCIONAL E ULTRAFILTRAÇÃO NA PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SOB ASPECTOS TÉCNICOS, ECONÔMICOS E AMBIENTAIS

Lucas Tavares Silva de Oliveira[(1)]
Engenheiro Ambiental graduado pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Mestrando em Engenharia Ambiental pelo Programa de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PEA/UFRJ), na linha de pesquisa em Engenharia Sanitária.
Juacyara Carbonelli Campos[(2)]
Doutora em Engenharia Química pela COPPE/UFRJ. Professora Titular do Departamento de Processos Inorgânicos da Universidade Federal do Rio de Janeiro (DPI/EQ/UFRJ). Professora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PEA/UFRJ).

Endereço[(1)]**:** Avenida Athos da Silveira Ramos, 149 – E206 – Cidade Universitária – Rio de Janeiro – 21941-909 – e-mail: tavareslucas@poli.ufrj.br

RESUMO

A produção de água potável depende de tecnologias capazes de remover contaminantes que o tratamento convencional não elimina adequadamente. A ultrafiltração (UF) tem ganhado espaço, e a Portaria GM/MS nº 888/2021, que altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5/2017, reconhece a distinção regulatória entre a filtração por membranas e a filtração em ciclo completo. Este artigo revisa a literatura recente sobre o desempenho comparativo entre o tratamento convencional e a UF na produção de água para abastecimento público. A análise abrange três eixos, sendo eles os custos de implantação e operação, a eficiência quanto à redução de parâmetros físicos e à remoção de matéria orgânica natural, contaminantes microbiológicos, metais e contaminantes emergentes, e a pegada de carbono via avaliação de ciclo de vida. A busca no Scopus, entre 2020 e 2025, resultou em 19 artigos selecionados. Os resultados mostram que a UF apresenta investimento e custo operacional maiores que o convencional, com pegada de carbono dependente da matriz elétrica. Oferece ainda menor sensibilidade à água bruta e maior eficiência em arranjos híbridos, sobretudo para microplásticos, algas, cianobactérias e microrganismos. Conclui-se que a escolha depende da classe de contaminantes-alvo, da matriz energética e das exigências regulatórias locais.

PALAVRAS-CHAVE: ultrafiltração, tratamento de água, abastecimento público

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas e a interferência humana sobre os mananciais têm reduzido a disponibilidade de água bruta de boa qualidade e elevado a complexidade dos contaminantes presentes nas fontes de captação. No Brasil, o problema se soma à desigualdade regional na cobertura dos serviços de saneamento (Cruz; Mierzwa, 2020). O índice de atendimento total da população com rede de abastecimento foi de 84,1% em 2024, com déficit concentrado nas regiões Norte e Nordeste (SINISA, 2025). A Lei Federal nº 14.026/2020, que atualizou o Marco Legal do Saneamento Básico, estabeleceu como meta o atendimento de 99% da população com água potável até 2033, o que demanda ampliação da capacidade instalada das Estações de Tratamento de Água (ETAs) e modernização dos processos de tratamento (Brasil, 2020).

A urbanização crescente e a escassez de áreas adequadas para a implantação de sistemas convencionais de tratamento intensificam a busca por alternativas técnicas capazes de garantir o fornecimento de água potável mesmo diante de mananciais comprometidos (Xu *et al.*, 2024). Tecnologias baseadas em separação por membranas, como a ultrafiltração (UF), atuam como barreira física à passagem de contaminantes e respondem a esse cenário com mecanismo distinto do tratamento convencional. As membranas variam em composição química, tamanho de poro e configuração de módulo, e cada combinação influencia o desempenho frente a diferentes classes de contaminantes (Baker, 2024; Habert *et al.*, 2006).

Entre as vantagens da UF em relação ao tratamento convencional, a literatura destaca as plantas compactas e automatizadas, além da menor dependência de produtos químicos (Cuartucci, 2020). Essa tecnologia também mantém a qualidade da água tratada de forma constante, mesmo diante de variações na água bruta, o que se deve à separação por exclusão física em poros de dimensão definida (Schneider; Tsutiya, 2001).

No Brasil, os padrões de potabilidade são definidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5/2017. Esse anexo estabelece os requisitos mínimos de qualidade da água destinada ao consumo humano, com parâmetros microbiológicos, físicos e químicos (Brasil, 2021). A Portaria traz uma distinção relevante para o parâmetro turbidez conforme a tecnologia empregada. Em sistemas com filtração rápida convencional, o padrão é de 0,5 uT em pelo menos 95% das amostras mensais, com valor máximo de 1,0 uT. Em sistemas com membranas de microfiltração (MF), UF, nanofiltração (NF) ou osmose inversa (OI) como etapa de filtração, o valor máximo é de 0,1 uT em pelo menos 99% das medições mensais (Brasil, 2021). O padrão mais restritivo reflete a maior capacidade de remoção de partículas das membranas e impõe critério de desempenho mais exigente (Schneider; Tsutiya, 2001).

O tratamento convencional, também chamado de ciclo completo, é composto por uma sequência de etapas unitárias para a remoção progressiva de impurezas. As principais etapas do processo são a coagulação química, a floculação, a decantação ou flotação, a filtração rápida em meio granular e a desinfecção, complementadas por correção de pH, fluoretação e controle de sabor e odor conforme as características da água bruta (Di Bernardo *et al.*, 2017). Na coagulação, reagentes como sais de alumínio ou de ferro são adicionados à água para desestabilizar as partículas coloidais em suspensão, o que favorece sua agregação na etapa de floculação. A decantação remove os flocos formados por ação gravitacional, enquanto a filtração rápida em areia ou antracito é a última barreira de remoção de partículas antes da desinfecção, operando por mecanismos de transporte e aderência ao meio filtrante (Di Bernardo *et al.*, 2017). Também se destaca como eficiente na remoção de turbidez, cor e grande parte dos microrganismos presentes em águas superficiais, porém apresenta capacidade limitada para a remoção de compostos emergentes e micropoluentes orgânicos (Cruz; Mierzwa, 2020).

Esse cenário tem impulsionado, nas últimas décadas, a pesquisa e a aplicação de tecnologias de tratamento avançado, entre as quais se destacam os Processos de Separação por Membranas (PSM). Os PSM são operações unitárias baseadas no uso de membranas como barreiras seletivas, que permitem a passagem preferencial de determinadas espécies em detrimento de outras. Uma membrana pode ser definida como uma barreira que separa duas fases e restringe, total ou parcialmente, o transporte dos componentes presentes nessas fases, tendo como força motriz o gradiente de pressão, de concentração ou de potencial elétrico (Habert *et al.*, 2006).

Os principais PSM aplicados ao tratamento de águas de abastecimento são classificados pelo tamanho dos poros da membrana e pela pressão de operação, e dividem-se em Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e Osmose Inversa (OI) (Baker, 2024). A UF utiliza membranas com diâmetros de poros entre 0,1 a 0,01 µm, faixa que permite a retenção de vírus, macromoléculas, proteínas e coloides, com pressões de operação típicas entre 1 e 5 bar (Baker, 2024; Habert *et al.*, 2006).

A UF tem se destacado entre os PSM no tratamento de água para abastecimento público pelo menor consumo energético em comparação a NF e OI, e por já se encontrar em operação em ETAs no Brasil, como a ETA Lago Norte em Brasília (Baptista *et al.*, 2025). As principais vantagens reportadas na literatura incluem alta eficiência na remoção de partículas, bactérias e vírus e facilidade de automação e integração com outras etapas de tratamento (Baker, 2024; Habert *et al.*, 2006). Embora a aplicação da UF ainda seja incipiente no Brasil, no cenário internacional a tecnologia já está consolidada em países como China, Egito, Holanda e Estados Unidos (Xu *et al.*, 2024), movimento de modernização impulsionado pelo cumprimento de padrões de potabilidade cada vez mais exigentes e pela redução dos custos de produção das membranas nas últimas décadas (Xiong *et al.*, 2025).

A escolha entre o tratamento convencional e a UF não é trivial. A qualidade da água bruta, a variabilidade sazonal dos mananciais, os custos de implantação e operação, e as exigências regulatórias locais tornam essa decisão dependente de análise das condições de cada projeto. Águas brutas com características físicas e microbiológicas favoráveis ao tratamento convencional podem não justificar o investimento em tecnologia de membranas, ao passo que mananciais comprometidos por turbidez elevada, presença de algas, ou contaminantes que o ciclo completo não consegue remover de forma adequada podem se beneficiar da adoção da UF (Di Bernardo *et al.*, 2017).

Os estudos comparativos disponíveis raramente integram a análise técnico-econômica, a eficiência de remoção por classe de contaminante e a pegada de carbono em um mesmo trabalho. Parte deles concentra-se na dimensão técnico-econômica (Hussein *et al.*, 2024; Skoronski *et al.*, 2024), outros na eficiência de remoção de contaminantes específicos (Moreira *et al.*, 2021; Xu *et al.*, 2024) e outros na pegada de carbono e no ciclo de vida do processo (Cai *et al.*, 2023; Hofs *et al.*, 2022; Xiong *et al.*, 2025), porém a integração dos três eixos em um único estudo ainda é pouco frequente.

A presente revisão tem como objetivo reunir e sistematizar o estado da arte sobre o desempenho do tratamento convencional e dos sistemas de UF na produção de água para abastecimento público, com base em publicações científicas recentes, organizada em três eixos, custos de implantação e operação, eficiência de

remoção por categoria de contaminante e pegada de carbono. Busca-se oferecer subsídios atualizados que apoiem gestores, projetistas e pesquisadores na escolha da tecnologia mais adequada a cada realidade.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O presente artigo tem como objetivo geral revisar a literatura científica recente sobre o desempenho comparativo do tratamento convencional e dos sistemas de ultrafiltração na produção de água para abastecimento público, em três eixos integrados: custos de implantação e operação, eficiência de remoção por categoria de contaminante/parâmetro e pegada de carbono via avaliação de ciclo de vida.

2.2 Objetivos Específicos

- Sistematizar dados técnico-econômicos das duas tecnologias com padronização monetária comum;
- Comparar a eficiência das tecnologias na redução dos valores de parâmetros físicos e na remoção de matéria orgânica natural (NOM), contaminantes microbiológicos, metais e contaminantes emergentes e micropoluentes.
- Identificar os principais fatores que condicionam a pegada de carbono e o consumo energético de cada tecnologia;
- Subsidiar a tomada de decisão técnica na escolha entre as duas tecnologias, conforme as características da água bruta e do contexto operacional.

3. METODOLOGIA UTILIZADA

A busca bibliográfica foi realizada na base de dados Scopus em abril de 2026, com a combinação de palavras-chave aplicada aos campos de título, resumo e palavras-chave. Os termos utilizados foram "ultrafiltration" AND "conventional", associados a "drinking water" OR "potable water". O termo "water treatment plant" foi incluído em todos os campos para ampliar a recuperação de estudos pertinentes ao recorte da revisão.

Foram considerados artigos e revisões publicados entre 2020 e 2025, o que resultou em 50 documentos. Após o filtro de idioma (inglês), restaram 47 artigos para triagem. Não foram identificadas publicações em português no conjunto de resultados.

Como critérios de inclusão, foram considerados estudos voltados ao tratamento de água para abastecimento que envolvessem processos convencionais e tecnologias de ultrafiltração, em análises comparativas diretas ou indiretas entre as duas abordagens. A inclusão exigiu que o estudo apresentasse dados quantitativos ou qualitativos passíveis de integração em pelo menos um dos três eixos temáticos da revisão, custos de implantação e operação, eficiência de remoção por categoria de contaminante/parâmetro, ou pegada de carbono.

Foram excluídos os trabalhos com foco exclusivo em (i) desenvolvimento ou modificação de materiais de membranas, incluindo novos polímeros e revestimentos de superfície, sem aplicação comparativa em escala de estação de tratamento; (ii) tratamento de efluentes ou água residuária; (iii) outras tecnologias de separação por membranas, como microfiltração, nanofiltração e osmose inversa, quando constituíam o objeto central do estudo e não havia comparação direta com tratamento convencional ou com ultrafiltração; (iv) revisões de escopo amplo sobre contaminantes emergentes, microplásticos ou tecnologias de tratamento em geral, sem ênfase comparativa entre ultrafiltração e tratamento convencional; (v) fenômenos operacionais específicos de sistemas de ultrafiltração, como incrustação e colmatação (*fouling*), retrolavagem química assistida (CEB) ou pré-tratamento isolado, quando avaliados sem comparação direta com processos convencionais ou sem aplicação em escala de estação de tratamento; (vi) estudos de caracterização ou monitoramento da ocorrência de contaminantes em mananciais ou em efluentes tratados, sem avaliação comparativa entre tecnologias.

A triagem foi conduzida em duas etapas. Na primeira, com base na leitura de títulos, palavras-chave e resumos, foram selecionados os estudos potencialmente aderentes ao objetivo do trabalho. Na segunda etapa, com leitura integral, foi verificada a presença de dados utilizáveis em pelo menos um dos três eixos da revisão, bem como a compatibilidade metodológica para inclusão nas tabelas comparativas. Após a aplicação dos critérios, foram selecionados 19 artigos para análise detalhada. Documentos técnicos e normativos não

recuperados pela busca sistemática na Scopus foram incorporados de forma complementar ao embasamento teórico e regulatório, em razão da relevância direta para o tema.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise Técnico-Econômica Comparativa

A Tabela 1 apresenta a comparação técnico-econômica entre os sistemas de tratamento convencional e por ultrafiltração (UF), com base nos dados dos três estudos com informações suficientes para essa análise, Hussein *et al.* (2024), Amer *et al.* (2025) e Skoronski *et al.* (2024). Os demais artigos da amostra foram reservados para os outros eixos temáticos desta revisão, por não disponibilizarem dados de investimento inicial (CAPEX) ou custo operacional (OPEX) com detalhamento compatível a uma comparação direta. Para permitir a comparação entre os estudos, todos os valores monetários foram convertidos para dólares norte-americanos atualizados a 2025, conforme as notas metodológicas da Tabela 1.

Tabela 1 – Análise técnico-econômica comparativa entre sistemas de tratamento convencional e por ultrafiltração

Ref.	Tipo	Local	Escala	Vazão	Área	Turbidez de saída	CAPEX	OPEX (Custo/m³)
Hussein *et al.*, 2024	Conv.	Nagaa Hamadi, Alto Egito	Real	70.000 m³/d	42.000 m²	0,23 NTU	USD 6.102.550,00(1)	USD 134.961,00/ano(1) USD 0,0170/m³ (1)
Hussein *et al.*, 2024	UF	Farshut, Alto Egito	Real	34.000 m³/d	15.000 m²	0,01 NTU	USD 16.961.498,00(1)	USD 115.849,00/ano(1) USD 0,0190/m³ (1)
Amer *et al.*, 2025	Conv.	Marsa Matruh, Egito	Real	-	-	-	-	USD 0,0694/m³ (2)
Amer *et al.*, 2025	UF	Marsa Matruh, Egito	Real	-	-	-	-	USD 0,4183/m³ (2)
Skoronski *et al.*, 2024	Conv.	Lages, SC, Brasil	Real	300 L/s	-	1,90 NTU	USD 1.832.029,00(3)	USD 383.507,00/ano(3) USD 0,0426/m³ (3)
Skoronski *et al.*, 2024	UF	Lages, SC, Brasil	Piloto	1 m³/h (piloto) Projeto: 300 L/s	-	0,19 NTU	USD 3.125.226,00(3)	USD 460.344,00/ano(3) USD 0,0512/m³ (3)

Fonte: elaborado pelos autores com base em Hussein *et al.* (2024), Amer *et al.* (2025) e Skoronski *et al.* (2024)

Notas: Todos os valores foram convertidos para USD de 2025 a fim de permitir a comparação direta entre os estudos. (1) Hussein *et al.* (2024): valores originais em libras egípcias (E£) referentes a 2024; conversão para USD pela cotação média anual de 2024 (1 USD = 45,33 E£) e posterior atualização monetária para 2025.
(2) Amer *et al.* (2025): valores originais em USD referentes ao período de coleta do inventário (2020 a 2022); atualização monetária para 2025, considerando o último ano do período de coleta como referência.
(3) Skoronski *et al.* (2024): valores originais em reais (R$) referentes a outubro de 2023; conversão para USD pela cotação média anual de 2025 (1 USD = R$ 5,59).

4.1.1 Custos de Implantação (CAPEX)

Nos dois estudos que disponibilizaram dados de CAPEX, o investimento inicial da UF superou o do tratamento convencional. No contexto brasileiro, Skoronski *et al.* (2024) registraram CAPEX 70% superior para

a UF (USD 3.125.226,00) em comparação ao convencional (USD 1.832.029,00), considerando a mesma vazão de projeto de 300 L/s. No Egito, Hussein *et al.* (2024) reportaram CAPEX de USD 6.102.550,00 para a ETA de Nagaa Hamadi (convencional, 70.000 m³/d) e USD 16.961.498,00 para a ETA de Farshut (UF, 34.000 m³/d). Porém, ao normalizar os custos de construção e terra pela capacidade de tratamento, os autores indicam que o CAPEX da UF é 5,72% maior por m³ de água produzida, o que mostra que parte da diferença nos valores absolutos reflete a maior capacidade instalada da planta convencional avaliada. Amer *et al.* (2025) não apresentam dados de CAPEX.

Em Lages, Skoronski *et al.* (2024) detalham que os equipamentos respondem pela parcela dominante do investimento inicial nas duas tecnologias, com 94,12% no sistema convencional e 95,17% na UF, seguidos pela mão de obra de implantação (4,59% e 4,07%, respectivamente), licenças ambientais e administrativas (0,71% e 0,41%) e terraplenagem (0,59% e 0,34%). Além do investimento inicial, os dois sistemas apresentam custo adicional de meio filtrante com vida útil de quatro anos, e o valor associado à UF é cerca de 2,5 vezes superior ao do tratamento convencional. No Egito, Hussein *et al.* (2024) descrevem os componentes do CAPEX de forma qualitativa, sem abertura percentual, e indicam construção civil, área de implantação, equipamentos eletromecânicos e módulos de membrana para a UF.

A área de implantação, ainda que não quantificada em todos os estudos, apresenta vantagem consistente para a UF. Segundo Hussein *et al.* (2024), a ETA de Farshut ocupa 15.000 m² contra 42.000 m² da ETA de Nagaa Hamadi, o que representa uma área total 48,57% menor para a planta de UF e, quando normalizada pela produção, uma redução de 26,47% por m³/dia tratado. Skoronski *et al.* (2024) e Amer *et al.* (2025) reconhecem a menor ocupação territorial como característica da UF, porém não apresentam dados numéricos. A vantagem é particularmente útil em contextos urbanos com restrição de espaço, em que ampliações de capacidade de tratamento podem ser inviabilizadas por falta de área disponível.

4.1.2 Custos Operacionais (OPEX)

O OPEX total da UF superou o do tratamento convencional nos três estudos analisados. Hussein *et al.* (2024) registraram diferença de 11,8% no Egito (USD 0,0190/m³ na UF contra USD 0,0170/m³ no convencional), Amer *et al.* (2025) identificaram razão de cerca de seis vezes (USD 0,4183/m³ contra USD 0,0694/m³) e Skoronski *et al.* (2024) encontraram diferença de 20,2% no custo médio de tratamento (CMT) no Brasil (USD 0,0512/m³ contra USD 0,0426/m³). A diferença entre os estudos se deve às características dos mananciais de água bruta e às variações tarifárias de energia entre os contextos. Em custos anuais, Hussein *et al.* (2024) reportam OPEX de USD 134.961,00/ano no convencional e USD 115.849,00/ano na UF, e Skoronski *et al.* (2024) reportam USD 383.507,00/ano no convencional e USD 460.344,00/ano na UF.

No estudo egípcio, Hussein *et al.* (2024) detalham o OPEX por componente para cada m³ produzido. No sistema convencional de Nagaa Hamadi, a energia é o maior custo (cerca de 69% do OPEX por m³), seguida pelos salários (em torno de 20%), produtos químicos como sulfato de alumínio e cloro (cerca de 10%) e manutenção (cerca de 1%). Já na UF de Farshut, o maior componente é a energia (51% do OPEX por m³), seguida pelos produtos químicos de limpeza como CEB (36%), salários (12%) e manutenção (1%), sem custo de coagulante.

Em Lages, Skoronski *et al.* (2024) apresentam o OPEX em termos de CMT. No sistema convencional, os insumos químicos lideram (31,0% do CMT), seguidos pela amortização do investimento (24,6%), mão de obra (19,3%), tratamento de lodo (16,9%), meio filtrante (6,1%) e energia (2,2%). Na UF, a energia assume a liderança (36,4%), seguida pela amortização do investimento (34,9%), mão de obra (16,1%) e meio filtrante (12,6%), sem custos de insumos químicos de coagulação nem de tratamento de lodo. Amer *et al.* (2025) não desagregam o OPEX por componente e apresentam apenas o consumo de energia elétrica (0,377 kWh/m³ no convencional e 0,669 kWh/m³ na UF) e o custo operacional total de cada sistema.

O perfil de consumo energético diferencia as tecnologias. Na UF pressurizada, a energia é o maior componente do OPEX, com 36,4% do CMT no estudo brasileiro (Skoronski *et al.*, 2024), em razão da necessidade de bombas de alta pressão para manter o fluxo através da membrana, além de sopradores e compressores. Hussein *et al.* (2024) registraram consumo de 0,36 kWh/m³ na UF de Farshut e 0,43 kWh/m³ na convencional de Nagaa Hamadi, resultado que reflete as especificidades operacionais e de escala de cada planta. Nesse estudo, a UF apresentou consumo inferior ao da planta convencional, o que mostra que os valores dependem mais da escala e das condições operacionais de cada instalação do que da tecnologia em si.

Já em relação aos produtos químicos, no tratamento convencional o coagulante é o insumo de maior custo, consumido em proporção direta à turbidez da água bruta, o que torna os custos operacionais sensíveis às variações de qualidade do manancial. Skoronski *et al.* (2024) mostraram que uma redução de 30% na qualidade da água bruta eleva o CMT convencional em 2,6%, porém na UF esse impacto é de 1,5%. Hussein *et al.* (2024) registraram que o custo total com produtos químicos na ETA de UF de Farshut equivale a 406,72% do custo verificado na ETA convencional de Nagaa Hamadi, ou seja, é cerca de quatro vezes maior. Na UF, os produtos

químicos destinam-se sobretudo à limpeza da membrana, por processos como o *Chemically Enhanced Backwash* (CEB), e não à coagulação (Hussein *et al.*, 2024).

Quanto à mão de obra, os estudos apresentam comportamentos distintos. Hussein *et al.* (2024) registraram que os salários da UF de Farshut equivalem a 64,83% dos salários do sistema convencional de Nagaa Hamadi quando normalizados pela vazão tratada. Os autores atribuem essa diferença ao maior grau de automação da ETA de Farshut, inaugurada em 2019, em comparação à planta convencional inaugurada em 1999, o que reduz a necessidade de operadores. Em Lages, Skoronski *et al.* (2024) identificaram custo de mão de obra idêntico nas duas tecnologias, correspondente a 19,3% do CMT convencional e 16,1% do CMT da UF. A equivalência reflete a metodologia do estudo, que considerou o mesmo quadro de pessoal para os dois sistemas em escala de projeto. Amer *et al.* (2025) incluem mão de obra como componente das despesas operacionais totais, porém sem desagregação individual. Os dados mostram que o impacto da mão de obra no custo operacional depende mais do nível de automação da instalação do que da tecnologia em si, fator que pode favorecer a UF em plantas mais modernas e automatizadas.

4.1.3 Qualidade da Água Tratada: Turbidez e Estabilidade da Água Tratada

A Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde, estabelece limites distintos por processo de tratamento. Para filtração rápida convencional, exige-se que 95% das amostras mensais apresentem turbidez igual ou inferior a 0,5 uT, com valor máximo absoluto de 1,0 uT. Já para filtração em membranas, o padrão é mais restritivo, com exigência de turbidez menor ou igual a 0,1 uT em pelo menos 99% das medições mensais (Brasil, 2021).

Os resultados dos estudos analisados mostram que a UF atende ao padrão regulatório com alta consistência, enquanto o tratamento convencional opera com menor folga. No Egito, Hussein *et al.* (2024) registraram turbidez média de 0,01 NTU no efluente da UF e 0,23 NTU no convencional, a partir da mesma água bruta do Rio Nilo, com turbidez média entre 3,56 e 3,58 NTU. No Brasil, com água bruta do Rio Caveiras apresentando turbidez média de 72,1 NTU e máximo de 350 NTU ao longo do período monitorado, a UF produziu efluente com turbidez média de 0,19 NTU, enquanto o sistema convencional produziu em média 1,90 NTU, com máximo de 22,4 NTU, valor que ultrapassa os limites estabelecidos pela Portaria 888/2021 (Skoronski *et al.*, 2024).

Esse contraste se deve ao mecanismo de remoção da UF, em que a membrana atua como barreira física para partículas superiores ao seu tamanho de poro, situado entre 0,01 e 0,1 µm (Baker, 2024; Habert *et al.*, 2006). O mecanismo garante efluente de qualidade praticamente constante mesmo diante de picos de turbidez no manancial. No tratamento convencional, a eficiência depende do ajuste da dosagem de coagulante e das condições de floculação e sedimentação, o que torna o processo mais suscetível às flutuações da água bruta, como se observa na variação do efluente convencional apresentada por Skoronski *et al.* (2024).

No estudo de Lages, o coeficiente de variação da turbidez do efluente da UF foi de 2,3%, contra um valor inferior a 6,4% no sistema convencional, o que mostra maior estabilidade das amostras da UF em torno da média de 0,19 NTU. Cerca de 53% das amostras individuais da UF apresentaram valores abaixo de 0,1 NTU, enquanto as demais variaram até o máximo de 2 NTU. Skoronski *et al.* (2024) apontam que ajustes operacionais de pressão transmembrana e dosagem de coagulante poderiam conduzir o sistema ao pleno atendimento do limite de 0,1uT exigido pela Portaria nº 888/2021 para filtração em membranas.

4.2 Comparação da eficiência de remoção por parâmetro de qualidade

A Tabela 2 sintetiza a eficiência de remoção por categoria de contaminante e parâmetro, comparando o tratamento convencional e a ultrafiltração (UF). Os resultados mostram padrões definidos conforme o mecanismo de remoção predominante em cada tecnologia. O tratamento convencional atua por processos físico-químicos, em geral coagulação, floculação, decantação e filtração em areia, embora variações específicas avaliadas em cada estudo estejam indicadas na tabela. A UF, por sua vez, opera como barreira física, o que confere maior estabilidade ao efluente diante da variabilidade da água bruta.

A UF costuma ser integrada a etapas auxiliares de pré-tratamento, como coagulação, dosagem de carvão ativado em pó (CAP), pré-oxidação ou filtração em areia, que ampliam os contaminantes removidos pelo sistema híbrido (Costa *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2023; Moreira *et al.*, 2021). A eficiência da UF reportada nos estudos está condicionada ao processo ao qual está integrada, e cada arranjo específico é detalhado na Tabela 2 em conjunto com os resultados de remoção correspondentes.

Tabela 2 – Eficiência de remoção por categoria de parâmetro de qualidade da água: tratamento convencional versus ultrafiltração

Contaminante / Parâmetro	Tratamento Convencional[1]	Ultrafiltração (UF)[2]	Referências
Parâmetros físicos			
Turbidez	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: 6-8 NTU Efluente típico < 1,0 NTU; desempenho comprometido em eventos de alta turbidez.	Coag.+CAP+Pré-filtro+UF: Afluente: 6-8 NTU Efluente < 0,1 NTU, independente da qualidade do afluente. Coag.+sed.+UF: Afluente: 62.908 NTU Efluente < 0,3 NTU	Cuartucci (2020); Moreira *et al.* (2023)
Cor	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: 78 Pt-Co Remoção dependente da coagulação; eficiência reduzida para cor de origem coloidal e NOM dissolvida.	Coag.+CAP+Pré-filtro+UF: Afluente: 78 Pt-Co Efluente: 25 Pt-Co 68% de remoção atribuída à coagulação prévia; cor remanescente eliminada pela ozonização e cloração final.	Cuartucci (2020)
Matéria orgânica natural (NOM)			
COD (Carbono Orgânico Dissolvido)	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: 7,5 mg/L (COT) Efluente: ~65% de remoção do COD bruto; remoção governada pela coagulação, independentemente do tipo de filtração empregado.	UF direta (sem pré-tratamento): Afluente: 3,45 ± 0,6 mg/L Efluente: ~20% de remoção de COD. Coag.+sed.+filt. areia+UF: Afluente: 3,45 ± 0,6 mg/L Efluente: até 35% de remoção de COD; ganho atribuído à adsorção física e biodegradação na filtração em areia, não ao tipo de membrana.	Laurell *et al.* (2023); Xu *et al.* (2024)
UV_{254} (absorbância no comprimento de onda de 254 nm) / compostos húmicos	Coag.-filt. areia-ozonização: Afluente: $UV_{254} \approx 0{,}203\ cm^{-1}$ Efluente: ~80% de remoção de compostos UV-absorventes; maior eficiência para NOM hidrofóbica e aromática.	UF direta (sem pré-tratamento): Afluente: $0{,}043 \pm 0{,}006\ cm^{-1}$ Efluente: remoção global de ~22%; a remoção é superior a 95% para a fração de alto MM (>100 kDa) Coag.+sed.+filt. areia+UF: Afluente = $0{,}043 \pm 0{,}006\ cm^{-1}$ Efluente: remoção global de UV_{254} de 40,2%	Laurell *et al.* (2023); Xu *et al.* (2024)

Contaminante / Parâmetro	Tratamento Convencional[1]	Ultrafiltração (UF)[2]	Referências
Contaminantes microbiológicos			
Bactérias	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: eficiência dependente da qualidade do afluente; remoção complementada pela etapa de desinfecção química.	Coag.+CAP+Pré-filtro+UF: remoção de 6 log de bactérias; qualidade do efluente independente da qualidade da água bruta	Cuartucci (2020)
Vírus	Coag.-floc.-sed.-filtr. areia: eficiência dependente da qualidade do afluente; remoção incompleta por processos físicos, com dependência de etapa de desinfecção.	Coag.+CAP+Pré-filtro+UF: remoção de 4 log de vírus; qualidade do efluente independente das variações de qualidade da água bruta.	Cuartucci (2020)
Protozoários / cistos	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: turbidez bruta de 5,0 a 350,0 NTU; remoção parcial por sedimentação e filtração; vulnerável a picos de turbidez.	Pré-filtro+UF: Afluente: turbidez de 5,0 a 350,0 NTU; retenção de 4–7 log de protozoários associada a efluente com turbidez < 0,1 NTU	Skoronski *et al.* (2024)
Metais			
Arsênio (As)	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: As de 0,015 a 0,4 mg/L Efluente: eficiência variável; 38% das amostras tratadas excederam o VMP de 10 µg/L de As após a filtração em areia	UF direta: Afluente: variável Efluente: remoção de 1–14% do arsênio total em água subterrânea; 14–80% em água superficial conforme a proporção da fração coloidal. Pré-oxid+coag-floc+dec+filt+UF: Afluente: As de 0,015 a 0,4 mg/L Efluente: remoção de 96,9% de As	Moreira *et al.* (2021); Costa *et al.* (2024)
Manganês (Mn)	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: Mn de 0,48 a 3,0 mg/L Efluente: 100% das amostras com Mn residual acima do VMP de 0,1 mg/L; forma reduzida (Mn^{2+}) de difícil oxidação e remoção por processos convencionais	Pré-oxid+coag-floc+dec+filt+UF: Afluente: Mn de 0,48 a 3,0 mg/L Efluente: remoção de 88,9% de Mn, atribuída à coprecipitação com hidróxidos de Fe formados na coagulação, posteriormente retidos pela UF	Moreira *et al.* (2021); Moreira *et al.* (2025)

Contaminante / Parâmetro	Tratamento Convencional[1]	Ultrafiltração (UF)[2]	Referências
Ferro (Fe)	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: Fe de 0,13 a 50 mg/L Efluente: 100% das amostras dentro do VMP de 0,3 mg/L	Pré-oxid. + Coag.-floc.+ dec.+ filt. areia + UF: Afluente: Fe de 0,13 a 50 mg/L. Efluente: remoção de 99,7%	Moreira *et al.* (2021)
Contaminantes emergentes e micropoluentes			
Microplásticos	Coag.-floc.-sed.-filt. granular: Afluente: 1.193 a 7.185 partículas/L (microplásticos ≥ 2 µm) Efluente: remoção de 98,7 a 99,4%	Pré-tratamento (sedimentação ou ozonização + CAB) + UF com poro de 0,02 µm: Afluente: 1.193 a 7.185 partículas/L (microplásticos ≥ 2 µm). Efluente: remoção de 99,3 a 100%.	Balkenbusch *et al.* (2025)
Pesticidas	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: 29 pesticidas detectados em concentrações de <LOQ a 2.391,3 ng/L em águas superficiais Efluente: remoção variável; remoção do isocarbofós de apenas 42,6% pelo processo convencional; processo avançado (ozonização+CAB) elevou a remoção do isocarbofós até 94,6%.	Floc.-sed.-UF: Afluente: pesticidas-traço dopados em 0,25 µg/L cada Efluente: remoção < 50%; pesticidas de baixo MM não são retidos eficientemente pela membrana de UF, sendo a adsorção o mecanismo predominante. Floc.-sed.-UF com floculante hidrofóbico modificado (HOC-M): Afluente: pesticidas-traço dopados em 0,25 µg/L cada Efluente: remoção de 80,3 a 94,3%;	Dong *et al.* (2021); Li *et al.* (2023)
Compostos de gosto e odor (2-MIB / GSM)	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: GSM de 25,1 a 28,2 ng/L e 2-MIB de 65,4 a 90,1 ng/L em água superficial Efluente concentrações no efluente do filtro de areia de ~19 ng/L (GSM) e ~60 ng/L (2-MIB), ambas acima do padrão chinês de potabilidade (<10 ng/L)	UF sem processo biológico integrado: Afluente: 2-MIB e GSM em 100 a 200 ng/L em água de reservatório Efluente: remoção ≤30%, insuficiente para atingir o limiar olfativo. BAB-UF, escala laboratorial: 2-MIB e GSM em 100 a 200 ng/L em água de reservatório Efluente: remoção >95% para 2-MIB e GSM com EBCT de aproximadamente 1 h	Shu *et al.* (2024); Chen *et al.* (2021)

Contaminante / Parâmetro	Tratamento Convencional[1]	Ultrafiltração (UF)[2]	Referências
Algas, cianobactérias e cianotoxinas	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: água superficial com proliferação sazonal de cianobactérias e microcistinas (MM <1000 Da) Efluente: remoção limitada de toxinas dissolvidas; pré-oxidação com cloro pode lisar cianobactérias e liberar toxinas intracelulares na água, agravando o problema	Coag.+CAP+UF: Afluente: reservatório com presença sazonal de cianobactérias Efluente: remoção >6 log de algas e cianobactérias por exclusão de tamanho, dispensando pré-oxidação com cloro Filt. areia + UF polissulfona MWCO 200 kDa + UF poliamida MWCO 1 kDa: Afluente: água filtrada de ETA contendo algas e microcistinas Efluente: remoção de até 96,3% das microcistinas em condições otimizadas	Cuartucci (2020); Zhang *et al.* (2023)
PPCPs / fármacos	Coag.-floc.-sed.-filt. areia: Afluente: 37 PPCPs detectados em água superficial, incluindo antibióticos, pesticidas e desinfetantes Efluente: remoção de apenas 28,4% dos PPCPs avaliados	Ozonização+UF cerâmica+CAG): Afluente: mesma água superficial Efluente: 52,5 a 61,7% dos PPCPs removidos na etapa de ozonização + UF cerâmica	Chen *et al.* (2021)

Fonte: Elaborado pelos autores com base em Balkenbusch *et al.* (2025); Cuartucci (2020); Dong *et al.* (2021); Li *et al.* (2023); Moreira *et al.* (2021); Moreira *et al.* (2025); Skoronski *et al.* (2024); Shu *et al.* (2024); Chen *et al.* (2021); Xu *et al.* (2024); Zhang *et al.* (2023)

[1] Variações específicas do conceito de tratamento convencional avaliadas em cada estudo são indicadas.

[2] A eficiência da UF está condicionada ao processo ao qual está integrada, com os processos integrados indicados.

VMP = Valor Máximo Permitido. NOM = matéria orgânica natural. COD = carbono orgânico dissolvido. MWCO = Massa Molar de Corte. MM = Massa Molar. 2-MIB = 2-metilisoborneol. GSM = geosmina. BAB = biofiltro de aerogel de carvão com biofilme acoplado à UF. PPCPs = produtos farmacêuticos e de higiene pessoal. CAB = carvão ativado biológico. CAG = carvão ativado granular. CAP = carvão ativado em pó. EBCT = Tempo de contato com o leito vazio.

4.2.1 Parâmetros físicos

Em relação aos parâmetros físicos, as duas tecnologias promovem remoção eficiente de turbidez e cor, porém com níveis distintos de desempenho e estabilidade. O tratamento convencional produz água tratada com turbidez inferior a 1,0 NTU em condições normais de operação, e variações na qualidade da água bruta podem comprometer esse desempenho (Cuartucci, 2020). A UF garante efluente abaixo de 0,1 NTU mesmo quando há variação no afluente, como registrado por Cuartucci (2020) em escala real na ETA de San Juan, no Equador, com água bruta entre 6 e 8 NTU. Em cenário extremo de ruptura de barragem, com água bruta apresentando 46.000 mg/L de sólidos suspensos e turbidez de 62.908 NTU, Moreira *et al.* (2023) mostraram que a configuração híbrida de coagulação, sedimentação e UF mantém o efluente abaixo de 0,3 NTU, com fluxo de permeado estável entre 130 e 136 L/m²·h e sem tendência ao *fouling*. Além disso, Skoronski *et al.* (2024) registraram coeficiente de variação da turbidez do efluente de 2,3% para a UF, valor inferior a 6,4% no sistema convencional, o que indica maior estabilidade operacional da UF.

Quanto à remoção de cor, o tratamento convencional tem eficiência dependente da etapa de coagulação e é menos eficaz para a fração coloidal e para a matéria orgânica natural (NOM) dissolvida (Cuartucci, 2020).

A UF, quando associada a etapas auxiliares como coagulação, dosagem de CAP e pré-filtração, melhora a remoção de cor, uma vez que a coagulação agrega as partículas coloidais que serão posteriormente retidas pela membrana. Cuartucci (2020) registrou água bruta com cor aparente de 78 Pt-Co e água tratada com 25 Pt-Co após a etapa de UF, o que corresponde a aproximadamente 68% de remoção pelo conjunto de coagulação e ultrafiltração.

4.2.2 Matéria orgânica natural (NOM)

A remoção de matéria orgânica natural (NOM), avaliada pelos indicadores carbono orgânico dissolvido (COD) e UV254, mostra que a filtração por membrana isolada tem eficácia limitada, sendo que o mecanismo dominante de remoção depende do arranjo de tratamento e da natureza do NOM. Em águas com predomínio da fração hidrofóbica e de alta massa molar, a coagulação responde pela maior parte da remoção, já em arranjos que integram filtração biológica em areia, a biodegradação dessa etapa contribui de forma expressiva, como mostrou Xu *et al.* (2024).

Xu *et al.* (2024) verificaram, em escala piloto, que a UF direta sem pré-tratamento atinge cerca de 20% de remoção de COD, partindo de afluente com 3,45 ± 0,6 mg/L. Esse desempenho se deve à massa molar do NOM em águas superficiais, que predomina na faixa de 0,3 a 100 kDa, próxima ou inferior ao limite de exclusão (MWCO) da membrana de UF empregada, situado em torno de 100 kDa. A fração de baixa massa molar responde por aproximadamente 72% do COD total. A combinação de UF com coagulação, sedimentação e filtração em areia (processo CSFUF) eleva a remoção a 35%, ganho atribuído à adsorção física e à biodegradação que ocorrem na camada superior da filtração em areia, e não à coagulação, que teve remoção reduzida de NOM nesse estudo.

Laurell *et al.* (2023), em estação de tratamento finlandesa, registraram remoção de COD em torno de 65% a partir de água bruta com Carbono Orgânico Total (COT) de 7,5 mg/L, com desempenho equivalente entre a microfiltração integrada a coagulação e o tratamento convencional por coagulação, filtração rápida em areia e ozonização. Nesse estudo, a remoção de NOM é governada sobretudo pela coagulação, já que a água bruta apresentava NOM predominantemente hidrofóbica e de alta massa molar, fração mais suscetível à remoção nessa etapa.

Para os compostos UV-absorventes, indicativos da fração húmica e aromática da NOM, Laurell *et al.* (2023) observaram remoção de cerca de 80% a partir de água bruta com UV254 de 0,203 cm^{-1}, com desempenho equivalente entre a microfiltração integrada a coagulação e o tratamento convencional, e maior eficiência sobre as frações hidrofóbicas e de alta massa molar. A UF direta apresenta remoção global de UV254 em torno de 22%, com afluente de 0,043 ± 0,006 cm^{-1}. A eficiência da membrana supera 95% para a fração de alta massa molar, acima de 100 kDa, porém é desprezível para as frações de média (1 a 100 kDa) e baixa massa molar (abaixo de 1 kDa), em razão do mecanismo de exclusão de tamanho. A configuração CSFUF eleva a remoção global de UV254 a 40,2%, com ganho concentrado na fração de média massa molar, atribuído à biodegradação que ocorre na filtração em areia (Xu *et al.*, 2024).

Os resultados mostram que a UF isolada não traz ganho expressivo na remoção de NOM em relação ao tratamento convencional. Nas duas tecnologias, a remoção depende das etapas de coagulação e de filtração biológica, e não da separação por membrana em si, uma vez que a maior parte do NOM em águas superficiais tem massa molar inferior ao limite de exclusão da UF (Xu *et al.*, 2024; Laurell *et al.*, 2023). A integração das duas tecnologias reúne mecanismos complementares, a coagulação atua sobre a fração hidrofóbica e de alta massa molar, já a filtração biológica em areia remove a fração de massa média por biodegradação (Xu *et al.*, 2024; Laurell *et al.*, 2023). Esse arranjo pode produzir efluentes de melhor qualidade, sobretudo no controle de precursores de subprodutos de desinfecção, que se concentram nas frações de massa molar média e alta (Xu *et al.*, 2024).

4.2.3 Contaminantes microbiológicos

A remoção de contaminantes microbiológicos é onde a UF apresenta a maior vantagem sobre o tratamento convencional. No tratamento convencional, a remoção de bactérias e vírus depende da qualidade da água bruta, da filtração e da etapa final de desinfecção química, sem barreira física à passagem desses microrganismos. Em sistemas com UF, a retenção ocorre pela própria membrana, com tamanho de poro entre 0,01 e 0,1 µm, inferior ao das menores bactérias e da maior parte dos vírus de relevância sanitária, o que confere barreira física à passagem desses microrganismos (Baker, 2024; Habert *et al.*, 2006).

Cuartucci (2020), na ETA de San Juan (Equador), reportou para a configuração híbrida com coagulação, dosagem de carvão ativado em pó e UF, seguida de ozonização final, remoção de 6 log de bactérias e 4 log de vírus, com qualidade do efluente independente das variações da água bruta. No tratamento

convencional, a remoção depende do afluente e não há barreira física à passagem de microrganismos, motivo pelo qual a desinfecção química se torna a etapa decisiva para o atendimento aos padrões microbiológicos.

Para protozoários e cistos, em especial *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp., a UF também se destaca. Esses organismos têm dimensões muito superiores ao tamanho de poro das membranas de UF, o que garante retenção física (Baker, 2024). Skoronski *et al.* (2024), em estudo conduzido em Lages (SC) com água bruta do Rio Caveiras apresentando turbidez de 5,0 a 350,0 NTU, obtiveram no sistema com pré-filtro e UF efluente de UF com turbidez inferior a 0,1 NTU, condição que o estudo associa, com base em diretrizes internacionais, a remoção de 4 a 7 log de protozoários e 1 a 6 log de vírus, conforme o tamanho de poro da membrana.

4.2.4 Metais

Moreira *et al.* (2021) mostraram que, após a etapa de filtração em areia, em águas brutas contendo arsênio (As) entre 0,015 e 0,4 mg/L e manganês (Mn) entre 0,48 e 3,0 mg/L, 38% das amostras tratadas excederam o valor máximo permitido (VMP) de 10 µg/L para As e 100% das amostras apresentaram concentrações residuais de Mn acima do VMP de 0,1 mg/L, limites que coincidem com os estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Esse desempenho insatisfatório se deve à alta estabilidade da forma reduzida e solúvel do manganês (Mn^{2+}), de difícil oxidação por processos convencionais, e às diferentes formas químicas em que o arsênio se apresenta em águas superficiais. Já o ferro (Fe) é removido com eficiência pelo tratamento convencional, com 100% das amostras atendendo ao VMP de 0,3 mg/L mesmo em afluentes com Fe entre 0,13 e 50 mg/L (Moreira *et al.*, 2021).

No processo híbrido de pré-oxidação seguida de coagulação, floculação, decantação, filtração em areia e UF, Moreira *et al.* (2021) reportam remoções de 96,9% para arsênio, 88,9% para manganês e 99,7% para ferro. A remoção de manganês é atribuída à coprecipitação com hidróxidos de ferro formados durante a coagulação, que ficam posteriormente retidos pela membrana. A remoção de 88,9%, inferior aos valores observados para o ferro e o arsênio, se deve à dependência entre a dose de oxidante aplicada e a eficiência da coagulação para formar hidróxidos de ferro em quantidade suficiente para a coprecipitação. Moreira *et al.* (2025) confirmaram, em escala piloto e operação contínua de 660 horas, a viabilidade da integração entre UF e tratamento convencional para a remoção dessa classe de contaminantes, com fluxo médio de permeado de 38,6 $L/m^2 \cdot h$ e operação estável mesmo em afluentes de turbidez variável, entre menos de 2 e 200 NTU.

A fração dissolvida dos metais é a principal limitação da UF, uma vez que íons dissolvidos e moléculas de baixa massa molar não são retidos pela membrana. Para o arsênio, conforme os estudos revisados por Costa *et al.* (2024), a UF direta apresenta remoções de 1 a 14% em água subterrânea e de 14 a 80% em água superficial, faixa proporcional à fração coloidal do arsênio na matriz aquosa. Os autores apontam ainda que a remoção é favorecida pela aplicação prévia de oxidantes e da coagulação, etapas que convertem espécies dissolvidas de arsênio em formas associadas a coloides e complexos passíveis de retenção pela UF. Para a fração efetivamente dissolvida, a literatura indica a OI como barreira final, conforme demonstrado em Costa *et al.* (2024) e Moreira *et al.* (2025).

A leitura conjunta desses estudos mostra que a UF, isoladamente, não retém a fração dissolvida do arsênio, e o pré-tratamento oxidativo é o que viabiliza a remoção dos metais. A UF integrada ao pré-tratamento oxidativo se diferencia do tratamento convencional pela maior eficiência de remoção de manganês e arsênio e pela maior estabilidade do efluente diante de variações na água bruta.

4.2.5 Contaminantes emergentes e micropoluentes

A categoria dos contaminantes emergentes e micropoluentes concentra as maiores variações de desempenho entre as tecnologias, com dependência da configuração de processos adotada. Para microplásticos, Balkenbusch *et al.* (2025) avaliaram dez instalações reais de tratamento de água e registraram remoção de 99,3 a 100% das partículas com diâmetro igual ou superior a 2 µm em estações com UF, partindo de afluentes com 1.193 a 7.185 partículas/L. Já as instalações convencionais, baseadas em filtração granular quimicamente assistida, atingiram remoção de 98,7 a 99,4%. A diferença entre os grupos mostrou significância estatística ($p = 0,0354$) e foi atribuída pelos autores ao menor tamanho de poro das membranas de UF. Porém, a comparação vem de subgrupos com número reduzido de plantas, sendo seis convencionais e três com UF, o que limita generalizar o resultado.

Para pesticidas, as duas tecnologias em configurações isoladas se mostram com remoções variáveis. Dong *et al.* (2021), em monitoramento de 29 pesticidas em quatro ETAs de escala real em Xangai (China), com afluente de até 2.391,3 ng/L, registraram remoção de 42,6% do isocarbofós no tratamento convencional, valor que sobe a 94,6% com a integração de ozonização e carvão ativado biológico (CAB).

Li *et al.* (2023) avaliaram a configuração floculação, sedimentação e UF (FSUF) com coagulantes inorgânicos convencionais para pesticidas-traço dopados em 0,25 µg/L cada, e obtiveram remoção inferior a 50%. A baixa massa molar dos compostos limita sua retenção pela membrana, sendo a adsorção o mecanismo

predominante de remoção. A substituição dos coagulantes convencionais por floculantes híbridos inorgânico-orgânicos modificados por hidrofobicidade (HOC-M), no mesmo processo FSUF, elevou a remoção à faixa de 80,3 a 94,3%, o que aponta o aprimoramento do pré-tratamento químico como alternativa para essa classe de contaminantes. Ainda que as duas referências apontem limitação semelhante, a comparação direta deve ser tomada com cautela, já que diferem em escala (planta real e ensaio de bancada) e em natureza do afluente (matriz real e dopagem controlada).

Para compostos de gosto e odor, em especial 2-metilisoborneol (2-MIB) e geosmina (GSM), o tratamento convencional e a UF direta apresentam desempenhos limitados. Esses compostos encontram-se totalmente dissolvidos e são perceptíveis ao olfato humano em concentrações tão baixas quanto 64 ng/L para o 2-MIB e 4 ng/L para a GSM (Shu *et al.*, 2024). Chen *et al.* (2021) registraram, em ETA convencional tratando água superficial com GSM entre 25,1 e 28,2 ng/L e 2-MIB entre 65,4 e 90,1 ng/L, concentrações no efluente do filtro de areia da ordem de 19 ng/L para a GSM e 60 ng/L para o 2-MIB, ambas acima do padrão chinês de potabilidade (inferior a 10 ng/L).

Shu *et al.* (2024) mostram que a UF sem processo biológico integrado remove no máximo 30% desses compostos, partindo de afluentes de 100 a 200 ng/L em água de reservatório, valor insuficiente para atingir o limite de percepção sensorial. A integração da UF a um biofiltro de aerogel de carvão com biofilme (BAB-UF) em escala laboratorial, com tempo de contato em leito vazio (EBCT) de aproximadamente 1 hora, elevou a remoção a mais de 95% para os dois compostos.

Para algas, cianobactérias e cianotoxinas, a UF apresenta vantagens em relação ao tratamento convencional. Cuartucci (2020) mostrou que a configuração híbrida com coagulação, dosagem de carvão ativado em pó (CAP) e UF promove remoção superior a 6 log de algas e cianobactérias por exclusão de tamanho, sem a necessidade de pré-oxidação com cloro. No tratamento convencional, a pré-oxidação com cloro pode causar lise celular e liberar toxinas intracelulares dissolvidas (Cuartucci, 2020), problema agravado pelo fato de microcistinas com massa molar inferior a 1.000 Da tenderem a permanecer no efluente. Zhang *et al.* (2023) mostraram que a integração de dois estágios de UF, com membrana de polissulfona de MWCO de 200 kDa seguida por membrana de poliamida de MWCO de 1 kDa, alcança remoção de até 96,3% das microcistinas sob configuração otimizada de pressão e fluxo, a partir de água já filtrada em ETA.

Produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (*Pharmaceuticals and Personal Care Products* - PPCPs) permanecem como um desafio difícil para as duas tecnologias. Chen *et al.* (2021) detectaram 37 PPCPs em água superficial de reservatório, incluindo antibióticos, pesticidas e desinfetantes, e registraram remoção de 28,4% no tratamento convencional em operação. A integração de ozonização, UF cerâmica e carvão ativado granular (CAG) elevou a remoção dos PPCPs à faixa de 52,5 a 61,7% somente na etapa de ozonização e UF cerâmica, com complementação pela filtração em CAG para atingir alta eficiência global. Esses resultados, conjugados com o desempenho observado para pesticidas e compostos de gosto e odor, indicam um padrão recorrente, em que as duas tecnologias requerem etapas de oxidação avançada ou adsorção em carvão ativado para a remoção de micropoluentes orgânicos dissolvidos.

4.3 Avaliação do Ciclo de Vida e Pegada de Carbono

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é amplamente empregada na quantificação de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e da pegada de carbono de sistemas de tratamento de água, contemplando, conforme o escopo de cada estudo, as fases de construção e de operação da estação (Hofs *et al.*, 2022; Amer *et al.*, 2025). A Tabela 3 reúne os principais estudos identificados na literatura que aplicaram essa abordagem na comparação entre o tratamento convencional e a ultrafiltração (UF), com valores padronizados em kg CO_2-eq./m³ e kWh/m³ conforme as notas da própria tabela, com a finalidade de viabilizar a comparação direta entre os trabalhos.

Tabela 3 – Estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e Pegada de Carbono em Sistemas de Tratamento de Água

Referência	Localização	Tecnologia Avaliada	Principais Resultados
Amer *et al.* (2025)	Egito	Tratamento convencional vs. Ultrafiltração (escopo: sistema completo)	**Emissões de CO_2:** • Convencional: 0,255 kg CO_2-eq./m³ • UF: 1,407 kg CO_2-eq./m³ **Consumo elétrico:** • Convencional: 0,377 kWh/m³ • UF: 0,669 kWh/m³

Referência	Localização	Tecnologia Avaliada	Principais Resultados
Hofs *et al.* (2022)	Holanda	Coagulação com $FeCl_3$ + flotação + filtração rápida em areia + UV de média pressão + CAG + UF (escopo: sistema completo, com fases operacional e de construção)	**Pegada de carbono – fase operacional (2020):** • 0,57 kg CO_2-eq./m³ • Consumo elétrico: 0,55 kWh/m³ **Pegada de carbono – fase de construção** • 0,066 kg CO_2-eq./m³
Xiong *et al.* (2025)	China	UF em fluxo crítico (6–12 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, sem limpeza química) vs. UF típica (~30 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, com limpezas física e química) (escopo: apenas etapa de UF)	**Operação UF em fluxo crítico vs. UF operação típica:** • Custo operacional: ~0,09 CNY/m³ na operação típica e ~0,04 CNY/m³ em fluxo crítico (redução de aproximadamente 52%) • Emissões: ~0,025 kg CO_2-eq./m³ na operação típica e ~0,010 kg CO_2-eq./m³ em fluxo crítico (redução de aproximadamente 61%, considerando todo o ciclo de vida da membrana)
Cai *et al.* (2023)	China	UF submersa pressurizada vs. UF submersa por gravidade (escopo: apenas etapa de UF)	**UF submersa pressurizada vs. UF submersa por gravidade:** • Consumo elétrico: 0,060 kWh/m³ na configuração pressurizada e 0,017 kWh/m³ na configuração por gravidade • Emissões de CO_2: 0,033 kg CO_2-eq./m³ na configuração pressurizada e 0,0093 kg CO_2-eq./m³ na configuração por gravidade

Fonte: Elaborado pelos autores com base em Amer *et al.* (2025); Hofs *et al.* (2022); Xiong *et al.* (2025); Cai *et al.* (2023).

Nota: Todos os valores foram padronizados em kg CO_2-eq./m³ e kWh/m³ a fim de uniformizar as unidades e facilitar a leitura comparativa entre os estudos, observados os diferentes escopos indicados na tabela. ACV = Avaliação do Ciclo de Vida; CAG = Carvão Ativado Granular; CO_2-eq. = dióxido de carbono equivalente; GEE = Gases de Efeito Estufa. CNY = Yuan chinês, moeda da República Popular da China. (¹) Amer *et al.* (2025): valores originais em kg CO_2/1.000 m³ (Tabela 2 do artigo); o consumo elétrico foi extraído da Tabela 1 do mesmo estudo (377 e 668,7 kWh/1.000 m³ para os cenários convencional e UF, respectivamente). (²) Cai *et al.* (2023): valores originais em MJ/t e t CO_2/tanque·ano; conversão de MJ para kWh (1 MJ = 0,28 kWh) e normalização das emissões anuais pelo volume tratado em cada cenário (10.000 m³/d na configuração pressurizada e 16.700 m³/d na configuração por gravidade, segundo Tabela 4 do artigo). (³) Xiong *et al.* (2025): custo operacional e emissões da Figura 6b do artigo, em CNY/m³ e kg CO_2-eq./m³; leitura aproximada dos pontos do gráfico.

O consumo energético é o principal responsável pelas emissões em todos os sistemas avaliados. Amer *et al.* (2025), em ACV comparativa conduzida no Egito, registraram consumo de 0,669 kWh/m³ para a UF e 0,377 kWh/m³ para o tratamento convencional, com emissões correspondentes de 1,407 e 0,255 kg CO_2-eq./m³, respectivamente. Conforme apresentado no item 4.1.2, o tratamento convencional também se mostrou mais vantajoso em termos de custo de produção. Esses resultados estão condicionados à matriz energética egípcia, predominantemente baseada em combustíveis fósseis, fator decisivo para os valores absolutos de emissão obtidos.

Hofs *et al.* (2022) avaliaram, no contexto holandês, um conjunto de etapas de tratamento composto por coagulação com $FeCl_3$, flotação, filtração rápida em areia, desinfecção por radiação ultravioleta de média pressão, filtração em carvão ativado granular (CAG) e ultrafiltração como etapa de polimento. A UF não substitui o tratamento convencional nessa configuração, mas complementa o tratamento convencional como etapa de tratamento avançado. A pegada de carbono da fase operacional desse sistema, considerando a matriz elétrica holandesa em 2020, alcançou 0,57 kg CO_2-eq./m³, com consumo elétrico de 0,55 kWh/m³, e a eletricidade foi o principal contribuinte ao total. Os autores quantificaram ainda a fase de construção da estação em 0,066 ± 0,026 kg CO_2-eq./m³, parcela cuja importância tende a aumentar à medida que a fase operacional se descarboniza pela adoção de fontes renováveis de energia. Essa configuração altera a interpretação dos resultados de ACV em relação aos demais trabalhos da Tabela 3.

Xiong *et al.* (2025) mostraram que há margem para a redução de emissões por meio de inovações operacionais na própria UF. Os autores propuseram o conceito de fluxo crítico induzido por biofilme em filtração no modo *dead-end*, configuração predominante em ETAs com UF. Nessa condição, o biofilme formado na superfície da membrana atua como agente regulador, promove a biodegradação da matéria orgânica depositada e estabelece equilíbrio dinâmico entre deposição e degradação de *foulants* (substâncias responsáveis pela formação do *fouling*). O mecanismo estabiliza o fluxo de permeado abaixo de um valor crítico e evita o aumento contínuo da resistência hidráulica. O modelo proposto reposiciona o biofilme, antes considerado apenas agente de colmatação, como elemento ativo do processo de filtração.

Com operação entre 6 e 12 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, a pressão transmembrana mantém-se estável, o que dispensa limpezas químicas e reduz o consumo energético de bombeamento. As emissões reportadas foram de aproximadamente 0,010 kg CO_2-eq./m³ nessa configuração, contra cerca de 0,025 kg CO_2-eq./m³ na UF típica operada em torno de 30 $L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, o que resulta em redução de 52% nos custos operacionais e de 61% nas emissões de carbono quando considerado o ciclo de vida completo da membrana.

Cai *et al.* (2023) avaliaram outra estratégia operacional para reduzir o consumo energético da UF, dessa vez pela substituição do bombeamento por força motriz gravitacional. O estudo, conduzido em escala real, comparou uma UF submersa pressurizada com uma UF submersa por gravidade, configuração em que a diferença de nível d'água entre o tanque de membranas e o reservatório de água tratada atua como força motriz e elimina parcela substancial do bombeamento. A transição reduziu o consumo elétrico de 0,060 para 0,017 kWh/m³ e, em consequência, as emissões de CO_2 associadas ao consumo elétrico de 0,033 para 0,0093 kg CO_2-eq./m³, o que corresponde a uma redução de 63,27 toneladas de CO_2 por tanque ao ano. O estudo contabiliza somente as emissões decorrentes do consumo de energia, sem avaliar a pegada de carbono do ciclo de vida completo das duas configurações.

Em síntese, os estudos reunidos na Tabela 3 mostram quadros heterogêneos. No único estudo que compara diretamente o tratamento convencional e a UF, Amer *et al.* (2025) registraram consumo energético e emissões maiores para a UF, em contexto de matriz elétrica baseada em combustíveis fósseis. Os demais trabalhos analisam configurações híbridas, com a UF como etapa de polimento de um trem convencional (Hofs *et al.*, 2022), ou variações operacionais da própria UF (Xiong *et al.*, 2025; Cai *et al.*, 2023), em que as comparações se dão entre modos de operação distintos e não entre tecnologias.

Os resultados desses três últimos não permitem inferência direta sobre o desempenho ambiental da UF frente ao tratamento convencional, mas mostram margem de mitigação na própria UF, ancorada em estratégias como o fluxo crítico induzido por biofilme e a filtração por gravidade. Os estudos diferem ainda em escopo, em matriz elétrica de referência e em unidade funcional adotada, o que limita a comparação direta dos valores absolutos e recomenda interpretação com base nas premissas metodológicas de cada ACV.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A literatura recente mostra que a comparação entre o tratamento convencional e a ultrafiltração na produção de água para abastecimento público não se dá, em geral, entre as duas tecnologias isoladas. A maior parte dos estudos analisa a UF combinada a etapas auxiliares como coagulação, dosagem de carvão ativado em pó, pré-oxidação ou filtração em areia, em arranjos híbridos que ampliam o leque de contaminantes removidos pelo sistema (Costa *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2023; Moreira *et al.*, 2021). Por essa razão, o desempenho reportado para a UF nesses estudos reflete não apenas a membrana, mas o conjunto de etapas integradas, e a comparação direta com o tratamento convencional precisa ser interpretada à luz dessa configuração.

Em termos técnico-econômicos, a UF apresenta CAPEX e OPEX maiores que o tratamento convencional em todos os estudos comparativos analisados, com magnitudes que variam conforme o contexto, porém oferece área de implantação menor e menor sensibilidade a variações da qualidade da água bruta. Quanto à eficiência de remoção, sistemas com UF integrada a etapas auxiliares apresentam desempenho superior ao tratamento convencional para turbidez, cor, microplásticos, algas, cianobactérias e microcistinas, e desempenho equivalente para a matéria orgânica natural. A vantagem da UF para microrganismos é importante em mananciais com presença de protozoários patogênicos resistentes à desinfecção química, para os quais a barreira física da membrana é determinante.

Para pesticidas, compostos de gosto e odor e produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, o convencional e a UF, mesmo em arranjos híbridos, mostraram-se insuficientes e demandam etapas complementares de oxidação avançada ou adsorção em carvão ativado. Em relação à pegada de carbono e ao consumo energético, a comparação direta entre tratamento convencional e UF é apresentada por apenas um dos estudos da Tabela 3 (Amer *et al.*, 2025), em contexto de matriz elétrica fóssil, no qual a UF mostrou consumo e emissões maiores. Os demais trabalhos avaliam configurações híbridas com UF como polimento ou variações operacionais da própria UF, com diferenças que dependem do escopo da sequência de etapas, da matriz elétrica

e do modo de operação. Estratégias como o fluxo crítico induzido por biofilme e a filtração por gravidade demonstraram reduções de até 61% nas emissões (fluxo crítico) e de até 72% no consumo energético (filtração por gravidade) dentro da própria UF (Xiong *et al.*, 2025; Cai *et al.*, 2023), o que indica espaço de mitigação por meio de inovações operacionais e da descarbonização da matriz elétrica.

A escolha entre o tratamento convencional e a UF deve ser orientada pela classe de contaminantes que se pretende remover, pelas características da água bruta, pela matriz energética disponível e pelas exigências regulatórias locais. A decisão técnica raramente se dá entre as duas tecnologias isoladas, e sim entre arranjos que podem combiná-las em diferentes configurações. Sugere-se que trabalhos futuros sejam direcionados a estudos comparativos em escala real entre o tratamento convencional e sistemas com UF no Brasil, com levantamento de parâmetros operacionais das ETAs brasileiras que já operam com membranas de UF, como subsídio à tomada de decisão técnica frente às exigências da Portaria GM/MS nº 888/2021.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMER, W. M.; MOAWAD, A. K.; HASSOUNA, M. S. E.-D. *Life cycle assessment of three drinking water treatment technologies reflecting their economic significance. Water, Air, & Soil Pollution*, v. 236, art. 869, 2025.

2. BAKER, R. W. *Membrane technology and applications*. 4. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2024.

3. BALKENBUSCH, C.; GLIENKE, J.; WU, Y.; MUNNO, K.; JUNG, M.; ALMUHTARAM, H.; ANDREWS, R. C. *Microplastic removal across ten drinking water treatment facilities and distribution systems. npj Clean Water*, v. 8, n. 103, 2025.

4. BAPTISTA, A. C.; OLIVEIRA, M. P.; VIEIRA, G. C.; ALMEIDA, R. *Ultrafiltração e nanofiltração no tratamento de água para abastecimento público: uma revisão da literatura. Revista Internacional de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 181-201, 2025.

5. BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020.** Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017. Brasília, DF: Presidência da República, 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm. Acesso em: 14 maio 2026.

6. BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 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, DF, 7 maio 2021. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html. Acesso em: 14 maio 2026.

7. CAI, C.; TIAN, Y.; WU, X.; ZHANG, Y.; KE, Y.; WANG, Y.; SUN, W. *Efficiency of a gravity-driven membrane in a water treatment plant. AQUA – Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, v. 72, n. 2, p. 173–183, 2023.

8. CHEN, L.; LI, J.; FU, W.; ZHANG, X. *Ceramic membrane based hybrid process for the upgrade of rural water treatment plants: A pilot study. Water Environment Research*, v. 93, n. 1, p. 75-83, 2021.

9. COSTA, F. C. R.; MOREIRA, V. R.; GUIMARÃES, R. N.; MOSER, P. B.; SANTOS, L. V. S.; PAULA, E. C. de; AMARAL, M. C. S. *Pre-oxidation and coagulation-flocculation as a pretreatment to UF-RO applied for surface water treatment and arsenic removal. Desalination*, v. 586, p. 117855, 2024.

10. CRUZ, N.; MIERZWA, J. C. *Saúde pública e inovações tecnológicas para abastecimento público. Saúde e Sociedade*, São Paulo, v. 29, n. 1, e180824, 2020.

11. CUARTUCCI, M. *Ultrafiltration, a cost-effective solution for treating surface water to potable standard. Water Practice & Technology*, v. 15, n. 2, p. 426–436, 2020.

12. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 3. ed. São Carlos: LDiBe, 2017. 1296p.

13. DONG, H.; XU, L.; MAO, Y.; WANG, Y.; DUAN, S.; LIAN, J.; LI, J.; YU, J.; QIANG, Z. *Effective abatement of 29 pesticides in full-scale advanced treatment processes of drinking water: From concentration to human exposure risk. Journal of Hazardous Materials*, v. 403, p. 123986, 2021.

14. HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. *Processos de separação por membranas*. Rio de Janeiro: E-papers, 2006.

15. HOFS, B.; BROEK, W. van den; ECKEVELD, A. van; WAL, A. van der. *Carbon footprint of drinking water over treatment plant life span (2025–2075) is probably dominated by construction phase. Cleaner Environmental Systems*, v. 5, p. 100079, 2022.

16. HUSSEIN, H. M.; ALI, S. I.; EL-SEWIFY, A. M.; NAGUIB, A. H. *Evaluation of Ultra-Filtration technique in water purification compared to conventional techniques in Egypt*. *SSRG International Journal of Civil Engineering*, v. 11, n. 8, p. 93-100, ago. 2024.

17. LAURELL, P.; POUTANEN, H.; HESAMPOUR, M.; TUUTIJÄRVI, T.; VAHALA, R. *Feasibility and environmental impact of NOM reduction by microfiltration at a Finnish surface water treatment plant*. ***Water***, v. 15, n. 10, p. 1822, 2023.

18. LI, Y.; WANG, Y.; JIN, J.; TIAN, Z.; YANG, W.; GRAHAM, N. J. D.; YANG, Z. *Enhanced removal of trace pesticides and alleviation of membrane fouling using hydrophobic-modified inorganic-organic hybrid flocculants in the flocculation-sedimentation-ultrafiltration process for surface water treatment. Water Research*, v. 229, p. 119447, 2023.

19. MOREIRA, V. R.; GUIMARÃES, R. N.; MOSER, P. B.; SANTOS, L. V. S.; DE PAULA, E. C.; LEBRON, Y. A. R.; SILVA, A. F. R.; CASELLA, G. S.; AMARAL, M. C. S. *Restrictions in water treatment by conventional processes (coagulation, flocculation, and sand-filtration) following scenarios of dam failure. Journal of Water Process Engineering*, v. 51, p. 103450, 2023.

20. MOREIRA, V. R.; LEBRON, Y. A. R.; SANTOS, L. V. S.; AMARAL, M. C. S. *Dead-end ultrafiltration as a cost-effective strategy for improving arsenic removal from high turbidity waters in conventional drinking water facilities. Chemical Engineering Journal*, [s. l.], v. 417, p. 128132, 2021.

21. MOREIRA, V. R.; MOSER, P. B.; GUIMARÃES, R. N.; AMARAL, M. C. S. *Ultrafiltration and reverse osmosis integrated to conventional drinking water treatment to ensure human right to water in dam break scenarios: From bench- to pilot-scale. Separation and Purification Technology*, v. 353, p. 128429, 2025.

22. SCHNEIDER, René Peter; TSUTIYA, Milton Tomoyuki. *Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso*. 1. ed., São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

23. SHU, J.; WU, Q.; REN, X.; TANG, P.; CHEN, G.; CHENG, X.; CHEN, C.; TIRAFERRI, A.; LIU, B. *Efficiency and mechanisms of biochar aerogel-assisted biodegradation of taste and odor compounds in a one-step membrane bioreactor for rural drinking water production. ACS ES&T Engineering*, v. 4, n. 2, p. 300–309, 2024.

24. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES EM SANEAMENTO BÁSICO. **Relatório dos serviços de abastecimento de água SINISA 2025: ano-base 2024**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2025. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/sinisa. Acesso em: 14 maio 2026.

25. SKORONSKI, E.; ROSA, A. B.; SIMIONI, F. J. *Is conventional drinking water treatment more economically viable than ultrafiltration in Brazil? A technical, economic, comparative study with risk assessment. Water Supply*, v. 24, n. 6, p. 2092-2107, 2024.

26. XIONG, K.; LONG, L.; XING, J.; LUO, L.; ZHOU, C.; WANG, X.; SHAO, S. *Biofilm-induced critical flux in dead-end ultrafiltration processes: phenomenon, mechanism, and economic and environmental benefits. Environmental Science & Technology*, v. 59, p. 5337–5347, 2025.

27. XU, D.; XIE, Y.; JIN, X.; REN, J.; SONG, J.; TANG, X.; ZHANG, Z.; LI, X.; LI, G.; LIANG, H. *A comparison of typical ultrafiltration processes in drinking water treatment: Implications for fouling control and disinfection performance. Separation and Purification Technology*, v. 338, p. 126426, 2024.

28. ZHANG, F.; XIONG, J.; ZHANG, C.; WU, X.; TIAN, Y. *Removal of algae and algal toxins from a drinking water source using a two-stage polymeric ultrafiltration membrane process. Polymers*, v. 15, n. 22, art. 4495, 2023.