

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

THAINA MENEGHETI NEHME

**ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS APLICADOS
A EFLUENTES TRATADOS POR MEMBRANAS MODIFICADAS**

ALFENAS/MG

2024

THAINA MENEGHETI NEHME

**ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS APLICADOS
A EFLUENTES TRATADOS POR MEMBRANAS MODIFICADAS**

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Gestão e manejo de recursos naturais e biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Barbosa
Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Lucilaine Valéria de Souza Santos
Colaborador(es): Dr. Antonio Rodrigues da Cunha Neto
Dra. Maria José dos Santos Wisniewski;
Dra. Erika dos Santos Silva;
Dr. Eric Batista Ferreira;
Me. João Vitor Calvelli Barbosa;
Me. Carolina Rodrigues Santos;
Juliana Leme Barbosa;
Anelise Vieira Rosa Fernandes da Silva.

ALFENAS/MG

2024

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas
Biblioteca Central

Menegheti Nehme, Thaina.

Ensaio ecotoxicológico aplicado a efluentes tratados por membranas modificadas / Thaina Menegheti Nehme. - Alfenas, MG, 2024.

61 f. : il. -

Orientador(a): Sandro Barbosa.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2024.

Bibliografia.

1. Contaminantes Emergentes. 2. Tratamento de efluentes. 3. Membranas de ultrafiltração. I. Barbosa, Sandro, orient. II. Título.

THAINA MENEGHETI NEHME

“Ensaio ecotoxicológico aplicados a efluentes tratados por membranas modificadas.”

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Ciências Ambientais.

Aprovada em: 28 de agosto de 2024.

Prof. Dr. Sandro Barbosa

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Prof. Dr. Eduardo Costa de Figueiredo

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Prof. Dr. Rafael Brito de Moura

Instituição: Universidade Federal de Alfenas



Documento assinado eletronicamente por **Sandro Barbosa, Professor do Magistério Superior**, em 30/08/2024, às 17:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1323216** e o código CRC **974E9C86**.

Dedico essa dissertação a minha família, que sempre foi meu alicerce. Este é o resultado do que construímos juntos.

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho é fruto de uma longa jornada, marcada por desafios, aprendizados e, acima de tudo, pelo apoio de muitas pessoas. A cada uma delas, minha mais sincera gratidão.

Primeiramente, agradeço à minha família, especialmente aos meus pais Elenir e Nilson e ao meu irmão Vitor Hugo, que sempre me apoiaram e estiveram ao meu lado em todos os momentos. Vocês me ensinaram o valor da perseverança, da dedicação e do amor incondicional. Ao Gustavo por ser meu companheiro neste e em todos os momentos, sua presença ao meu lado, nos momentos de alegria e nos de dificuldade, foi um pilar fundamental que me deu forças para continuar. A paciência e o carinho de vocês foram fundamentais para que eu pudesse chegar até aqui.

Aos meus orientadores Prof. Dr. Sandro Barbosa e Dra. Lucilaine Valéria de Souza Santos, expresso minha profunda gratidão pela orientação, sabedoria e encorajamento. Agradeço por terem acreditado em mim e me concedido a oportunidade de executar este trabalho. Enfatizo meus agradecimentos ao meu pai científico Prof. Dr. Sandro Barbosa, que me abriu as portas para pesquisa, sua expertise e conselhos foram fundamentais para a minha formação. Sua confiança em meu potencial me impulsionou a superar desafios.

Aos meus amigos, tanto os que estão comigo desde a graduação, quanto os que fiz durante o mestrado. Nominadamente agradeço a Arthur, Bianca, Diana, Gustavo Terra, José Miguel, Kemily, Maria Eduarda, Marina, Rafael, Tacyane e Taciane Raissa por estarem ao meu lado, nos momentos de alegria e de dificuldade. Suas palavras de incentivo, suas conversas. A amizade de vocês foi um suporte inestimável.

Aos amigos do BIOGEN, agradeço pela compreensão e pelo apoio durante este período. O ambiente de colaboração e o companheirismo de vocês foram fundamentais. Em especial Larissa, Kimberly, Gabriela, Antônio, João Vitor, Erika, Anelise, Juliana, Arlinda e Arthur que sempre me escutaram e me acolheram, a presença diária de vocês tornaram este percurso muito mais leve e prazeroso.

Um agradecimento especial a Juliana e Anelise, que participaram de todo o trabalho como alunas de iniciação científica. A dedicação e o entusiasmo de ambas foram essenciais para o progresso desta pesquisa. Também estendo minha gratidão a Erika, Antônio e ao João Vitor cuja expertise e apoio na reta final foram fundamentais para a discussão dos dados e a formulação das conclusões. Além de excelentes colegas, tenho o privilégio de chamá-los de amigos, e sou grata por todo o apoio e amizade ao longo desta jornada.

Gostaria também de expressar minha sincera gratidão a todos os colaboradores que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desta dissertação. Suas contribuições foram valiosas, e cada um de vocês deixou sua marca neste trabalho.

Finalmente, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), pela oportunidade e aos órgão de fomento, FAPEMIG, pelo apoio financeiro que tornou esta pesquisa possível.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A todos, meu mais sincero muito obrigada.

RESUMO

A disponibilidade de água tratada é vital para a saúde pública, porém sua gestão é deficiente. Há preocupação com efluentes domésticos e industriais, que contêm contaminantes emergentes difíceis de degradar e detectar por testes físico-químicos, sendo muitas vezes resistentes aos métodos convencionais de tratamento, retornando às águas superficiais. Nesse contexto, embora membranas de osmose reversa sejam eficazes, têm custos elevados e vida útil limitada, sendo descartadas em aterros sanitários. Reciclar essas membranas em membranas de ultrafiltração é uma alternativa sustentável, mas requer testes biológicos para garantir eficiência na remoção de toxicidade, especialmente de compostos emergentes. O objetivo deste estudo é avaliar a eficiência na remoção da toxicidade de amostras ambientais contendo resíduos de fármacos após tratamento por membranas de ultrafiltração recicladas e modificadas. Para tal, as amostras contendo uma mistura dos fármacos betametasona, cetoprofeno, fenofibrato, fluconazol, loratadina e prednisona que foram tratadas pelas membranas modificadas com dióxido de titânio (TiO₂) e óxido de grafeno (GO). Os diferentes componentes das amostras (alimentação, concentrado e permeado) foram submetidos a bioensaios utilizando organismos de diferentes níveis tróficos: *Aliivibrio fischeri* e *Allium cepa*. Nos bioensaios com as bactérias luminescentes, a toxicidade foi avaliada pela intensidade da bioluminescência dos organismos, enquanto nos bioensaios com *A. cepa* incluíram parâmetros fitotécnicos, parâmetros citogenotóxicos e quantificações bioquímicas. Para os testes com as bactérias, as amostras de permeado demonstraram hormesis, sugerindo que todas as membranas testadas foram eficazes no tratamento. Porém, a membrana com menor toxicidade no concentrado (membrana M3 modificada com TiO₂-GO e fotocatalise), mostrou melhor desempenho, considerando que o concentrado requer tratamento adicional. Em relação aos ensaios com *A. cepa*, não foi observada toxicidade para parâmetros fitotécnicos. No entanto, houve um aumento na expressão de peróxido de hidrogênio e da enzima superóxido dismutase (SOD) nos concentrados, com maiores valores no concentrado da M3, indicando que o estresse está sendo mitigado pelo sistema antioxidante da plântula. Já para a análise citogenotóxica, não foi observado efeito sobre o índice mitótico, mas registrou-se maiores frequências de anormalidades clastogênicas e aneugênicas para o permeado da membrana 3 (M3). Os resultados obtidos, sugerem que as membranas de ultrafiltração recicladas e modificadas estão tratando efetivamente os contaminantes emergentes.

Palavras-chave: Contaminantes Emergentes, Tratamento de efluentes, Membranas de ultrafiltração.

ABSTRACT

The availability of treated water is vital for public health; however, its management remains deficient. Concerns persist regarding domestic and industrial effluents, which contain emerging contaminants that are difficult to degrade and detect through physicochemical analyses, and are often resistant to conventional treatment methods, returning to surface waters. In this context, although reverse osmosis membranes are effective, they entail high costs and have a limited lifespan, ultimately being disposed of in landfills. Recycling these membranes into ultrafiltration membranes is a sustainable alternative, but it requires biological testing to ensure their efficiency in removing toxicity, especially that associated with emerging compounds. The objective of this study is to evaluate the efficiency of recycled and modified ultrafiltration membranes in removing toxicity from environmental samples containing pharmaceutical residues. The samples, containing a mixture of the pharmaceuticals betamethasone, ketoprofen, fenofibrate, fluconazole, loratadine, and prednisone, were treated using membranes modified with titanium dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO). Different components of the samples (feed, concentrate, and permeate) were subjected to bioassays using organisms from different trophic levels: *Aliivibrio fischeri* and *Allium cepa*. In the bioassays with luminescent bacteria, toxicity was evaluated based on the intensity of bioluminescence, while the *A. cepa* assays included phytotechnical parameters, cytogenotoxic parameters, and biochemical quantifications. In the bacterial assays, the permeate samples exhibited hormesis, suggesting that all tested membranes were effective in treatment. However, the membrane that resulted in the lowest toxicity in the concentrate (the M3 membrane, modified with TiO₂-GO and photocatalysis) showed the best performance, considering that the concentrate requires additional treatment. Regarding the *A. cepa* assays, no toxicity was observed in the phytotechnical parameters. Nevertheless, increased expression of hydrogen peroxide and the enzyme superoxide dismutase (SOD) was detected in the concentrates, with higher values in the M3 concentrate, indicating that the stress is being mitigated by the seedling's antioxidant system. In the cytogenotoxic analysis, no effects were observed on the mitotic index; however, higher frequencies of clastogenic and aneugenic abnormalities were recorded in the permeate from membrane 3 (M3). Overall, the results suggest that the recycled and modified ultrafiltration membranes effectively treat emerging contaminants.

Keywords: Emerging Contaminants, Wastewater Treatment, Ultrafiltration Membranes.

LISTA DE SIGLAS

TiO ₂	Dióxido de titânio
GO	Óxido de grafeno
SOD	Enzima superóxido dismutase
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CEs	Contaminantes emergentes
DEs	Disruptores endócrinos
ETEs	Estações de tratamento de efluentes
PhACs	Princípios ativos farmacêuticos
UF	Ultrafiltração
OI	Osmose inversa

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	DESENVOLVIMENTO.....	14
2.1	CONTAMINANTES EMERGENTES.....	14
2.2	MEMBRANAS DE ULTRAFILTRAÇÃO.....	16
2.3	RECICLAGEM E MODIFICAÇÃO DE MEMBRANAS.....	18
2.4	ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS.....	19
2.4.1	Alegaões para utilização de bactérias luminescentes, <i>Alivibrio</i>	20
	<i>fischeri</i>.....	
2.4.2	Alegaões para utilização de semente, <i>Allium cepa</i>.....	21
3	OBJETIVOS.....	22
3.1	OBJETIVO GERAL.....	22
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
4	ARTIGO 1 - ECOTOXICOLOGICAL IMPACT OF REMOVING	23
	PHARMACEUTICAL RESIDUES FROM AQUEOUS SOLUTIONS	
	USING RECYCLED ULTRAFILTRATION MEMBRANES.....	
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	51
	REFERÊNCIAS.....	52

1 INTRODUÇÃO

A água cobre cerca de 71% da superfície do planeta Terra, trata-se do componente inorgânico mais abundante e vital para os seres vivos sendo essencial para a produção de alimentos e produtos (Vinicius; Dictoro, 2021). Também tem um papel fundamental para a determinação do clima terrestre e acomodação dos ecossistemas marinhos, além de remover e diluir parte dos poluentes e resíduos produzidos (Schöngart; Junk, 2020). Apesar de ser essencial para a vida, a água é um dos recursos com pior gestão pelos seres humanos, exemplos disso incluem o desperdício, a poluição e a contaminação dos corpos d'água (Miller; Spoolman, 2021). Menos de 1% do suprimento de água do planeta representa a água disponível para consumo humano, abastecimento público, industrial e aplicações agrícolas (Alves dos Reis *et al.*, 2021; Veriato *et al.*, 2015).

Assim, o acesso à água potável é uma preocupação mundial, sendo que, dados apontam que em 2021 cerca de 1,7 bilhão de pessoas careciam de serviços de água (World Health Organization; The United Nations Children's Fund, 2022). A preocupação com a disponibilidade de água própria para consumo é pauta frequente nas discussões ambientais e geopolíticas (Amorim; Vaez, 2019; Miller; Spoolman, 2021). Visando aumentar a quantidade de água dulcícola disponível, diversos países têm utilizado tecnologias como a destilação ou a osmose reversa para a remoção dos sais dissolvidos na água do oceano ou na água salobra, objetivando a potabilização da água ou adequação a diversos usos industriais (Curto; Franzitta; Guercio, 2021; De Almeida, Juliano Penteado *et al.*, 2020). O tratamento de águas superficiais contaminadas por efluentes urbanos também constitui uma estratégia viável para a potabilização dos recursos hídricos, promovendo a remoção de poluentes e a adequação das águas aos padrões de potabilidade (Cartaxo *et al.*, 2020).

Os efluentes urbanos possuem matrizes complexas, visto que se trata da mistura de efluentes domésticos e industriais. Portanto, conta com a presença de resíduos orgânicos, inorgânicos e biológicos (Fornari *et al.*, 2018). Dentre os compostos que podem fazer parte da matriz do efluente, citam-se os contaminantes emergentes ou produtos de preocupação emergente. Trata-se de compostos naturais ou sintéticos que podem chegar aos corpos d'água quando não houver tratamento dos efluentes gerados ou mesmo quando forem utilizadas tecnologias inadequadas ou ineficientes. Os poluentes emergentes têm ganhado a atenção dos pesquisadores devido ao alto potencial de risco ao meio ambiente, à saúde humana e à biota aquática (Maryjoseph; Ketheesan, 2020; Ouda *et al.*, 2021). Em geral, são considerados contaminantes emergentes ou contaminantes de preocupação emergente (CPE) os fármacos e

produtos destinados a cuidados pessoais (PPCPs), pesticidas, produtos químicos desreguladores endócrinos (EDCs), compostos perfluorados (PFCs), surfactantes, aditivos de gasolina, subprodutos de desinfecção, toxinas de algas e cianobactérias, contaminantes patogênicos, compostos organometálicos, retardadores de chama bromados e organofosforados, plastificantes e nanopartículas (Lin *et al.*, 2020; Maryjoseph; Ketheesan, 2020).

Assim, com a escassez hídrica e a necessidade de maior robustez no tratamento de água e efluentes, a utilização de membranas tem se tornado cada vez mais necessária. Trata-se de tecnologias que estão disponíveis no mercado, entretanto, ainda há muito a ser elucidado visando maior eficiência e adequação da relação custo/benefício (Alhaj; Al-Ghamdi, 2019; Maftouh *et al.*, 2022).

Nesse sentido, esclarece-se que o tratamento utilizando membranas é extremamente versátil, podendo ser utilizado como pré-tratamento, tratamento ou pós-tratamento. Nas etapas finais de tratamento de água e esgoto, em que exista a necessidade de um polimento do efluente tratado, o uso da tecnologia de osmose reversa para remover contaminantes ao nível iônico, como nos processos de dessalinização de águas marinhas, tem se tornado cada vez mais usual (Arola *et al.*, 2019; Ebrahimzadeh *et al.*, 2021). Apesar disso, o custo dessa prática é elevado se comparado às tecnologias tradicionais de tratamento, devido aos investimentos iniciais para aquisição dos módulos de membranas e custos operacionais contínuos, como uso de energia, mão de obra e aquisição de produtos químicos para manutenção das membranas (Bhojwani *et al.*, 2019). Contudo, trata-se de uma tecnologia que consegue absorver melhor as variações de carga dos efluentes, proporcionando um efluente tratado de elevada qualidade.

Paralela a intensificação do uso da tecnologia de membranas, tem-se o aumento do resíduo gerado, devido ao tempo de vida dos módulos que são utilizados para o tratamento de efluentes. As membranas de osmose reversa possuem um curto período de longevidade e, quando em boa manutenção, tem vida útil de 5 anos. Após esse período, são descartadas em aterros sanitários, sendo uma fonte secundária de poluição (Coutinho de Paula; Amaral, 2017; Grossi *et al.*, 2021). Nesse contexto, a reciclagem das membranas tem se mostrado uma alternativa mais sustentável, sendo uma solução técnica e economicamente executável. Além disso, pode-se modificar a estrutura da membrana de forma a condicioná-la para diversos tratamentos específicos.

Um exemplo é a membrana de osmose reversa reciclada e modificada com dopamina, dióxido de titânio verde (TiO₂) e óxido de grafeno (GO), uma alternativa sustentável para a remoção de princípios ativos farmacêuticos, tratados como contaminantes emergentes

(Oliveira *et al.*, 2022). Entretanto, essa tecnologia ainda precisa ser testada a nível ecotoxicológico a fim de garantir a eficácia do tratamento destes contaminantes emergentes e atendimento das normativas do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Pesquisas neste cenário são relevantes, visto que para a nova tecnologia de membranas de ultrafiltração recicladas e modificadas, ainda não foram realizados estudos biológicos, a fim de comprovar a eficiência de remoção de toxicidade dos efluentes tratados, que foram contaminados com fármacos, adjunto aos ensaios físico-químicos já realizados. O estudo biológico foi realizado a nível de monitoramento ambiental ecotoxicológico, com duas espécies de níveis tróficos distintos, como preconizado pela CONAMA 430 art. 18. Diante desse pressuposto, este estudo tem como objetivo avaliar a capacidade de remoção da toxicidade de efluentes contendo resíduos fármacos, através da utilização de membranas de ultrafiltração recicladas e modificadas, por meio de bioensaios.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 CONTAMINANTES EMERGENTES

Os contaminantes emergentes (CEs) referem-se a substâncias químicas ou materiais que não possuem regulamentação específica para monitoramento ou relatórios públicos sobre sua presença em recursos hídricos ou águas residuais. Esses poluentes podem se originar de novas fontes ou caminhos recentemente identificados e representam uma ameaça potencial ou real à saúde humana e ao meio ambiente (Prajapati *et al.*, 2023). A crescente preocupação com esses contaminantes reflete-se na variedade de estudos que visam entender sua ocorrência, transporte e impacto nos diferentes compartimentos ambientais, sendo essencial desenvolver estratégias eficazes para seu monitoramento e mitigação.

Os contaminantes emergentes (CEs) têm se tornado uma preocupação ambiental crescente devido ao aumento da qualidade de vida e das exigências dos consumidores. Este problema é exacerbado pela produção em massa e uso frequente de substâncias artificiais, como pesticidas, fertilizantes, produtos de higiene pessoal, medicamentos e hormônios esteroides, que levam à contaminação significativa dos ecossistemas aquáticos (Khan *et al.*, 2022). A produção global desses poluentes aumentou drasticamente, atingindo cerca de 500 milhões de toneladas anuais (Thomaidis; Asimakopoulos; Bletsou, 2012). Esses compostos, projetados para interagir com organismos específicos, também podem causar efeitos adversos em outras espécies após exposição prolongada, mesmo em pequenas quantidades (Houtman, 2010; Wilkinson *et al.*, 2017).

Um exemplo, são os disruptores endócrinos (DEs), uma categoria de contaminantes emergentes que pode interferir no sistema hormonal, causando impactos negativos na reprodução, desenvolvimento, sistema neurológico e imunológico de humanos e animais (Gomes; Simões; Simões, 2018; Houtman, 2010). Frequentemente detectados em águas residuais, esses compostos também são encontrados em tecidos humanos, como leite materno, sublinhando a urgência de monitoramento e controle rigorosos (Anadón *et al.*, 2017). Além disso, Estudos demonstram que anti-inflamatórios como naproxeno e diclofenaco podem prejudicar a saúde de organismos aquáticos (Corcoll *et al.*, 2014). Além disso, substâncias como aromas de almíscar e plastificantes, ainda pouco compreendidas em termos de risco ambiental, foram detectadas em tecidos humanos (Wilkinson *Et Al.*, 2017; WOMBACHER; HORNBUCKLE, 2009).

Diversos compostos são classificados como contaminantes emergentes, incluindo produtos farmacêuticos, cosméticos, produtos de higiene pessoal, pesticidas, retardantes de chama, nanomateriais e microplásticos (Balaram *et al.*, 2023). Muitos desses compostos, não monitorados regularmente, podem representar riscos substanciais ao ecossistema e à saúde humana (Houtman, 2010; Prajapati *et al.*, 2023). A presença desses produtos químicos em fontes de água potável e alimentos enfatiza a necessidade de regulamentações mais rigorosas e o desenvolvimento de novas tecnologias para sua análise e mitigação (Crini; Badot, 2011).

O lançamento de efluentes de estações de tratamento de águas residuais e outras atividades antropogênicas, frequentemente introduz contaminantes emergentes nos rios e corpos d'água (Balaram *et al.*, 2023). A contaminação por esses poluentes é um problema global, variando significativamente entre regiões (Fekadu *et al.*, 2019). A presença de contaminantes emergentes em águas superficiais está fortemente correlacionada com efluentes municipais, embora atividades industriais e agrícolas também contribuam consideravelmente para sua presença no meio ambiente (Mezzelani; Gorbi; Regoli, 2018; Patel *et al.*, 2019). Dada a complexidade e o potencial impacto dos contaminantes emergentes, é essencial desenvolver e implementar estratégias eficazes de monitoramento e remediação para proteger a saúde humana e ambiental (Khan *et al.*, 2022).

No Brasil, os fármacos mais encontrados nos efluentes são os disponibilizados pelo Sistema Único de Saúde (SUS) (Silva, Bianca Jenifer De Sá Da; Trevisan, 2021). Nesse sentido, após serem consumidos e parcialmente metabolizados chegam até as estações de tratamento de efluentes (ETEs) para, juntamente com a matéria orgânica biodegradável, serem tratados. Nas ETEs, a contaminação por esses compostos é apenas reduzida a níveis não detectáveis em testes convencionais, não sendo completamente retirados, sendo lançados em corpos receptores e podendo voltar a serem consumidos nas atividades humanas, mesmo em baixas concentrações (Bundschuh, 2014). Diversos princípios ativos farmacêuticos (PhACs) foram identificados e caracterizados em amostras de águas superficiais (Tabela 1). A literatura disponibiliza uma variedade de informações sobre esses compostos, incluindo suas fórmulas químicas, propriedades farmacológicas, números CAS e concentrações encontradas em águas superficiais, entre outros dados relevantes. Esses detalhes são fundamentais para uma descrição precisa e abrangente das substâncias presentes no ambiente aquático.

Quadro 1 - Princípios ativos farmacêuticos (PhACs) de interesse, assim como suas respectivas descrições encontradas na literatura pesquisada.

PhACs	Tipo de fármaco	Fórmula	Número CAS	Valor de concentração (µg/L)	referência
Betametasona	glicocorticóide ação anti-inflamatória, antialérgica e imunossupressoras	$C_{22}H_{29}FO_5$	378-44-9	0,11	(WILLI et al., 2019)
Cetoprofeno	anti-inflamatórios não-esteróides	$C_{16}H_{14}O_3$	22071-15-4	1,0345	(WANG et al., 2018)
Fenofibrato	pró-fármaco, hipolipemiantes regulador de colesterol e triglicérides	$C_{20}H_{21}ClO_4$	49562-28-9	0,2	(TETE et al., 2020)
Fluconazol	antifúngico triazólico	$C_{13}H_{12}F_2N_6O$	86386-73-4	$5,2 \times 10^9$	(CAI et al., 2020)
Loratadina	anti-alérgico	$C_{22}H_{23}ClN_2O_2$	79794-75-5	0,171	(KRISTOFKO; BROOKS, 2017)
Prednisona	glicocorticoide ação anti-inflamatória	$C_{21}H_{26}O_5$	53-03-2	0,013	(OJOGHORO; SCRIMSHAW; SUMPTER, 2021)

Fonte: autora, 2023.

Em suma, a crescente presença de contaminantes emergentes em ambientes aquáticos, particularmente de fármacos, destaca a urgência de desenvolver e aplicar métodos eficazes de monitoramento e tratamento. As limitações dos métodos convencionais de tratamento de efluentes, que não conseguem remover completamente esses compostos, exigem abordagens inovadoras e sustentáveis. Além disso, a implementação de regulamentações mais rigorosas é crucial para mitigar os riscos associados à contaminação por esses compostos. Estratégias integradas, que combinam tecnologias avançadas de tratamento com um monitoramento contínuo, são essenciais para proteger tanto a saúde pública quanto os ecossistemas, assegurando a qualidade da água em um cenário onde os desafios ambientais são cada vez mais complexos.

2.2 MEMBRANAS DE ULTRAFILTRAÇÃO

Os sistemas de tratamento de água e efluentes por meio de membranas representam uma tecnologia altamente eficiente na remoção de uma vasta gama de contaminantes, incluindo partículas, microrganismos e substâncias químicas, sendo aplicável tanto para o tratamento de águas residuais quanto para o tratamento de águas potáveis. Esses sistemas utilizam membranas semipermeáveis, que funcionam como barreiras físicas, permitindo a

passagem de água purificada enquanto retêm os contaminantes. As membranas são definidas como barreiras que separam fisicamente duas fases, evitando o contato direto entre elas. Nos processos de separação por membranas, um fluido passa através da membrana devido a uma força motriz que promove o transporte de matéria; essa força motriz pode ser a diferença de pressão, diferença de concentração ou diferença de potencial, ocasionando a separação seletiva dos componentes. A tecnologia de separação por membrana exibe algumas vantagens, incluindo operação simples, alta eficiência e economia de energia devido à operação em temperatura ambiente (Cartaxo *et al.*, 2022; Chen *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2024).

Uma subcategoria dos processos de separação por membranas são os sistemas de ultrafiltração (UF), caracterizados por possuírem poros de tamanho entre 0,01 e 0,1 micrômetro, o que permite a remoção eficaz de partículas, coloides e macromoléculas, incluindo bactérias e alguns vírus, enquanto permite a passagem de água e pequenos solutos. No processo de UF, o fluido de alimentação, que contém os contaminantes a serem removidos, é aplicado à membrana. A fração do fluido que atravessa a membrana é conhecida como permeado, composta predominantemente por água purificada e pequenas moléculas. O restante do fluido, que não atravessa a membrana e, portanto, retém a maioria dos contaminantes, é denominado concentrado. Devido à sua eficiência e capacidade de operar sob pressões moderadas, as membranas de ultrafiltração são amplamente utilizadas, tanto no tratamento de água potável quanto na purificação de águas residuais e em processos industriais que requerem a remoção de impurezas de baixo peso molecular (Madaeni, 1999; Zeman; Zydney, 2017; Zhao *et al.*, 2020). Além disso, a UF pode ser integrada a outros processos de tratamento, como a osmose reversa, para aumentar a eficiência global do sistema de purificação, proporcionando uma barreira adicional contra contaminantes (Dogan *et al.*, 2016).

A tecnologia de ultrafiltração tem sido amplamente adotada para o tratamento de água e efluentes em diversos países, devido à sua capacidade de produzir água de elevada qualidade a partir de diferentes fontes, incluindo águas superficiais, subterrâneas e efluentes industriais (Arnal *et al.*, 2009; Fane; Tang; Wang, 2011). A intensificação do uso da ultrafiltração é impulsionada por legislações rigorosas voltadas à melhoria da qualidade da água e pela crescente preocupação com a presença de patógenos, substâncias tóxicas e micropoluentes. Além disso, a ultrafiltração se destaca por sua capacidade de operar sob pressões relativamente baixas em comparação com outros processos de separação por membranas, como a osmose reversa, o que reduz o consumo de energia e os custos operacionais (Liu *et al.*, 2024). Outro aspecto relevante é a durabilidade e resistência das

membranas de UF, que, com manutenção adequada, podem apresentar uma longa vida útil, tornando-se uma solução sustentável a longo prazo (Yan *et al.*, 2022).

2.3 RECICLAGEM E MODIFICAÇÃO DE MEMBRANAS

A reciclagem de membranas de ultrafiltração (UF) tem se tornado uma área de pesquisa promissora, especialmente devido ao crescente volume de membranas usadas e a necessidade de práticas sustentáveis na gestão de resíduos. O processo de reciclagem de membranas geralmente envolve a recuperação e reutilização de membranas que, de outra forma, seriam descartadas após o término de sua vida útil. Uma das abordagens para a reciclagem dessas membranas inclui a regeneração por meio de tratamentos químicos, onde produtos químicos são utilizados para remover contaminantes e restaurar a permeabilidade da membrana. Estudos mostram que membranas de polímero, podem ser efetivamente recicladas e reutilizadas para aplicações de ultrafiltração após um tratamento adequado, o que inclui lavagem com soluções ácidas ou alcalinas para remover incrustações e depositar novos materiais sobre a membrana desgastada, restaurando sua funcionalidade (Tomczak; Gryta, 2023).

Estudos apontam que as membranas de ultrafiltração, associadas a outras técnicas, têm capacidade de remoção de fármacos e outros contaminantes emergentes (Santos; Usp, 2015; Soares, Souza e Souza, 2020). O aumento do uso dos processos de separação por membranas leva a um aumento progressivo dos resíduos gerados pelos módulos de tratamento em final de vida útil. Assim, a reciclagem dos módulos torna-se uma alternativa viável. Nesse contexto, o uso de membranas recicladas e modificadas é uma alternativa sustentável quando comparada a outros métodos de tratamento de águas e efluentes. Além disso, trata-se de um processo de tratamento com custos reduzidos, sendo considerada uma tecnologia relevante de ser empregada, objetivando o desenvolvimento sustentável, segundo o Relatório de Brundtland 1987 (Japiassú, 2017).

Investimentos em sistemas de membranas de osmose inversa (OI), utilizando técnicas de dessalinização em locais onde a disponibilidade de água é baixa e as águas subterrâneas são salinas, têm sido realizados. Porém, devido ao ciclo de vida limitado dos módulos de de OI, vários estudos têm sido realizados para aprimorar o desempenho do processo e estender a vida útil das membranas, mas mesmo com o pré-tratamento adequado da água de alimentação, sua vida útil é geralmente limitada de três a cinco anos (Greenlee *et al.*, 2011), ou cinco a sete anos (Ziolkowska, 2015). Nesse contexto, a reciclagem e transformação das membranas de OI

em membranas de UF, torna-se uma alternativa possível de executar, tanto técnica como economicamente.

2.4 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

Inúmeras tecnologias foram empregadas, principalmente após a Primeira Revolução Industrial, sem que os riscos ambientais fossem averiguados com cautela, o que trouxe diversos problemas para toda biota terrestre (Castro, 2019; Soltovski *et al.*, 2020). Assim, a preocupação ambiental tornou-se de extrema urgência em decorrência da elevada complexidade que abrange os problemas ecossistêmicos (Escrivão; Nagano, 2014). Portanto, estudos que enfocam na compreensão e gestão da saúde ambiental são fundamentais para avaliar os impactos de poluentes, substâncias químicas e outros agentes tóxicos nos ecossistemas.

O estudo da toxicologia em geral está associado à compreensão dos tipos de efeitos causados por substâncias químicas sobre diferentes tipos de organismos expostos, podendo interferir nos processos bioquímicos, fisiológicos e genômicos (Chapman, 2002; Fonseca; Pereira, 2013). Particularizando, a ecotoxicologia é a vertente da toxicologia que auxilia nas avaliações, análises e prevenção de impactos ambientais causados pelas substâncias químicas, levando em consideração as transformações químicas e biotransformações (Costa; Quadra, 2022; Silva; Pompêo; Paiva, 2015; Zagatto; Bertoletti, 2008). As caracterizações de contaminantes e poluentes são realizadas por análises físico-químicas, entretanto, essas não representam o impacto causado à biota, além de que, por muitas vezes, as concentrações dos analitos nas amostras não atingem os limites de detecção das análises (Boger *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2011).

Por conseguinte, as metodologias mais adequadas na determinação dos seus riscos ecológicos são as técnicas biológicas, utilizando organismos como biotestes (Carvalho; Pivoto, 2011; Tang *et al.*, 2011). Estudos ecotoxicológicos trazem resultados de espécies mais sensíveis que podem ser extrapolados para as demais, além de que, tais testes ponderam a interação entre os contaminantes, podendo haver ação sinérgica e/ou antagônica, mensurando seus respectivos efeitos nos mais diversos ecossistemas (Pinho, 2021). A realização de um bom monitoramento possibilita que medidas de mitigação possam ser instaladas a fim de zelar pela biota do ecossistema (Dibo *et al.*, 2020).

Para verificação da eficiência de um processo de tratamento e atendimento a resolução CONAMA 430/2011 deve-se escolher um bioteste que tenha alta capacidade de resposta ao

agente tóxico, suscetibilidade de cultivo e manutenção em laboratório de maneira simples, baixo custo, viabilidade de aplicabilidade, disponibilidade de dados sobre a espécie, vida curta, representatividade das demais espécies expostas. Atualmente, os bioensaios estão associados a mortalidade, capacidade reprodutiva, alterações no crescimento, desenvolvimento, comportamento, bioquímica, mudanças genéticas, entre outros parâmetros (Velásquez-Riaño; Meneses-Sánchez; Arias, 2019).

Para realizar um monitoramento ecotoxicológico, devem ser realizados bioensaios em espécies que possuam níveis tróficos diferentes na cadeia alimentar. Essas espécies devem ser definidas cuidadosamente, pois devem ser sensíveis a testes de toxicidade. Em estudos ecotoxicológicos, diferentes tipos de organismos e parâmetros podem ser utilizados, a fim de identificar a presença de toxicidade, a seleção destes variam de acordo com as particularidades de cada amostra a ser testada (Luís De Sá Salomão; Hauser-Davis; Marques, 2020; Soares; Coldebella, 2021). A seguir são apresentadas as principais alegações para uso dos seguintes biotestes utilizados em ensaios ecotoxicológicos no presente estudo.

2.4.1 Alegações para utilização de bactérias luminescentes, *Aliivibrio fischeri*

O ensaio ecotoxicológico agudo a ser realizado com a bactéria marinha luminescente *Aliivibrio fischeri*, antiga *Vibrio fischeri* (Kumar; Dwivedi, 2021) é realizado desde a década de 1970 para determinação de toxicidade. A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) — NBR 15411-3 de 2012, estabelece a normativa para a utilização desta bactéria marinha bioluminescente para monitoramento da toxicidade aguda de diferentes tipos de amostras. Esse teste detém diversas vantagens, tais como rapidez, alta sensibilidade e facilidade de operação (Abbas *et al.*, 2018). Os organismos utilizados são bactérias que emitem luz naturalmente quando se encontram em condições ambientais favoráveis, em oposição, com o aumento da toxicidade há uma diminuição na luminescência bacteriana (Colvin; Lewis; Galloway, 2020).

Bioensaios de *A. fischeri* têm sido usados para avaliar a ecotoxicidade de diferentes compostos, como antibióticos (Froehner; Backhaus; Grimme, 2000; Ioele; De Luca; Ragno, 2016), líquidos iônicos (Montalbán *et al.*, 2016) e pesticidas (Poleza *et al.*, 2008), tornando seu uso apropriado para avaliações ecotoxicológicas. A literatura relata o uso de bactérias eficiente para apontar efeito tóxico de fármacos presentes em águas superficiais (Gworek *et al.*, 2019) e o uso de *A. fischeri* como bioindicador é amplamente conhecido.

2.4.2 Alegações para utilização de semente, *Allium cepa*

Desde o início do século XX, diferentes plantas têm sido utilizadas como indicadores de efeitos tóxicos, dentre elas cita-se a *Allium cepa* que, inicialmente, foi utilizada para investigar a atividade citotóxica, ou seja, toxicidade a nível mitótico. Diversas vantagens para o uso de *Allium cepa* em bioensaios podem ser apontadas, destacando-se a alta sensibilidade, fácil manuseio, baixo custo, presença de cromossomos grandes e em pequeno número ($2n=16$), o que facilita a análise citogenética, além de haver correlação com efeitos observados em outros organismos testados, como por exemplo a similaridade com testes em mamíferos (Almeida *et al.*, 2021; Palmieri *et al.*, 2016; Rosculete *et al.*, 2018).

Os biotestes vegetais são ferramentas essenciais na ecotoxicologia devido à sua capacidade de avaliar os efeitos de contaminantes ambientais em diferentes níveis biológicos. Os parâmetros de fitotoxicidade, como a germinação de sementes e o crescimento das plantas, fornecem uma medida direta do impacto das fontes de energia na capacidade de desenvolvimento das plantas (Leme; Marin-Morales, 2009). Além disso, a citotoxicidade, medida através de alterações cromossômicas e do índice mitótico em células meristemáticas, é fundamental para identificar possíveis danos ao material genético das plantas, que podem ter consequências a longo prazo na reprodução e sobrevivência das espécies (Fiskesjö, 1985).

Quantificações bioquímicas, como a peroxidação lipídica, a produção de peróxido de hidrogênio e a atividade da enzima superóxido dismutase (SOD), são utilizadas para avaliar o estresse oxidativo em plantas expostas a contaminantes. A peroxidação lipídica indica danos às membranas celulares causados por radicais livres, enquanto o peróxido de hidrogênio é um marcador de estresse oxidativo e pode atuar como sinalizador de respostas defensivas na planta. A SOD, por sua vez, é uma enzima antioxidante que desempenha um papel crucial na desintoxicação de radicais superóxidos, convertendo-os em peróxido de hidrogênio, e sua atividade aumentada é um indicativo da ativação do sistema antioxidante da planta em resposta ao estresse (Gill; Tuteja, 2010). Esses parâmetros, quando analisados em conjunto, fornecem uma compreensão abrangente dos mecanismos de resposta das plantas a contaminantes, permitindo a avaliação dos impactos ambientais e a efetividade de tecnologias de remediação, como o uso de membranas de ultrafiltração modificadas.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência na remoção da toxicidade de amostras ambientais contendo resíduos de fármacos após tratamento por membranas de ultrafiltração recicladas e modificadas.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

São objetivos específicos desta dissertação:

- a) avaliar a toxicidade aguda das soluções contendo PhACs sob bactérias luminescentes *Aliivibrio fischeri*;
- b) avaliar a toxicidade das soluções contendo PhACs, utilizando os parâmetros fitotécnicos, de citotoxicidade, quantificação de peróxido de hidrogênio, peroxidação lipídica e enzima superóxido dismutase (SOD), utilizando *Allium cepa*;
- c) no caso dos parâmetros bioquímicos, avaliar os efeitos do efluente na fisiologia e se possuem potencial estressor, utilizando *Allium cepa*;
- d) avaliar qual membrana entre as testadas é mais eficiente em remover o toxicante das soluções contendo PhACs.

4 ARTIGO 1 - ECOTOXICOLOGICAL IMPACT OF REMOVING PHARMACEUTICAL RESIDUES FROM AQUEOUS SOLUTIONS USING RECYCLED ULTRAFILTRATION MEMBRANES

Autores: Thaina Menegheti Nehme, Erika dos Santos Silva, Juliana Leme Barbosa, Anelise Vieira Rosa Fernandes da Silva, Carolina Rodrigues Santos, Caique Prado Machado de Oliveira, João Vitor Calvelli Barbosa, Eric Batista Ferreira, Míriam Cristina Santos Amaral, Antonio Rodrigues da Cunha Neto, Lucilaine Valéria de Souza Santos, Sandro Barbosa.

Este artigo está submetido e atende às normas do periódico Science of the Total Environment.

Science of the Total Environment

Ecotoxicological impact of removing pharmaceutical residues from aqueous solutions using recycled ultrafiltration membranes

--Manuscript Draft--

Manuscript Number:	
Article Type:	Research Paper
Keywords:	ecotoxicology; modified membranes; bioassays; effluent treatment; pharmaceuticals
Corresponding Author:	Erika dos Santos Silva Federal University of Alfenas BRAZIL
First Author:	Thaina Menegheti Nehme
Order of Authors:	Thaina Menegheti Nehme Erika dos Santos Silva Juliana Leme Barbosa Anelise Vieira Rosa Fernandes da Silva Carolina Rodrigues Santos Caique Prado Machado de Oliveira João Vitor Calvelli Barbosa Eric Batista Ferreira Míriam Cristina Santos Amaral Antonio Rodrigues da Cunha Neto Lucilaine Valéria de Souza Santos Sandro Barbosa
Abstract:	<p>The treatment of effluents containing pharmaceutical residues is a challenge, as these compounds require more robust and effective treatment for efficient removal. Thus, studies on the efficacy of ultrafiltration membranes using bioassays are fundamental to assess the long-term environmental impacts generated by new technologies. This study evaluated the efficiency of recycled ultrafiltration membranes modified with titanium dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO) in the removal of pharmaceutical compounds containing betamethasone, ketoprofen, fenofibrate, fluconazole, loratadine, and prednisone. Different sample components (feed, concentrate, and permeate) were subjected to ecotoxicity assessment bioassays using the organisms <i>Aliivibrio fischeri</i> and <i>Allium cepa</i>. The results of the tests conducted with the bacterium demonstrated that all tested membranes were effective in the treatment, as no toxicity was observed in the permeate samples for the evaluated membranes. Regarding the bioassays with <i>A. cepa</i>, there was no toxicity to germination and early growth for the tested samples, but biochemical and physiological alterations were observed in the seedlings. The concentrate samples from the three membranes induced higher stress in the plants, which was evidenced by increased lipid peroxidation (LP) and greater activity of the superoxide dismutase (SOD) enzyme. Higher frequencies of clastogenic and aneugenic abnormalities were also observed in the meristematic cells for the permeate samples from the third recycled membrane modified with TiO₂, graphene oxide, and photocatalysis. The effectiveness of the ultrafiltration membranes in eliminating toxic substances was confirmed by the ecotoxicological tests performed in this study.</p>

06 October 2025

Dear Editor-in-Chief,

We hereby submit the manuscript entitled " Ecotoxicological impact of removing pharmaceutical residues from aqueous solutions using recycled ultrafiltration membranes" for consideration in the *Science of the Total Environment*.

The contamination of surface and groundwater by organic, inorganic, and biological compounds has raised concerns due to the high risk it poses to the environment, human health, and aquatic biota. The presence of these pollutants in effluents highlights the need for effective and robust technologies for their treatment. In this context, membranes—especially reverse-osmosis membranes—are emerging as a promising solution for water and wastewater treatment. However, the viability of this technology is often limited by the high acquisition and operating costs of the modules. A more sustainable approach involves recycling and modifying these membranes to adapt them to specific treatments. Therefore, this study aims to evaluate the efficiency of recycled and modified ultrafiltration membranes in the treatment of pharmaceutical effluents, using two biological models for toxicity assessment: *Aliivibrio fischeri* and *Allium cepa*.

Discussing relevant aspects of water treatment through more sustainable technologies is crucial for mitigating the environmental impacts associated with the discharge of various effluents into aquatic and terrestrial ecosystems. Furthermore, this underscores the need for ecotoxicological studies to ensure that new treatment technologies do not introduce additional risks to the environment, including the evaluation of recycled and modified ultrafiltration membranes and other innovative approaches.

Hence, we trust that you will find this paper of great interest for publication in *Science of the Total Environment*.

Sincerely yours,

Erika dos Santos Silva

PhD in Science from the Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP, Brasil and
Postdoctoral Student at the Universidade Federal de Alfenas, Alfenas-MG, Brasil.

E-mail: erika.silva@unifal-mg.edu.br

Authors

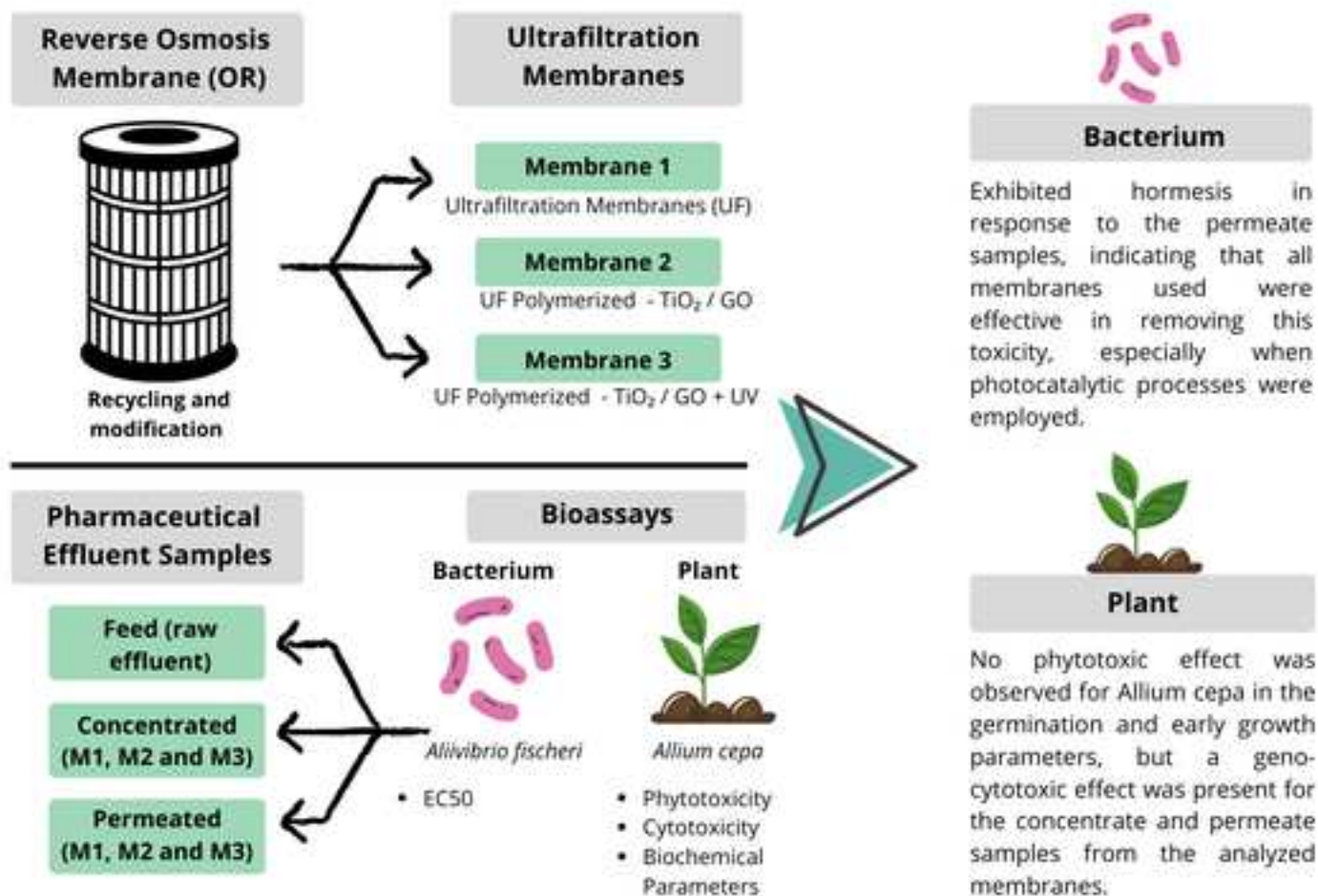
Arlinda de Jesus Rodrigues Resende^a (<https://orcid.org/0000-0001-9287-7376>);
Erika dos Santos Silva^{a*} (<https://orcid.org/0000-0001-8631-362X>);
Thaina Menegheti Nehme^a (<https://orcid.org/0000-0001-7993-0144>);
Anelise Vieira Rosa Fernandes da Silva^a (<https://orcid.org/0009-0000-6819-011X>);
Juliana Leme Barbosa^a (<https://orcid.org/0009-0006-3648-5996>);
Alexandra dos Santos Ambrósio^a (<https://orcid.org/0000-0002-9489-7837>);
Lucilaine Valéria de Souza Santos^b (<https://orcid.org/0000-0001-9002-3297>);
Sandro Barbosa^a (<https://orcid.org/0000-0001-7321-0007>);
Maria José dos Santos Wisniewski^a (<https://orcid.org/0000-0003-2464-7960>);
Michele Valquíria dos Reis^c (<https://orcid.org/0000-0003-0379-2384>);
Antonio Rodrigues da Cunha Neto^a (<https://orcid.org/0000-0001-7107-2755>);
Breno Régis Santos^a (<https://orcid.org/0000-0002-3980-9013>).

Potential reviewers for the manuscript

Raquel Aparecida Moreira
Universidade de São Paulo
raquelmoreira@usp.br

Betina Luiza Lerner
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
betinalerner@hotmail.com

Amanda Ávila Cardoso
North Carolina A&T State University: North Carolina Agricultural and Technical State University
aavilac@ncsu.edu



Highlights

- Recycled ultrafiltration membranes reduced sample toxicity.
- *Alivibrio fischeri* exhibited hormesis in the permeate samples.
- The concentrate samples caused stress in *Allium cepa*.
- The particle size generated by membrane 3 caused genocytotoxic damage in *A. cepa*.

[Click here to view linked References](#)

1 **Ecotoxicological impact of removing pharmaceutical residues from aqueous solutions using** 2 **recycled ultrafiltration membranes**

3

4 Thaina Menegheti Nehme¹; Erika dos Santos Silva^{1*}; Juliana Leme Barbosa¹; Anelise Vieira Rosa
5 Fernandes da Silva¹; Carolina Rodrigues Santos²; Caique Prado Machado de Oliveira²; João Vítor
6 Calvelli Barbosa¹; Eric Batista Ferreira¹; Míriam Cristina Santos Amaral²; Antonio Rodrigues da
7 Cunha Neto¹; Lucilaine Valéria de Souza Santos³; Sandro Barbosa¹

8

9 ¹ Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, Minas Gerais, Brasil.

10 ² Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo
11 Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

12 ³ Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Produtos e Processos/CEFET/MG, Belo Horizonte,
13 Minas Gerais, Brasil.

14

15 * Corresponding author: ES Silva, erika.santos@unifal-m.edu.br

16

17 **Abstract**

18 The treatment of effluents containing pharmaceutical residues is a challenge, as these compounds
19 require more robust and effective treatment for efficient removal. Thus, studies on the efficacy of
20 ultrafiltration membranes using bioassays are fundamental to assess the long-term environmental
21 impacts generated by new technologies. This study evaluated the efficiency of recycled ultrafiltration
22 membranes modified with titanium dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO) in the removal of
23 pharmaceutical compounds containing betamethasone, ketoprofen, fenofibrate, fluconazole,
24 loratadine, and prednisone. Different sample components (feed, concentrate, and permeate) were
25 subjected to ecotoxicity assessment bioassays using the organisms *Aliivibrio fischeri* and *Allium cepa*.
26 The results of the tests conducted with the bacterium demonstrated that all tested membranes were
27 effective in the treatment, as no toxicity was observed in the permeate samples for the evaluated
28 membranes. Regarding the bioassays with *A. cepa*, there was no toxicity to germination and early
29 growth for the tested samples, but biochemical and physiological alterations were observed in the
30 seedlings. The concentrate samples from the three membranes induced higher stress in the plants,
31 which was evidenced by increased lipid peroxidation (LP) and greater activity of the superoxide
32 dismutase (SOD) enzyme. Higher frequencies of clastogenic and aneugenic abnormalities were also
33 observed in the meristematic cells for the permeate samples from the third recycled membrane
34 modified with TiO₂, graphene oxide, and photocatalysis. The effectiveness of the ultrafiltration
35 membranes in eliminating toxic substances was confirmed by the ecotoxicological tests performed in
36 this study.

37 **Keywords:** ecotoxicology; modified membranes; bioassays; effluent treatment; pharmaceuticals.

38 **1. Introduction**

39

40 The complexity of urban effluent matrices, resulting from the mixture of domestic and
41 industrial waste, presents a significant challenge for the adequate treatment of these residues, as they
42 contain a wide range of substances, including organic, inorganic, and biological compounds (Fornari
43 et al., 2018). Among the components of these matrices, emerging contaminants or products of
44 emerging concern are prominent, which include natural or synthetic compounds that can reach water
45 bodies in the absence of efficient treatment or when inadequate technologies are employed. These
46 emerging pollutants have garnered significant attention due to their high potential risk to the
47 environment, human health, and aquatic biota (Maryjoseph and Ketheesan, 2020; Ouda et al., 2021).
48 The presence of these compounds in effluents highlights the need for more robust and effective
49 treatment technologies.

50 In this context, membranes have emerged as a promising solution in water and wastewater
51 treatment, especially given the growing water scarcity. Although membrane technologies are already
52 available on the market, much remains to be investigated to improve their efficiency and economic
53 viability (Alhaj and Al-Ghamdi, 2019; Maftouh et al., 2022). The versatility of membranes allows for
54 their application in different stages of treatment, whether as pre-treatment, main treatment, or post-
55 treatment. Among the most commonly used membranes, reverse osmosis has stood out in the
56 polishing of treated effluents and in the desalination of seawater (Arola et al., 2019; Ebrahimzadeh et
57 al., 2021). However, there is a high cost associated with the acquisition and operation of membrane
58 modules, such as energy expenses due to the use of pumps for effluent circulation, labor, and
59 chemicals for maintenance, representing a challenge to their utilization (Bhojwani et al., 2019).

60 Furthermore, there is also an increase in waste generation related to the disposal of modules
61 at the end of their lifespan. Membranes, when well-maintained, have a duration of approximately five
62 years, after which they are discarded in landfills, representing a secondary source of pollution
63 (Coutinho De Paula and Amaral, 2017; Grossi et al., 2021). Thus, a sustainable measure would be the
64 recycling and modification of these membranes, allowing their adaptation for specific treatments. A
65 promising example is the recycling of reverse osmosis membranes for the removal of
66 pharmaceuticals, which are considered emerging contaminants (Oliveira et al., 2022). In this process,
67 reverse osmosis membranes are recycled into ultrafiltration membranes and modified with specific
68 substances, such as green titanium dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO). However, an
69 ecotoxicological evaluation of this technology is still necessary to ensure its effectiveness in treating
70 these pollutants.

71 Therefore, to analyze the toxicity of effluents, the use of one or more test organisms is
72 necessary. The bioluminescent marine bacterium *Aliivibrio fischeri* has been used in luminescence

73 inhibition tests to rapidly and sensitively detect acute toxicity in different types of samples (Gworek
74 et al., 2019). Meanwhile, the plant species *Allium cepa* can be utilized to detect phytotoxic and
75 cytotoxic effects, as well as impacts on the plant's biochemical apparatus (Diniz et al., 2023; Martins
76 et al., 2025). This bioassay is an essential tool for the long-term assessment of the environmental
77 impacts of new technologies. Both organisms exhibit sensitivity to the presence of toxic substances
78 (Abbas et al., 2018; Almeida et al., 2021; Cunha Neto et al., 2023). The combination of two organisms
79 in toxicity assessment tests offers a robust and comprehensive approach to evaluate whether treatment
80 technologies, such as recycled and modified ultrafiltration membranes, are safe to implement for the
81 preservation of biota.

82

83 **2. Material and methods**

84

85 The reverse osmosis (RO) membranes used were supplied by a desalination plant. The
86 recycling and modification of the membranes were performed according to the method described by
87 Oliveira et al. (2022). Initially, the RO membranes were recycled into ultrafiltration (UF) membranes,
88 a process in which they are oxidized by immersion in a commercial sodium hypochlorite bath at room
89 temperature, constituting the first modification stage (Membrane 1). Subsequently, these membranes
90 were polymerized in a basic medium (dopamine solution at pH 12), and a mixture of green titanium
91 dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO) was incorporated into the medium by sonication,
92 corresponding to the second modification stage (Membrane 2). At the end of this process, the
93 modified membrane was obtained. During the sample treatment, ultraviolet radiation was integrated
94 into the filtration process, inducing a photocatalytic effect on the effluent, thus comprising the third
95 stage of membrane modification (Membrane 3).

96 To verify the toxicity removal capacity of the membranes at each modification stage
97 (Membranes 1, 2, and 3), a complex matrix was used containing 1 µg L⁻¹ of each of the following
98 pharmaceutically active compounds (PhACs): betamethasone, ketoprofen, fenofibrate, fluconazole,
99 loratadine, and prednisone, in order to create a synthetic effluent composed of emerging
100 contaminants. The efficiency in removing the toxicity of the synthesized pharmaceutical effluent was
101 evaluated at different stages of the sample treatment process (Figure 1). The feed is the raw sample,
102 a complex matrix of PhACs that is introduced into the membrane system to be treated; the concentrate
103 is the sample that is retained by the membranes, and the permeate is the treated sample. Therefore,
104 toxicity was assessed in the raw sample, as well as in the concentrate and permeate from each
105 membrane modification stage.

106

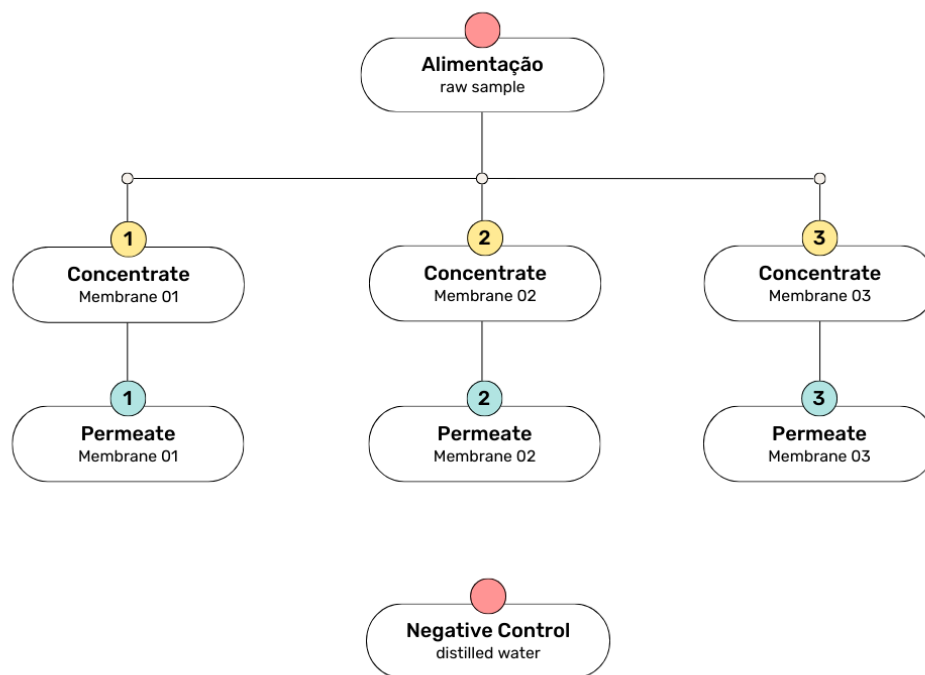


Figure 1. Diagram of the sample collection scheme.

2.1. *Aliivibrio fischeri* Bioassay

For the bioassays using the luminescent marine bacterium *Aliivibrio fischeri*, the MICROTOX® equipment was used. The tests were performed in accordance with the ABNT standard (2012), directive NBR 15411-3, following the procedure recommended by the equipment manufacturer. Before the test, the pH and salinity of the samples were checked, with no adjustment being necessary, as per the procedure's requirements. The bacteria used in the assays were stored in lyophilized (freeze-dried) form and were previously activated using a reconstitution solution. The sensitivity of the bacteria was verified beforehand using a zinc sulfate heptahydrate solution (100 mg L⁻¹) as a reference substance, ensuring the quality of the organisms.

The 50% Effect Concentration (EC50) was determined using the 81.9% Basic MICROTOX® Test, utilizing nine dilutions (81.9%, 40.95%, 20.48%, 10.24%, 5.12%, 2.56%, 1.28%, 0.64%, and 0.32% v/v). Acute toxicity was determined through sample dilutions and measurements of bacterial bioluminescence at 5, 15, and 30 minutes. The control for these assays consisted of a 2% sodium chloride (NaCl) diluent solution, which is appropriate for marine bacteria. As it exhibited no toxicity, the control results are not presented but were used to validate luminescence and determine the toxic effect of the tested samples. The MicrotoxOmni® software was employed to compare the light emission between the samples and the control solution; the higher the light emission, the lower the toxicity of the sample. Toxicity was expressed as the percentage of effective concentration capable of

129 producing an effect on half the population (EC50), with the effect being measured by the inhibition
130 of luminescence relative to the control sample (Dey et al., 2023; Gámez et al., 2019; Halmi et al.,
131 2014).

132

133 2.2. *Allium cepa* Bioassay

134

135 For the assays, commercial seeds of *Allium cepa* L. cv. “Baia periforme” were used, following
136 the procedures described by Alvim et al. (2011) and Cunha Neto et al. (2023). The experiments were
137 conducted with 4 replicates in 70 mm Petri dishes, each containing two sheets of germitest paper
138 moistened with 3 mL of the treatment and 30 seeds. The plates were kept in a BOD (Biochemical
139 Oxygen Demand) type germination chamber (Ethiktechnology® 411 FPD) at 25°C with a 12-hour
140 photoperiod for twelve days, conditions considered ideal for this species according to the Rules for
141 Seed Analysis (Brasil, 2009).

142 The experiment was conducted in a completely randomized design with 4 replicates. The
143 dependent variables were analyzed via ANOVA followed by Tukey's test for mean comparison at a
144 5% nominal significance level. All analyses were performed using R software version 4.3.3 (R CORE
145 TEAM, 2023) through RStudio 2023.12.1+402 (R Studio Team, 2023) and the ExpDes package
146 (Ferreira et al., 2014).

147

148 2.3. *Phytotoxicity*

149

150 On the twelfth day of the experiment, the following parameters were evaluated: germination
151 percentage (%G), root elongation (RE), shoot length (SL), and fresh biomass (FB) (Cunha Neto et
152 al., 2023; Valente et al., 2022). For the measurement of morphological parameters, root elongation
153 and shoot length, the software ImageJ version 1.51k was used by analyzing photographs of the
154 seedlings. To determine the germination speed index (GSI), germination was assessed every 12 hours
155 until the end of the experiment using equation 1, as described by Chiapusio et al. (1997).

156

$$157 \text{GSI} = N_1 \times 1 + N_2 - N_1 \times 12 + \dots + N_n - N_{n-1} \times 1n$$

158 Where: N_n is the number of germinated seeds observed every 12 hours, while n is the evaluation
159 number.

160

161 2.4. *Cytotoxicity*

162

163 After root protrusion, the root tips of *Allium cepa* were collected and fixed in Carnoy's
164 solution, then subsequently stored at -18°C (Martins et al., 2025). The cytological slides were
165 prepared using the squashing method, as described by Cunha Neto et al. (2023). To determine the
166 mitotic index (MI), 6000 cells were analyzed per treatment, as described in the following equation,
167 according to Mohammed et al. (2023). Chromosomal abnormalities, including chromosome bridges,
168 micronuclei, lost chromosomes, C-metaphases, and sticky chromosomes, were quantified.

169
170
$$MI = (\text{Number of dividing cells} / \text{Total number of evaluated cells}) \times 100$$

171
172 The synthesis of the cyto-genotoxic effect was calculated as the mitotic cyto-genotoxic effect
173 (CGE), clastogenic alterations (CA), and aneugenic alterations (AA). Where:

174
175
$$CGE = \text{Total mitotic chromosome abnormalities} / \text{Number of dividing cells}$$

176
177
$$CA = (\text{Chromosome bridges} + \text{breaks}) / \text{Number of analyzed anaphase and telophase cells}$$

178
179
$$AA = (\text{Sticky chromosomes} + \text{c-metaphases} + \text{lost and lagging chromosomes}) / \text{Total number of}$$

180
$$\text{metaphase, anaphase, and telophase cells}$$

181
182 *2.5. Quantification of hydrogen peroxide and lipid peroxidation*

183
184 Using liquid nitrogen, 0.1 g of the plant sample was macerated with the addition of 20%
185 polyvinylpyrrolidone (PVPP) (w/v), homogenized in 1.5 mL of 0.1% trichloroacetic acid (TCA)
186 (w/v), and centrifuged at 10,000 rpm for 10 minutes at 4 °C. The concentration of hydrogen peroxide
187 (H₂O₂) was determined by measuring the absorbance at 390 nm in a reaction medium containing 100
188 mM potassium phosphate buffer at pH 7.0 and 1 mol L⁻¹ potassium iodide (Velikova et al., 2000).

189 For the quantification of lipid peroxidation, 125 µL of the supernatant was used, which was
190 mixed with 250 µL of 0.5% thiobarbituric acid (TBA) and 10% trichloroacetic acid. The solution was
191 heated in a water bath at 95°C for thirty minutes, followed by cooling on ice. The absorbance was
192 evaluated at 535 and 600 nm (Buege and Aust, 1978).

193
194 *2.6. Quantification of superoxide dismutase (SOD)*

195
196 After storage, extracts were obtained from 0.1 g of the sample by cold maceration in liquid
197 nitrogen with the addition of 20% polyvinylpolypyrrolidone (PVPP) (w/v). The macerated material

198 was homogenized in 1.5 mL of extraction buffer (400 mM potassium phosphate – pH 7.8; 10 mM
 199 EDTA, 200 mM ascorbic acid, and water) (Biemelt et al., 1998) and then centrifuged at 10,000 rpm
 200 for 10 minutes at 4 °C. The supernatant was collected and stored in an ultra-low temperature freezer
 201 (-80 °C).

202 The activity of SOD was determined by the enzyme's capacity to inhibit the photoreduction
 203 of nitroblue tetrazolium (NBT). Readings to determine enzymatic activity were taken at 560 nm. One
 204 unit of SOD corresponds to the amount of enzyme capable of inhibiting the NBT photoreduction by
 205 50% under the test conditions. The results were expressed in U min⁻¹ kg⁻¹ protein⁻¹ (Giannopolitis
 206 and Ries, 1977).

207

208 3. Results and discussions

209

210 3.1. *Aliivibrio fischeri* Bioassay

211

212 The results regarding the effect of the samples on luminescent bacteria are expressed as the
 213 effective concentration percentage (EC50), representing the reduction in luminescence in half of the
 214 initial population at specific exposure times: 5, 15, and 30 minutes (Table 1). A lower EC50 value
 215 indicates that a smaller concentration is sufficient to cause an effect in half the population, thus
 216 suggesting higher toxicity (Schür et al., 2023). A reduction in the luminescence of *Aliivibrio fischeri*
 217 bacteria was observed for the mixture of pharmaceutically active compounds (PhACs) in the feed
 218 (raw sample) and in the concentrate for all evaluated membranes.

219

220 **Table 1.** Results as the effective concentration percentage (EC50) that causes a 50% reduction in the
 221 luminescence of the bacterial population at 5, 15, and 30 minutes. Feed - raw sample; C - concentrate
 222 sample; P - permeate sample; M1 - first recycled ultrafiltration membrane without modifications; M2
 223 - second recycled membrane modified with green titanium dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO);
 224 M3 - third recycled membrane modified with TiO₂-GO and photocatalysis.

Sample	5'	15'	30'
Feed	10.39%	9.75%	0.60%
M1 C	11.32%	11.79%	11.01%
M2 C	23.30%	21.95%	20.81%
M3 C	49.77%	79.04%	49.93%
M1 P	-	hormesis	hormesis
M2 P	hormesis	hormesis	hormesis
M3 P	hormesis	hormesis	hormesis

225

226 Among the concentrate samples, the mixture from the membrane that was only recycled (M1
 227 C) showed the highest toxicity (EC50 of 11.01% at 30 minutes of exposure), while the concentrate

228 from membrane 3 (M3 C) exhibited the lowest toxicity, requiring 79.04% of the sample to cause an
229 effect on the *Aliivibrio fischeri* population at 15 minutes of exposure (Table 1).

230 Regarding the permeates, response patterns characterized by the induction of hormesis were
231 observed, a phenomenon in which exposure to low doses of a stressing agent results in a beneficial
232 or adaptive response. This phenomenon can be observed when the tested substance shows a
233 stimulatory effect on biological activity at low doses, followed by an inhibitory or toxic effect at
234 higher doses (Mattson, 2008). For the permeate of the first membrane (M1 P) at 5 minutes, it was not
235 possible to calculate the regression due to the irregular dispersion of the bioluminescence data. Other
236 studies conducted with the bacterium *A. fischeri* have also reported the hormesis effect in bioassays
237 performed with pharmaceutical effluents (Mennillo et al., 2018; Silva et al., 2019).

238 Based on the results obtained from the exposure of the bacterium *A. fischeri* to the
239 pharmaceutical effluents, it can be affirmed that all tested membranes were efficient in removing the
240 analyzed toxicants. Li et al. (2023) confirmed that ultrafiltration (UF) membranes are effective in
241 controlling antibiotic resistance pollution in wastewater treatment systems. Similarly, Palma et al.
242 (2016) reported a reduction in toxicity to *A. fischeri* with nanofiltration and reverse osmosis
243 membrane treatments. In their study, the efficiency of reverse osmosis (RO) and nanofiltration (NF)
244 membranes was analyzed for samples of three different types of water (drinking water, irrigation
245 water, and domestic wastewater). The authors verified that both had excellent performance in
246 removing toxicants; however, considering the high energy consumption for the operation of the
247 reverse osmosis membrane, the use of NF is more economically favorable, justifying the use of RO
248 only for waters with high toxicity.

249 When analyzing the effective concentration percentage that causes a 50% reduction in the
250 bacterial population's luminescence (EC50), the membrane that retains the most compounds, the
251 recycled membrane without modifications (M1 C), could be a viable choice when considering
252 retention exclusively. However, the evaluation of concentrates from membrane-based treatment
253 processes is also an essential step for assessing treatment efficiency, given that the concentrate may
254 either be directly discharged into the watercourse or recirculated back into the treatment process along
255 with the feed (Mierzwa et al., 2008). Thus, for both situations, the quality of the concentration is a
256 crucial factor for decision-making.

257 In addition to retention by ultrafiltration, the treatment capacity attributed to the presence of
258 titanium dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO) must also be considered. In the third membrane
259 (M3), the inclusion of photocatalysis intensifies the degradation process of organic matter in the
260 effluent. According to Siagian et al. (2021), ultrafiltration membranes with photocatalytic action tend
261 to have superior performance compared to simple ultrafiltration membranes, tending to generate low
262 molecular weight molecules, which can agglomerate, change conformation, or have synergistic or

263 antagonistic effects during and after effluent treatment (Yang et al., 2021). Another study with a TiO₂-
264 modified membrane demonstrated that the efficiency of the photocatalytic treatment generated a
265 permeate similar to that of a hybrid system of radiation peroxidation with UV/H₂O₂ oxidation
266 (Szymański et al., 2018).

267 Li et al. (2023) observed greater performance for membranes treated with carbon nanotubes,
268 with higher degradation of the antibiotics tetracycline, chloramphenicol, and sulfamethoxazole. That
269 study was also conducted using bioassays with the bacterium *A. fischeri*. Furthermore, those authors
270 observed an improvement in anti-fouling properties, which further proves the viability of hybrid
271 electroactive membranes in real-world advanced wastewater treatment processes.

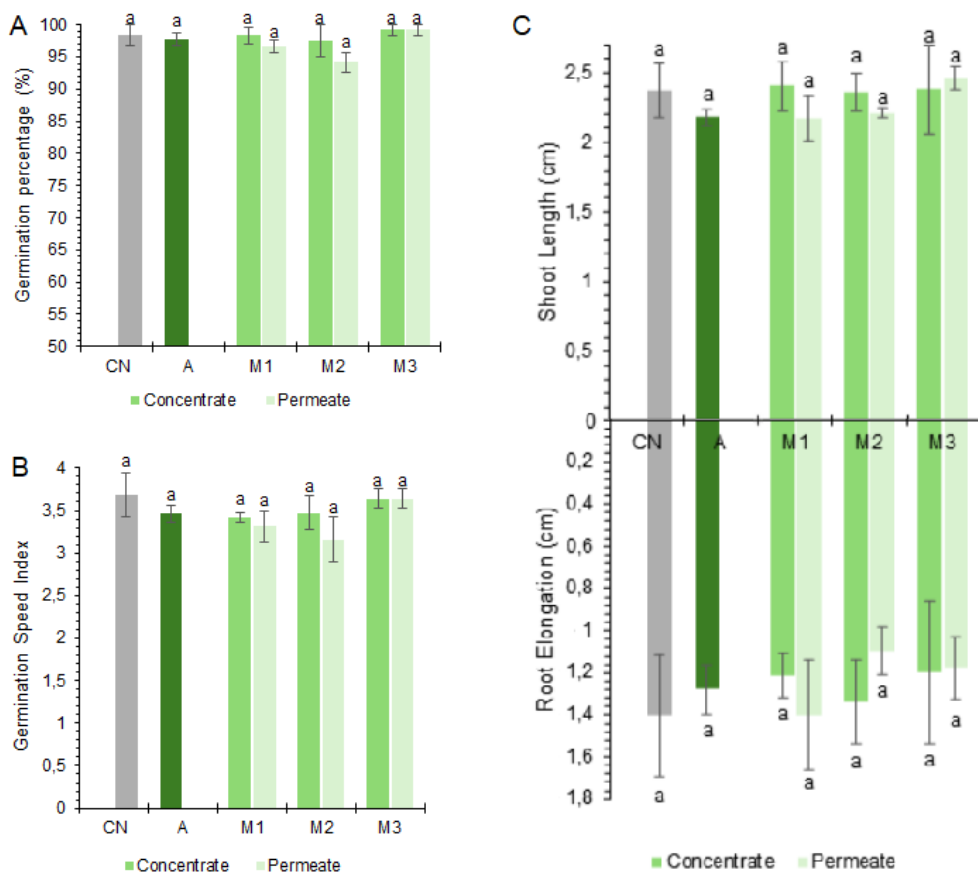
272

273 3.2. *Allium cepa* Bioassay

274

275 The germination percentage, germination speed index, shoot length, and root elongation
276 showed no statistical difference between the treatments and the negative control, according to Tukey's
277 mean comparison test (Figure 2). Therefore, no toxicity from the samples was found for germinative
278 and early growth parameters. Maselli et al. (2015) also found no toxicity in effluent samples generated
279 and treated by a veterinary pharmaceutical company in assays with *Allium cepa* and *Lactuca sativa*.
280 Those authors suggest that the low toxicity of the samples used in the bioassays was due to the lower
281 concentrations of antibiotics present in the treatments.

282



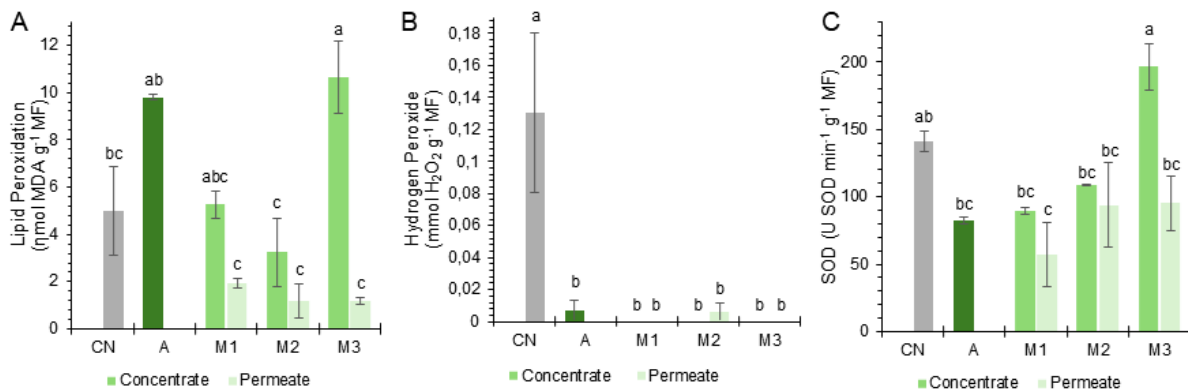
283

284 **Figure 2.** Effects of synthetic emerging contaminants treated by recycled and modified membranes
 285 on the germination and early growth variables of *Allium cepa* seeds. Treatments shown are: negative
 286 control (CN), feed (A), and the concentrate (C) and permeate (P) for each membrane. M1: first
 287 recycled ultrafiltration membrane without modifications; M2: second recycled membrane modified
 288 with green titanium dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO); M3: third recycled membrane modified
 289 with TiO₂-GO and photocatalysis. The panels represent: A) germination percentage (%); B)
 290 germination speed index; C) shoot length (cm) and root elongation (cm). Columns with the same
 291 letter are not statistically different from each other according to Tukey's test at a 5% significance
 292 level.

293

294 The efficacy of phytotoxicity tests for detecting the toxicity of effluents containing
 295 pharmaceutical toxicants is reported in the literature (Souza et al., 2022; Omotola et al., 2023). Hillis
 296 et al. (2011) also observed low phytotoxicity for 10 antibiotics on the germination and early growth
 297 of plants, using *L. sativa*, *Medicago sativa*, and *Daucus carota*, with an EC₂₅ ranging from 3.9 to
 298 10,000 µg L⁻¹. The present study used concentrations of 1 µg L⁻¹ for each of the pharmaceutically
 299 active compounds, which justifies the lower toxicity observed in the germinative parameters for *A.*
 300 *cepa*.

301 The results for the variables related to the biochemical apparatus of the onion seedlings
 302 (Figure 3), according to Tukey's mean comparison test, indicate that there was stress on the lipid
 303 bilayer of the cells in seedlings exposed to the concentrates from the three ultrafiltration membranes.
 304 This is indicated by the increased quantification of lipid peroxidation (LP), with the highest value
 305 observed for the concentrate of membrane 3 (M3).



307

308 **Figure 3.** Effects of synthetic emerging contaminants treated by recycled and modified membranes
 309 on the biochemical quantification variables of *Allium cepa* seeds. Treatments shown are: negative
 310 control (CN), feed (A), and the concentrate (C) and permeate (P) for each membrane. M1: first
 311 recycled ultrafiltration membrane without modifications; M2: second recycled membrane modified
 312 with green titanium dioxide (TiO₂) and graphene oxide (GO); M3: third recycled membrane modified
 313 with TiO₂-GO and photocatalysis. The panels represent: A) Quantification of superoxide dismutase
 314 (SOD) (U min⁻¹ kg⁻¹ protein⁻¹); B) quantification of lipid peroxidation (nmol MDA g⁻¹ FW); C)
 315 quantification of hydrogen peroxide (mmol H₂O₂ g⁻¹ FW). Columns with the same letter are not
 316 statistically different from each other according to Tukey's test at a 5% significance level.

317

318 Hydrogen peroxide is a reactive oxygen species that indicates oxidative stress in plants and
 319 can accumulate in response to environmental stresses (Gaschler and Stockwell, 2017). The hydrogen
 320 peroxide values for all treatments were lower compared to the negative control (Figure 3 C). In
 321 contrast, the permeate samples from the three membranes caused less stress in the plants when
 322 compared to the feed and concentrate samples. This lower stress was observed in the quantification
 323 of lipid peroxidation (Figure 3 B) and in the activity of the superoxide dismutase enzyme (Figure 3
 324 A), suggesting that all membranes are efficient in treating the sample containing the mixture of
 325 pharmaceutically active compounds (PhACs).

326 García-Medina et al. (2020) also observed an increase in the levels of lipoperoxidation and
 327 hydroperoxides, even in organisms exposed to the lowest concentration of the emerging pollutant.
 328 According to Gworek (2019), many plant species are susceptible to antibiotics that can affect
 329 chloroplast replication, transcription and translation of metabolic biosynthesis pathways, and fatty
 330 acid synthesis; however, this was not visualized in the present study.

331 Regarding the results of the mitotic index for *Allium cepa* (Table 2), no statistically significant
 332 differences were observed among the means. However, for the frequency of abnormalities, the
 333 analyses show significant differences in the clastogenic and aneugenic potential of the solutions
 334 containing PhACs, particularly for the permeate of membrane 3 (M3).

335

336 **Table 2.** Effects of synthetic emerging contaminants treated by recycled and modified membranes on
 337 the mitotic index of *Allium cepa*. FCA = Frequency of chromosomal abnormalities; CGE = Cyto-
 338 genotoxic effect.

Treatments	Mitotic index (%)	FCA*	Cyto-genotoxic effect (%)			
			CGE	Nuclear Abnormality	Clastogenic*	Aneugenic*
CN	3.70	0.38b	0.02	0.0	9.96b	10.49b
A	3.12	0.40b	0.02	0.0	12.7a	12.09b
M1	C	0.27b	0.0	0.0	8.30b	8.30b
	P	0.17b	0.02	0.90	3.91b	4.88b
M2	C	0.32b	0.0	0.0	12.75a	12.74b
	P	0.32b	0.0	0.60	7.97b	8.35b
M3	C	0.38b	0.0	0.0	11.02a	11.02b
	P	0.68a	0.0	0.0	16.74a	17.61a

339 Variables with an asterisk (*) show a significant difference according to Tukey's test (5%).

340

341 In general, the tested samples did not cause effects on the mitotic index; however, a cyto-
 342 genotoxic effect was observed with higher frequencies of clastogenic and aneugenic abnormalities
 343 for the permeate of membrane 3 (M3). Therefore, the size of the particles generated by M3, and even
 344 the interaction between these molecules at the end of the photocatalysis process (permeate sample),
 345 may cause genotoxic damage to the plant cells.

346 García-Medina (2020) found DNA damage in the nuclei of *A. cepa* root meristems exposed
 347 to 1 and 31.36 $\mu\text{g L}^{-1}$ of carbamazepine at different exposure times, an effect that is related to the
 348 oxidation of lipids and proteins. Diniz et al. (2023) also observed chromosomal abnormalities in *A.*
 349 *cepa* exposed to samples with the active pharmaceutical compound nevirapine and a nevirapine-based
 350 medication. The authors also recorded a greater aneugenic effect in the analyzed meristematic cells.

351 Therefore, from the results obtained through the bioassays, it is observed that the concentrate
 352 from the three membranes is toxic, except for the concentrate from membrane 3 (M3) to *A. fischeri*.
 353 The hypothesis is that, in the concentrate of membrane 3 (M3), the molecules are not available to the
 354 bacteria, which may be related to the membrane permeability of these organisms or to the size of the
 355 particles formed, given that the molecules were likely fragmented by photocatalysis. However, these
 356 molecules are available to the plant cells, causing mechanical damage to the tissue, which was
 357 indicated by the biochemical analyses. The higher lipid peroxidation (LP) suggests greater damage is
 358 occurring to the plant cell membranes and, consequently, there is an activation of the superoxide
 359 dismutase (SOD) enzyme, proving that the plant experienced stress. Thus, in response, the plant had
 360 an efficient antioxidant system, evidenced by the activation of SOD.

361 The separation of toxic pollutants using ultrafiltration membranes is a process that
 362 decontaminates water through interception, representing a promising technology due to its high flux,

363 good performance, and low negative effects (Ren et al., 2021). However, the performance of
364 ultrafiltration membranes can be hindered by selectivity and permeability (Park et al., 2017), being
365 ineffective in removing low molecular weight organic compounds and heavy metal ions (Shi et al.,
366 2017). Thus, to improve the efficiency of these membranes, catalytic oxidation and other treatment
367 processes are advantageous for better decontamination, as they can produce reactive species (such as
368 radicals), which then degrade and mineralize organic pollutants or transform low-valence inorganic
369 substances to reduce toxicity (Boczka and Fernandes, 2017; Ren et al., 2021).

370 The results of this study highlight the importance of a comprehensive toxicity and
371 environmental impact assessment when using new water treatment technologies, such as recycled and
372 modified ultrafiltration membranes. The efficiency of these membranes in removing toxicants was
373 confirmed through ecotoxicological tests with the species *Aliivibrio fischeri* and *Allium cepa*, offering
374 a dual-organism approach for toxicity evaluation. These analyses demonstrated that in addition to
375 contaminant removal, it is essential to understand the interactions that can occur during treatment,
376 which may interfere with the biological response. This type of study is essential for analyzing toxicity
377 at a biological level, something chemical analyses cannot encompass, and for verifying that
378 innovations in effluent treatment do not introduce new risks to the environment.

379

380 4. Conclusion

381

382 For the species *Aliivibrio fischeri*, although toxicity was verified in the system's feed samples,
383 analysis of the permeate samples showed that all membranes used were effective in removing this
384 toxicity, especially when photocatalytic processes were employed. The bacteria exhibited hormesis
385 in response to the permeate samples, indicating that the tested substance may have a stimulatory effect
386 on biological activity at low doses, followed by an inhibitory or toxic effect at higher doses.

387 No phytotoxic effect was observed for *Allium cepa* in the germination and early growth
388 parameters, but a geno-cytotoxic effect was present for the concentrate and permeate samples from
389 the analyzed membranes. The biochemical analysis demonstrated greater oxidative stress in the plants
390 exposed to the concentrate samples, with the highest values for membrane 3 (M3). Higher frequencies
391 of clastogenic and aneugenic abnormalities were also observed in the permeate samples from M3.
392 These results suggest that the size of the particles generated by M3, and possibly even the interaction
393 between these molecules at the end of the photocatalysis process, may cause genocytotoxic damage
394 to the plant cells.

395 It is concluded, therefore, that all recycled ultrafiltration membranes modified with titanium
396 dioxide and graphene oxide were effective in removing pharmaceuticals and their toxic effects in
397 aquatic environments, with better efficiency observed for membranes M1 and M2. These findings

398 emphasize the need to evaluate not only the efficiency of contaminant removal but also the potential
399 impacts on aquatic biota, reinforcing the relevance of ecotoxicological studies to ensure that new
400 treatment technologies do not introduce additional risks to the environment.

401

402 **Acknowledgments/Funding:** This work was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de
403 Pessoal de Nível Superior (CAPES) [Funding Code 001], CAPES/BRASIL MEC/SESu/FNDE/PET.
404 Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) and Fundação de Amparo
405 à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) [BPD-00571-22].

406

407 **Ethics Approval:** Ethics approval was not required for this study according to local legislation of the
408 University Federal of Alfenas.

409

410 **Declaration of competing interest:** The authors declare no competing interests.

411

412 **Consent for Publication:** All authors are aware and agree to publish the manuscript.

413

414 **Data Availability:** The datasets generated and/or analyzed during the current study are available from
415 the corresponding author on reasonable request.

416

417 **Consent to Participate:** Not applicable.

418

419 **References**

420

421 Abbas, M., Adil, M., Ehtisham-ul-Haque, S., Munir, B., Yameen, M., Ghaffar, A., Shar, G.M., Tahir,
422 A., Iqbal, M., 2018. V *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A
423 review. Science of The Total Environment 626, 1295–1309.
424 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.066>

425

426 ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas. 2012. NBR 15411-3 - Ecotoxicology aquatic -
427 Inhibitory effect on *Vibrio fischeri* bioluminescence - Part 3: Method using freeze-dried bacteria.
428 2012.

429 Alhaj, M., Al-Ghamdi, S.G., 2019. Why is powering thermal desalination with concentrated solar
430 power expensive? assessing economic feasibility and market commercialization barriers. Solar
431 Energy, 189, 480–490. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2019.07.046>

432

433 Almeida, L.M., Bailão, E.F.L.C., Camilo-Cotrim, C.F., Soares, R.R., Garcia, F.F., Paula, M.I.M.D.,
434 Lima, G.G., 2021. Conservação e monitoramento ambiental utilizando *Allium cepa* como indicadora
435 de poluição das águas superficiais: uma revisão narrativa. In: Oliveira, R.J. (Org.), Águas e Florestas:
436 desafios para conservação e utilização, cap. 11, 174–191 pp. [10.37885/210303792](https://doi.org/10.37885/210303792)
437

438 Alvim, L.B., Kummrow, F., Beijo, L.A., Andrade Lima, C.A., Barbosa, S., 2011. Avaliação da
439 citogenotoxicidade de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L. Ambiente e Agua - An
440 Interdisciplinary Journal of Applied Science 6 (2), 255–265. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.198>
441

442 Arola, K., Van der Bruggen, B., Mänttari, M., Kallioinen, M., 2019. Treatment options for
443 nanofiltration and reverse osmosis concentrates from municipal wastewater treatment: A review.
444 Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 49 (22), 2049–2116.
445 <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1594519>
446

447 Bhojwani, S., Topolski, K., Mukherjee, R., Sengupta, D., El-Halwagi, M. M., 2019. Technology
448 review and data analysis for cost assessment of water treatment systems. Science of The Total
449 Environment 651, 2749–2761. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.363>
450

451 Biemelt, S., Keetman, U., Albrecht, G., 1998. Re-Aeration following Hypoxia or Anoxia Leads to
452 Activation of the Antioxidative Defense System in Roots of Wheat Seedlings. Plant Physiology 116
453 (2), 651–658. <https://dx.doi.org/10.1104/pp.116.2.651>
454

455 Boczkaj, G., Fernandes, A., 2017. Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes
456 at basic pH conditions: A review. Chemical Engineering Journal 320, 608–633.
457 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.084>
458

459 Brasil. 2009. Ministério Da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Regra de análise de sementes. 1.
460 ed. Brasília: [s.n.], 2009.
461

462 Buege, J.A., Aust, S.D., 1978. Microsomal lipid peroxidation. Methods in Enzymology 52 (C), 302–
463 310. [https://doi.org/10.1016/S0076-6879\(78\)52032-6](https://doi.org/10.1016/S0076-6879(78)52032-6)
464

465 Chiapusio, G., Sanchez, A.M., Reigosa, M.J., Gonzalez, L., Pellissier, F., 1997. Do germination
466 indices adequately reflect allelochemical effects on the germination process? Journal of Chemical
467 Ecology 23 (11), 2445–2453. <https://doi.org/10.1023/B:JOEC.0000006658.27633.15>

468

469 Coutinho De Paula, E., Amaral, M.C.S., 2017. Extending the life-cycle of reverse osmosis
470 membranes: A review. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular*
471 *Economy* 35 (5), 456–470. <https://doi.org/10.1177/0734242X16684383>

472

473 Cunha Neto, A.R., Silva, I.G., Calvelli, J.V.B., Martins, G.E.C., Carvalho, M., Barbosa, S., 2023.
474 Toxicity of heavy metals that affect germination, development and cell cycle of *Allium cepa* L.
475 *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 111 (2), 1–7.
476 <https://doi.org/10.1007/s00128-023-03775-9>

477

478 Dey, S., Tripathy, B., Kumar, M.S., Das, A.P., 2023. Ecotoxicological consequences of manganese
479 mining pollutants and their biological remediation. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology* 5,
480 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2023.01.001>

481

482 Diniz, J. S., Souza-Silva, G. D., De Souza, C. R., De Paula Freitas, L. A., Souki Parreira, A. L. 2023.
483 Cytotoxicity, genotoxicity, and mutagenicity of the active pharmaceutical ingredient nevirapine and
484 a nevirapine-based drug on the plant species *Allium cepa*. *Annals of Environmental Science and*
485 *Toxicology* 7 (1), 025–033. <https://dx.doi.org/10.17352/aest.000067>

486

487 Ebrahimzadeh, S., Wols, B., Azzellino, A., Martijn, B.J., Van der Hoek, J.P., 2021. Quantification and
488 modelling of organic micropollutant removal by reverse osmosis (RO) drinking water treatment.
489 *Journal of Water Process Engineering* 42, 102164. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102164>

490

491 Ferreira, E.B., Cavalcanti, P.P., Nogueira, D.A., 2014. ExpDes: An R Package for ANOVA and
492 Experimental Designs. *Applied Mathematics* 5 (19), 2952–2958.
493 <http://dx.doi.org/10.4236/am.2014.519280>

494

495 Fornari, M.R., Camotti-Bastos, M., Medeiros-Silveira, F., Vargas, J.P.R., Fernandes, G., Santanna-
496 dos Santos, M.A., Rheinheimer-dos Santos, D., 2018. Efluentes urbanos na água do Rio Marau
497 (Brasil). *Bitácora Urbano Territorial* 28 (3), 121–130.

498

499 Gámez, O.R., Laffont-Schwob, I., Prudent, P., Vassalo, L., Rodríguez, I.A., Macías, R.P., Petit, M.E.,
500 Ibarra, A.T.A., Masotti, V., Perraud-Gaime, I., Rodríguez, A.A., 2019. Assessment of water quality
501 from the Blue Lagoon of El Cobre mine in Santiago de Cuba: a preliminary study for water reuse.

502 Environmental Science and Pollution Research 26 (16), 16366–16377.
503 <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05030-3>
504

505 Gaschler, M.M., Stockwell, B.R., 2017. Lipid peroxidation in cell death. Biochemical and
506 Biophysical Research Communications 482 (3), 419–425. <https://doi.org/10.1016/j.bbrc.2016.10.086>
507

508 García-Medina, S., Galar-Martínez, M., Gómez-Oliván, L. M., del Consuelo Torres-Bezaury, R. M.,
509 Islas-Flores, H., Gasca-Pérez, E., 2020. The relationship between cyto-genotoxic damage and
510 oxidative stress produced by emerging pollutants on a bioindicator organism (*Allium cepa*): The
511 carbamazepine case. Chemosphere 253, 126675. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126675>
512

513 Giannopolitis, C.N., Ries, S.K., 1977. Superoxide Dismutases: I. Occurrence in Higher Plants. Plant
514 Physiology 59 (2), 309–314. <https://dx.doi.org/10.1104/pp.59.2.309>
515

516 Grossi, L.B., Silva, B.R., Neves, E.F., Lange, L.C., Amaral, M.C., 2021. Reverse osmosis elements
517 waste assessment: Screening and forecasting of emerging waste in Brazil. Desalination 517, 115245.
518 <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115245>
519

520 Gworek, B., Kijeńska, M., Zaborowska, M., Wrzosek, J., Tokarz, L., Chmielewski, J., 2019.
521 Pharmaceuticals in aquatic environment. Fate and behavior, ecotoxicology and risk assessment ñ a
522 review. Acta Poloniae Pharmaceutica - Drug Research 76 (3), 397–407. 10.32383/appdr/103368
523

524 Halmi, M.I.E., Jirangon, H., Johari, W.L.W., Abdul Rachman, A.R., Shukor, M.Y., Syed, M.A., 2014.
525 Comparison of Microtox and Xenoassay light as a near real time river monitoring assay for heavy
526 metals. The Scientific World Journal 2014 (1), 834202. <https://doi.org/10.1155/2014/834202>
527

528 Hillis, D.G., Fletcher, J., Solomon, K.R., Sibley, P.K., 2011. Effects of ten antibiotics on seed
529 germination and root elongation in three plant species. Archives of Environmental Contamination and
530 Toxicology 60 (2), 220–232. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9624-0>
531

532 Li, J., Qiu, X., Ren, S., Liu, H., Zhao, S., Tong, Z., Wang, Y., 2023. High performance electroactive
533 ultrafiltration membrane for antibiotic resistance removal from wastewater effluent. Journal of
534 Membrane Science 672, 121429. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2023.121429>
535

536 Maftouh, A., El Fatni, O., Bouzekri, S., Rajabi, F., Sillanpää, M., Butt, M.H., 2022. Economic
537 feasibility of solar-powered reverse osmosis water desalination: a comparative systemic review.
538 Environmental Science and Pollution Research 30, 2341–2354. [https://doi.org/10.1007/s11356-022-](https://doi.org/10.1007/s11356-022-24116-z)
539 [24116-z](https://doi.org/10.1007/s11356-022-24116-z)
540

541 Martins, G.E.C., Oliveira, J.D.N., Calvelli, J.V.B., Cunha Neto, A.R., Ferreira, E.B., Trindade,
542 L.O.R., Barbosa, S. 2025. Cytogenotoxicity attributed to ioxynil octanoate exposure utilizing Allium
543 cepa L as a model. Journal of Toxicology and Environmental Health Part A, 1-15.
544 <https://doi.org/10.1080/15287394.2025.2504144>
545

546 Maryjoseph, S., Ketheesan, B., 2020. Microalgae based wastewater treatment for the removal of
547 emerging contaminants: A review of challenges and opportunities. Case Studies in Chemical and
548 Environmental Engineering 2, 100046. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100046>
549

550 Maselli, B.D.S., Luna, L.A., Palmeira, J.D.O., Tavares, K.P., Barbosa, S., Beijo, L.A., Umbuzeiro,
551 G.A., Kummrow, F., 2015. Ecotoxicity of raw and treated effluents generated by a veterinary
552 pharmaceutical company: a comparison of the sensitivities of different standardized tests.
553 Ecotoxicology 24 (4), 795–804. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1425-9>
554

555 Mattson, M.P., 2008. Hormesis defined. Ageing research reviews 7 (1), 1–7.
556 <https://doi.org/10.1016/j.arr.2007.08.007>
557

558 Mennillo, E., Arukwe, A., Monni, G., Meucci, V., Intorre, L., Pretti, C., 2018. Ecotoxicological
559 properties of ketoprofen and the S(+)-enantiomer (dexketoprofen): Bioassays in freshwater model
560 species and biomarkers in fish PLHC-1 cell line. Environmental Toxicology and Chemistry 37 (1),
561 201–212. <https://doi.org/10.1002/etc.3943>
562

563 Mierzwa, J.C., Silva, M.C.C., Rodrigues, L.D.B., Hespanhol, I., 2008. Tratamento de água para
564 abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de
565 implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado.
566 Engenharia Sanitaria e Ambiental 13 (1), 78–87. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000100011>
567

568 Mohammed, J.S., Mustapha, Y., Him, M.A., Danladi, Z.N. 2023. Assessment of cytogenotoxicity of
569 plastic industrial effluent using Allium cepa root tip cells. International Journal of Cell Biology, 2023
570 (1), 5161017.

571

572 Oliveira, C.P.M., Moreira, V.R., Lebron, Y.A.R., Vasconcelos, C.K.B., Koch, K., Viana, M.M.,
573 Drewes, J.E., Amaral, M.C.S., 2022. Converting recycled membranes into photocatalytic membranes
574 using greener TiO₂-GRAPHENE oxide nanomaterials. *Chemosphere* 306, 135591.
575 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135591>

576

577 Omotola, E.O., Genthe, B., Ndlela, L., Olatunji, S.O., 2023. Phytotoxicity and apoptotic impact
578 assessment of an over-the-counter drug (paracetamol) residue using *Allium cepa* as a bioindicator.
579 *TASUED Journal of Pure and Applied Sciences* 2 (1), 39-49.
580 <https://journals.tasued.edu.ng/index.php/tjopas/article/view/5>

581

582 Ouda, M., Kadadou, D., Swaidan, B., Al-Othman, A., Al-Asheh, S., Banat, F., Hasan, S.W., 2021.
583 Emerging contaminants in the water bodies of the Middle East and North Africa (MENA): A critical
584 review. *Science of The Total Environment* 754, 142177.
585 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142177>

586

587 Palma, P., Fialho, S., Alvarenga, P., Santos, C., Brás, T., Palma, G., Cavaco, C., Gomes, R., Neves, L.
588 A., 2016. Membranes technology used in water treatment: Chemical, microbiological and
589 ecotoxicological analysis. *Science of The Total Environment* 568, 998–1009.
590 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.208>

591

592 Park, H.B., Kamcev, J., Robeson, L.M., Elimelech, M., Freeman, B.D., 2017. Maximizing the right
593 stuff: The trade-off between membrane permeability and selectivity. *Science* 356 (6343), 1138–1148.
594 <https://doi.org/10.1126/science.aab0530>

595

596 R CORE TEAM, 2023. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R
597 Foundation for Statistical Computing, 2023

598

599 Ren, Y., Ma, Y., Min, G., Zhang, W., Lv, L., Zhang, W., 2021. A mini review of multifunctional
600 ultrafiltration membranes for wastewater decontamination: Additional functions of adsorption and
601 catalytic oxidation. *Science of The Total Environment* 762, 143083.
602 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143083>

603

604 Schür, C., Gasser, L., Perez-Cruz, F., Schirmer, K., Baity-Jesi, M., 2023. A benchmark dataset for
605 machine learning in ecotoxicology. *Scientific Data*, 10 (1), 718. [https://doi.org/10.1038/s41597-023-](https://doi.org/10.1038/s41597-023-02612-2)
606 [02612-2](https://doi.org/10.1038/s41597-023-02612-2)
607

608 Shi, B., Marchetti, P., Peshev, D., Zhang, S., Livingston, A.G., 2017. Will ultra-high permeance
609 membranes lead to ultra-efficient processes? Challenges for molecular separations in liquid systems.
610 *Journal of Membrane Science* 525, 35–47. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.10.014>
611

612 Siagian, U.W., Khoiruddin, K., Wardani, A.K., Aryanti, P.T., Widiassa, I.N., Qiu, G., Ting, Y.P.,
613 Wenten, I.G., 2021. High-Performance Ultrafiltration Membrane: Recent Progress and Its Application
614 for Wastewater Treatment. *Current Pollution Reports* 7 (4), 448–462. [https://doi.org/10.1007/s40726-](https://doi.org/10.1007/s40726-021-00204-5)
615 [021-00204-5](https://doi.org/10.1007/s40726-021-00204-5)
616

617 Silva, S.R., Barbosa, F.A.R., Mol, M.P.G., Magalhães, S.M.S., 2019. Toxicity for Aquatic Organisms
618 of Antiretroviral Tenofovir Disoproxil. *Journal of Environmental Protection* 10 (12), 1565–1577.
619 <https://doi.org/10.4236/jep.2019.1012093>
620

621 Souza, R.B., Souza, C.P., Guimarães, J.R., 2022. Environmentally realistic concentrations of
622 eprinomectin induce phytotoxic and genotoxic effects in *Allium cepa*. *Environmental Science and*
623 *Pollution Research* 29 (53), 80983–80993. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21403-7>
624

625 Szymański, K., Morawski, A.W., Mozia, S., 2018. Effectiveness of treatment of secondary effluent
626 from a municipal wastewater treatment plant in a photocatalytic membrane reactor and hybrid UV/H
627 2 O 2-ultrafiltration system. *Chemical Engineering & Processing: Process Intensification* 125, 318–
628 324. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2017.11.015>
629

630 Valente, P. M., Valente, V. M., Silva, M. C., dos Reis, L. B., Silva, F. D., Praça-Fontes, M. M., 2022.
631 Phytotoxicity and cytogenotoxicity of *Dionaea muscipula Ellis* extracts and its major compound
632 against *Lactuca sativa* and *Allium cepa*. *Biologia* 77 (10), 2975–2988.
633 <https://doi.org/10.1007/s11756-022-01153-0>
634

635 Velikova, V., Yordanov, I., Edreva, A., 2000. Oxidative stress and some antioxidant systems in acid
636 rain-treated bean plants: Protective role of exogenous polyamines. *Plant Science* 151 (1), 59–66.
637 [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(99\)00197-1](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(99)00197-1)
638

639 Yang, L., Feng, Y.X., Zhang, H., Yu, X.Z., 2021. Estimating the synergistic and antagonistic effects
640 of dual antibiotics on plants through root elongation test. *Ecotoxicology* 30 (8), 1598–1609.
641 <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02308-y>

Declaration of interests

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

The authors declare the following financial interests/personal relationships which may be considered as potential competing interests:

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A crescente presença de contaminantes emergentes, especialmente fármacos, em ambientes aquáticos evidencia a urgência no desenvolvimento de soluções inovadoras e sustentáveis para o tratamento de efluentes. Tecnologias convencionais têm se mostrado insuficientes diante da persistência desses compostos, reforçando a necessidade de métodos eficientes, viáveis e ecologicamente responsáveis. Nesse contexto, a reciclagem de membranas de osmose reversa para ultrafiltração surge como alternativa promissora, conciliando reaproveitamento de materiais com eficiência no tratamento.

Os resultados obtidos nesta pesquisa demonstram que as membranas recicladas e modificadas foram capazes de reduzir a toxicidade das amostras contendo resíduos farmacêuticos, conforme evidenciado principalmente pelos ensaios com *Aliivibrio fischeri*, que apontaram toxicidade nas soluções de alimentação do sistema e redução significativa dessa toxicidade nos permeados. Observou-se ainda que todas as membranas avaliadas apresentaram eficiência satisfatória na remoção dos compostos, com destaque para aquelas submetidas à fotocatalise, que promoveram melhor desempenho no tratamento. Em determinados casos, a resposta bacteriana apresentou hormese, indicando estímulo da atividade biológica em baixas concentrações seguido de efeito inibitório ou tóxico em concentrações mais elevadas.

No bioensaio com *Allium cepa*, a ausência de efeitos nos parâmetros fitotécnicos indica baixa toxicidade residual, embora o aumento de peróxido de hidrogênio e SOD aponte estresse celular nos concentrados. Esses resultados reforçam a necessidade de pós-tratamento e integração com estratégias complementares, como processos oxidativos avançados ou sistemas híbridos. A análise citogenotóxica mostrou ausência de efeito no índice mitótico, mas maior ocorrência de anomalias cromossômicas no permeado da M3.

Espera-se que esta pesquisa incentive o avanço de novos estudos na área, incluindo avaliações de longo prazo, aplicação em matrizes reais, aprimoramento dos métodos de modificação de membranas e associação com outras tecnologias de tratamento. Sugere-se, ainda, a ampliação de bioensaios com diferentes organismos-teste para validação ecotoxicológica mais robusta frente à diversidade de contaminantes emergentes. O desenvolvimento e consolidação de soluções eficazes para o tratamento de águas residuais é essencial para promover equilíbrio ambiental, reduzir riscos à biota e garantir a preservação dos recursos hídricos em um cenário de crescente pressão sobre os ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, Mazhar *et al.* *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 626, p. 1295–1309, June 2018.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15411-3**: Ecotoxicologia aquática - Efeito inibitório sobre a bioluminescência de *Vibrio fischeri*. Parte 3: método utilizando bactérias liofilizadas. Rio de Janeiro: ABNT 2012.
- ALHAJ, Mohamed; AL-GHAMDI, Sami G. Why is powering thermal desalination with concentrated solar power expensive? assessing economic feasibility and market commercialization barriers. **Solar Energy**, [S.l.], v. 189, p. 480–490, Sept. 2019.
- ALMEIDA, Luciane Madureira *et al.* Conservação e monitoramento ambiental utilizando *Allium cepa* como indicadora de poluição das águas superficiais: uma revisão narrativa. **Águas e Florestas: Desafios para Conservação e Utilização**, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 174–191, 1 jun. 2021. Disponível em: <https://www.editoracientifica.com.br/artigos/conservacao-e-monitoramento-ambiental-utilizando-allium-cepa-como-indicadora-de-poluicao-das-aguas-superficiais-uma-revisao-narrativa>. Acesso em: 20 Dec. 2022.
- ALVES DOS REIS, Rodrigo *et al.* Água, fonte da vida/ Water, source of life. **Brazilian Journal of Development**, [S.l.], v. 7, n. 3, p. 28297–28296, 20 mar. 2021. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/26673>. Acesso em: 5 Dec. 2022.
- AMORIM, Antônio Leonardo; VAEZ, Pedro Henrique Ribeiro. O Acesso a Água Potável como Direitos Humanos a serem Assegurados a todos. **Journal of Law and Sustainable Development**, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 110–121, 10 Jan. 2019.
- ANADÓN, Arturo *et al.* Drugs and Chemical Contaminants in Human Breast Milk. **Reproductive and Developmental Toxicology**, [S.l.], p. 67–98, 1 Jan. 2017.
- ARNAL, J. M. *et al.* Ultrafiltration as an alternative membrane technology to obtain safe drinking water from surface water: 10 years of experience on the scope of the AQUAPOT project. **Desalination**, [S.l.], v. 248, n. 1–3, p. 34–41, 15 Nov. 2009.
- AROLA, Kimmo *et al.* Treatment options for nanofiltration and reverse osmosis concentrates from municipal wastewater treatment: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [S.l.], v. 49, n. 22, p. 2049–2116, 2019.

- BALARAM, V. *et al.* Pollution of water resources and application of ICP-MS techniques for monitoring and management—A comprehensive review. **Geosystems and Geoenvironment**, [S.l.], v. 2, n. 4, p. 100210, 1 Nov. 2023.
- BHOJWANI, Sumay *et al.* Technology review and data analysis for cost assessment of water treatment systems. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 651, p. 2749–2761, 2019.
- BOGER, Brasil *et al.* Micropoluentes emergentes de origem farmacêutica em matrizes aquosas do Brasil: uma revisão sistemática. **Ciência e Natura**, [S.l.], v. 37, n. 3, p. 725-739, 2015.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução No 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 maio 2011.
- BUNDSCHUH, Mirco. The challenge: chemical and ecotoxicological characterization of wastewater treatment plant effluents. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [S.l.], v. 33, n. 11, p. 2407–2407, 1 Nov. 2014.
- CAI, Wen Wen *et al.* Kinetics and mechanism of reactive radical mediated fluconazole degradation by the UV/chlorine process: Experimental and theoretical studies. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 402, p. 126224, 15 Dec. 2020.
- CARTAXO, Amanda da Silva Barbosa *et al.* Contaminantes emergentes presentes em águas destinadas ao consumo humano: ocorrência, implicações e tecnologias de tratamento / Emerging contaminants in waters intended for human consumption: occurrence, implications and treatment technologies. **Brazilian Journal of Development**, [S.l.], v. 6, n. 8, p. 61814–61827, 25 Aug. 2020. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/15559>. Acesso em: 15 Aug. 2024.
- CARTAXO, Amanda da Silva Barbosa *et al.* Ultrafiltração por gravidade como alternativa para tratamento de água no ponto de uso: uma revisão. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S.l.], v. 13, n. 5, p. 110–122, 2 jul. 2022.
- CARVALHO, Nathália Leal; PIVOTO, Thiago Salbego. Ecotoxicologia: conceitos, abrangência e importância agrônoma. **Revista Monografias Ambientais**, [S.l.], v. 2, n. 2, p. 176–192, 2011.
- CASTRO, Bruna Luisa. **Novas tecnologias em embalagens e aplicações de nanopartículas de prata na conservação dos alimentos: uma revisão bibliográfica**. 2019. 60p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) - Centro Universitário de Formiga, 2019. Disponível em:

<http://repositorioinstitucional.uniformg.edu.br:21074/jspui/xmlui/handle/123456789/887>.

Acesso em: 7 dez. 2022.

CHAPMAN, Peter M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 44, p. 7–15, 2002.

CHEN, Ziyang *et al.* Recent advances in selective separation technologies of rare earth elements: a review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [S.l.], v. 10, n. 1, p. 107104, 1 Feb. 2022.

COLVIN, Katherine A.; LEWIS, Ceri; GALLOWAY, Tamara S. Current issues confounding the rapid toxicological assessment of oil spills. **Chemosphere**, [S.l.], v. 245, p. 125585, 2020.

CORCOLL, Natàlia *et al.* Pollution-induced community tolerance to non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) in fluvial biofilm communities affected by WWTP effluents. **Chemosphere**, [S.l.], v. 112, p. 185–193, 1 Oct. 2014.

COSTA, Rafaela dos Santos; QUADRA, Gabrielle Rabelo. Química, Ecotoxicologia e Escola: propostas interdisciplinares. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, [S.l.], v. 17, n. 1, p. 22–32, Jan. 2022.

COUTINHO DE PAULA, Eduardo; AMARAL, Míriam Cristina Santos. Extending the life-cycle of reverse osmosis membranes: A review. **Waste Management & Research**, [S.l.], v. 35, n. 5, p. 456–470, 2017.

CRINI, Grégorio; BADOT, Pierre-Marie. Chapter 1. Sorption processes and pollution: An introduction. **Sorption Processes and Pollution**, [S.l.], p. 27–37, 2011. Disponível em: https://books.google.com/books/about/Sorption_Processes_and_Pollution.html?id=y06b_mOOrVwC. Acesso em: 18 Aug. 2024.

CURTO, Domenico; FRANZITTA, Vincenzo; GUERCIO, Andrea. A Review of the Water Desalination Technologies. **Applied Sciences**. [S.l.], v. 11, n. 2, p. 670, 12 Jan. 2021.

Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-3417/11/2/670/htm>. Acesso em: 7 Dec. 2022.

DE ALMEIDA, Juliano Penteado *et al.* Eficiência de um sistema piloto de dessalinização de água salobra. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.l.], v. 25, n. 1, p. 107–114, 16 mar. 2020.

DIBO, Ana Paula Alves *et al.* The regionalization of environmental programs: a path to optimize the environmental monitoring of offshore O&G activities. **Rio Oil and Gas Expo and Conference**, [S.l.], v. 20, n. 2020, p. 504–505, 1 Dec. 2020.

DICTORO, Vinicius Perez. Água e seres humanos: relações simbólicas e culturais visando à Conservação. **Guia Universitário de Informações Ambientais**, [S.l.], v. 2, n. 1, p. 45-46,

2021. Disponível em: <https://www.revistaguia.ufscar.br/index.php/guia/article/view/47>.

Acesso em: 5 Dec. 2022.

DOGAN, Esra Can *et al.* Water recovery from treated urban wastewater by ultrafiltration and reverse osmosis for landscape irrigation. **Urban Water Journal**, [S.l.], v. 13, n. 6, p. 553–568, 17 Aug. 2016.

EBRAHIMZADEH, Salma *et al.* Quantification and modelling of organic micropollutant removal by reverse osmosis (RO) drinking water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 42, p. 102164, 2021.

ESCRIVÃO, Giovana; NAGANO, Marcelo. Gestão do conhecimento na educação ambiental: estudo de casos em programas de educação ambiental em universidades brasileiras.

Perspectivas em Ciência da Informação, [S.l.], v. 19, n. 4, p. 136–159, Dec. 2014.

Disponível em: <http://www.scielo.br/j/pci/a/LZZnSYp4L6JsxkGZx9f7ZPz/?lang=pt>. Acesso em: 15 nov. 2022.

FANE, A. G.; TANG, C. Y.; WANG, R. Membrane Technology for Water: Microfiltration, Ultrafiltration, Nanofiltration, and Reverse Osmosis. **Treatise on Water Science**, [S.l.], v. 4, p. 301–335, 2011.

FEKADU, Samuel *et al.* Pharmaceuticals in freshwater aquatic environments: A comparison of the African and European challenge. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 654, p. 324–337, 1 Mar. 2019.

FISKESJÖ, GEIRID. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**, [S.l.], v. 102, n. 1, p. 99–112, 1 Mar. 1985. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1601-5223.1985.tb00471.x>. Acesso em: 15 ago. 2024.

FONSECA, Cristiane Alves Da; PEREIRA, Denise Gonçalves. Aplicação da genética toxicológica em planta com atividade medicinal. **Infarma-Ciências Farmacêuticas**. [S.l.], v. 16, n. 7/8, p. 51–54, 2013.

FORNARI, Mayara Regina *et al.* Efluentes urbanos na água do Rio Marau (Brasil). **Bitácora Urbano Territorial**, [S.l.], v. 28, n. 3, p. 121–130, 2018.

FROEHNER, K.; BACKHAUS, T.; GRIMME, L. H. Bioassays with *Vibrio fischeri* for the assessment of delayed toxicity. **Chemosphere**, [S.l.], v. 40, n. 8, p. 821–828, 1 Apr. 2000.

GILL, Sarvajeet Singh; TUTEJA, Narendra. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. **Plant Physiology and Biochemistry**, [S.l.], v. 48, n. 12, p. 909–930, 1 Dec. 2010.

- GOMES, Inês B.; SIMÕES, Lúcia C.; SIMÕES, Manuel. The effects of emerging environmental contaminants on *Stenotrophomonas maltophilia* isolated from drinking water in planktonic and sessile states. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 643, p. 1348–1356, 1 Dec. 2018.
- GREENLEE, Lauren F. *et al.* Effect of antiscalant degradation on salt precipitation and solid/liquid separation of RO concentrate. **Journal of Membrane Science**, [S.l.], v. 366, n. 1–2, p. 48–61, 1 Jan. 2011.
- GROSSI, Luiza B. *et al.* Reverse osmosis elements waste assessment: Screening and forecasting of emerging waste in Brazil. **Desalination**, [S.l.], v. 517, p. 115245, 2021.
- GWOREK, Barbara *et al.* Pharmaceuticals in aquatic environment. Fate and behavior, ecotoxicology and risk assessment ñ a review. **Acta Poloniae Pharmaceutica - Drug Research**, [S.l.], v. 76, n. 3, p. 397–407, 2019.
- HOUTMAN, Corine J. Emerging contaminants in surface waters and their relevance for the production of drinking water in Europe. **Journal of Integrative Environmental Sciences**, [S.l.], v. 7, n. 4, p. 271–295, Dec. 2010. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1943815X.2010.511648>. Acesso em: 18 ago. 2024.
- IOELE, Giuseppina; DE LUCA, Michele; RAGNO, Gaetano. Acute toxicity of antibiotics in surface waters by bioluminescence test. **Current Pharmaceutical Analysis**, [S.l.], v. 12, n. 3, p. 220–226, 27 May 2016.
- JAPIASSÚ, Carlos Eduardo. 30 anos do relatório Brundtland: nosso futuro comum e o desenvolvimento sustentável como diretriz Constitucional Brasileira. **Revista de Direito da Cidade**, [S.l.], v. 9, n. 4, 2017.
- KHAN, Shamshad *et al.* Emerging contaminants of high concern for the environment: Current trends and future research. **Environmental Research**, [S.l.], v. 207, p. 112609, 1 May 2022.
- KRISTOFKO, Lauren A; BROOKS, Bryan W. Global scanning of antihistamines in the environment: Analysis of occurrence and hazards in aquatic systems. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 592, p. 477–487, Aug. 2017.
- KUMAR, Vinay; DWIVEDI, S. K. Toxicity potential of electroplating wastewater and its bioremediation approaches: a review. **Environmental Technology Reviews**, [S.l.], v. 10, n. 1, p. 238–254, 2021.

- LEME, Daniela Morais; MARIN-MORALES, Maria Aparecida. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, [S.l.], v. 682, n. 1, p. 71–81, 1 July 2009.
- LIN, Xiaohu *et al.* Occurrence and risk assessment of emerging contaminants in a water reclamation and ecological reuse project. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 744, p. 140977, Nov. 2020.
- LIU, Ni Jie *et al.* A novel organic solvent ultrafiltration membrane of polyimide/polyethyleneimine@TiO₂ with high solvent permeability. **Journal of Membrane Science**, [S.l.], v. 702, p. 122796, 1 May 2024.
- LUÍS DE SÁ SALOMÃO, André; HAUSER-DAVIS, Rachel Ann; MARQUES, Marcia. Critical knowledge gaps and relevant variables requiring consideration when performing aquatic ecotoxicity assays. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.l.], v. 203, p. 110941, 2020.
- MADAENI, S. S. The application of membrane technology for water disinfection. **Water Research**, [S.l.], v. 33, n. 2, p. 301–308, 1 Feb. 1999.
- MAFTOUH, Abderrahim *et al.* Economic feasibility of solar-powered reverse osmosis water desalination: a comparative systemic review. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 30, n. 2, p. 2341-2354, Nov. 2022.
- MARYJOSEPH, Shanthamareen; KETHEESAN, Balachandran. Microalgae based wastewater treatment for the removal of emerging contaminants: A review of challenges and opportunities. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, [S.l.], v. 2, p. 100046, Sept. 2020.
- MEZZELANI, Marica; GORBI, Stefania; REGOLI, Francesco. Pharmaceuticals in the aquatic environments: Evidence of emerged threat and future challenges for marine organisms. **Marine Environmental Research**, [S.l.], v. 140, p. 41–60, 1 Sept. 2018.
- MILLER, G. T.; SPOOLMAN, S. E. **Ciência ambiental**. 16. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2021.
- MONTALBÁN, Mercedes G. *et al.* Assessing chemical toxicity of ionic liquids on *Vibrio fischeri*: Correlation with structure and composition. **Chemosphere**, [S.l.], v. 155, p. 405–414, 1 July 2016.
- OJOGHORO, J. O.; SCRIMSHAW, M. D.; SUMPTER, J. P. Steroid hormones in the aquatic environment. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 792, p. 148306, 20 Oct. 2021.

- OLIVEIRA, Caique Prado Machado De *et al.* Converting recycled membranes into photocatalytic membranes using greener TiO₂-graphene oxide nanomaterials. **Chemosphere**, [S.l.], v. 306, 1 nov. 2022.
- OUDA, Mariam *et al.* Emerging contaminants in the water bodies of the Middle East and North Africa (MENA): A critical review. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 754, p. 142177, Feb. 2021.
- PALMIERI, Marcel José *et al.* Cytotoxicity of Spent Pot Liner on *Allium cepa* root tip cells: A comparative analysis in meristematic cell type on toxicity bioassays. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.l.], v. 133, p. 442–447, 2016.
- PATEL, Manvendra *et al.* Pharmaceuticals of emerging concern in aquatic systems: Chemistry, occurrence, effects, and removal methods. **Chemical Reviews**. [S.l.], v. 119, n. 6, p. 3510-3673, 2019, 27 Mar. 2019
- PINHO, Júlia Vianna da Anunciação De. Avaliação ecotoxicológica de sistema unitário e combinado de um pesticida neonicotinoide (acetamiprida) e de uma cianobactéria produtora de saxitoxinas (*Raphidiopsis raciborskii*) em cladóceros. 2021. **Fundação Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, 2021.
- POLEZA, FERNANDA *et al.* Avaliação da toxicidade aguda para o organismo-teste *Vibrio fischeri* dos principais herbicidas e inseticidas aplicados na lavoura de arroz irrigado dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, [S.l.], v. 18, 31 Dec. 2008.
- PRAJAPATI, Dhruv *et al.* A critical review on emerging contaminants: origin, discernment, and remedies. **Sustainable Water Resources Management**, [S.l.], v. 9, n. 3, p. 1–11, 1 June. 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40899-023-00853-y>. Acesso em: 18 ago. 2024.
- ROSCULETE, Catalin *et al.* Determination of the environmental pollution potential of some herbicides by the assessment of cytotoxic and genotoxic effects on *Allium cepa*. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [S.l.], v. 16, n. 1, p. 75, 2018.
- SANTOS, Marcos; USP, /. Reúso potável direto e o desafio dos poluentes emergentes. **Revista USP**, n. 106, p. 79–94, 2 set. 2015. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revusp/article/view/109120>. Acesso em: 19 Dec. 2022.
- SCHÖNGART, Jochen; JUNK, Wolfgang J. Clima e hidrologia nas várzeas da Amazônia Central. **Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável**, [S.l.], p. 44–65, 2020. Acesso em: 6 Dec. 2022.

- Jenifer de Sá Da; TREVISAN, Márcio. O uso de medicamentos na sociedade que envelhece: uma revisão literária. **Research, Society and Development**, [S.l.], v. 10, n. 15, p. e560101522950, 2021.
- SILVA, Daniel Clemente Vieira Rêgo Da; POMPÊO, Marcelo; PAIVA, Teresa Cristina Brazil De. **A Ecotoxicologia no contexto atual no Brasil**. Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: Instituto de Biociências, 2015. p. 340–353.
- SILVA, Marcos A.R. *et al.* Environmental impact of industrial sludge stabilization/solidification products: Chemical or ecotoxicological hazard evaluation? **Journal of Hazardous Materials**, [S.l.], v. 192, n. 3, p. 1108–1113, Sept. 2011.
- SOARES, Alexandra Fátima Saraiva; SOUZA E SOUZA, Luís Paulo. Contaminação das águas de abastecimento público por poluentes emergentes e o direito à saúde. **Revista de Direito Sanitário**, [S.l.], v. 20, n. 2, p. 100–133, 12 maio 2020. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdisan/article/view/169658>. Acesso em: 19 Dec. 2022.
- SOARES, Lizandra Martins; COLDEBELLA, Priscila Ferri; FRIGO, Jiam Pires. Avaliação da qualidade da água de rios brasileiros utilizando células meristemáticas de *Allium cepa* como bioindicador: uma revisão integrativa / Water quality assessment of brazilian rivers using *Allium cepa* meristematic cells as a bioindicator: an integrative review. **Brazilian Journal of Development**, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 6983–6999, 20 Jan. 2021. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/23389>. Acesso em: 3 Dec. 2022.
- SOLTOVSKI, Ramon *et al.* Um estudo quantitativo sobre os riscos da indústria 4.0 no contexto industrial: uma revisão sistemática da literatura. **Revista Gestão e Desenvolvimento**, [S.l.], v. 17, n. 3, p. 165, 2020.
- TANG, Jingchun *et al.* Eco-toxicity of petroleum hydrocarbon contaminated soil. **Journal of Environmental Sciences**, [S.l.], v. 23, n. 5, p. 845–851, May 2011.
- TETE, Virgilio S. *et al.* Occurrence and spatial distribution of statins, fibrates and their metabolites in aquatic environments. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 13, n. 2, p. 4358–4373, 1 fev. 2020. Acesso em: 19 Dec. 2022.
- THOMAIDIS, N S; ASIMAKOPOULOS, A G; BLETSOU, Anna. Emerging contaminants: A tutorial mini-review. **Global NEST Journal**. [S.l.], v. 14, n. 1, p. 72-79, 2012.
- TOMCZAK, Wirginia; GRYTA, Marek. Long-Term Performance of Ultrafiltration Membranes: Corrosion Fouling Aspect. **Materials**, [S.l.], v. 16, n. 4, p. 1673, 16 Feb. 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1944/16/4/1673/htm>. Acesso em: 10 ago. 2024.

- VELÁSQUEZ-RIANÑO, Möritz; MENESES-SÁNCHEZ, Juan Sebastián; ARIAS, Carel Elizabeth Carvajal. Evaluation of acute toxicity of vinasse by means of *Daphnia magna* and *Aliivibrio fischeri*: a comparative study. **Interdisciplinary Toxicology**, [S.l.], v. 12, n. 3, p. 143–148, 2019.
- VERIATO, M. K. L. *et al.* Água: Escassez, crise e perspectivas para 2050. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [S.l.], v. 10, n. 2, p. 17, 3 Dec. 2015.
- WANG, Jun *et al.* Targeted eco-pharmacovigilance for ketoprofen in the environment: Need, strategy and challenge. **Chemosphere**, [S.l.], v. 194, p. 450–462, 1 Mar. 2018.
- WILKINSON, John *et al.* Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 231, p. 954–970, 1 Dec. 2017.
- WILLI, Raffael Alois *et al.* Environmental glucocorticoids corticosterone, betamethasone and flumethasone induce more potent physiological than transcriptional effects in zebrafish embryos. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 672, p. 183–191, 1 July 2019.
- WOMBACHER, William D.; HORNBUCKLE, Keri C. Synthetic Musk Fragrances in a Conventional Drinking Water Treatment Plant with Lime Softening. **Journal of Environmental Engineering**, [S.l.], v. 135, n. 11, p. 1192–1198, 23 Mar. 2009. Disponível em: <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0000085>. Acesso em: 18 ago. 2024.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. The United Nations Children’s Fund. **Progress on WASH in health care facilities 2000–2021: special focus on WASH and infection prevention and control (IPC)**. Geneva: [s.n.], 2022. Disponível em: <http://www.wipo.int/amc/en/mediation/rules>. Acesso em: 7 Dec. 2022.
- YAN, Jiangyi *et al.* Graphene oxide modified polyamide 66 ultrafiltration membranes with enhanced anti-fouling performance. **Membranes**, [S.l.], v. 12, n. 5, p. 458, 24 Apr. 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2077-0375/12/5/458/htm>. Acesso em: 9 ago. 2024.
- ZAGATTO, Pedro A.; BERTOLETTI, Eduardo. **Ecotoxicologia Aquática Princípios e Aplicações**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2008.
- ZEMAN, Leos J.; ZYDNEY, Andrew L. **Microfiltration and ultrafiltration: principles and applications**. Boca Raton: CRC Press, 2017. p. 1–618. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9780203747223>. Acesso em: 9 ago. 2024.
- ZHAO, Youjing *et al.* An integrated membrane process for preparation of lithium hydroxide from high Mg/Li ratio salt lake brine. **Desalination**, [S.l.], v. 493, p. 114620, 1 Nov. 2020.

ZIOLKOWSKA, Jadwiga R. Is desalination affordable?— Regional cost and price analysis. **Water Resources Management**, [S.l.], v. 29, n. 5, p. 1385–1397, 1 Mar. 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11269-014-0901-y>. Acesso em: 24 Jan. 2023.