



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
CURSO DE ENGENHARIA QUÍMICA

ERYKA TAYNNA VELOSO CAVALCANTI

**AVALIAÇÃO INTEGRATIVA COMPARATIVA DA LITERATURA VOLTADA AOS
PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS PARA REMOÇÃO DE ANTI-
INFLAMATÓRIOS E ANTIBIÓTICOS DE ÁGUAS RESIDUAIS**

Recife

2025

ERYKA TAYNNA VELOSO CAVALCANTI

**AVALIAÇÃO INTEGRATIVA COMPARATIVA DA LITERATURA VOLTADA AOS
PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS PARA REMOÇÃO DE ANTI-
INFLAMATÓRIOS E ANTIBIÓTICOS DE ÁGUAS RESIDUAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química.

Orientador (a): Prof. Dr. Luciano Costa Almeida

Coorientador (a): Me. Azael Francisco Silva Neto

Recife

2025

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Cavalcanti, Eryka Taynna Veloso.

Avaliação integrativa comparativa da literatura voltada aos processos oxidativos avançados para remoção de anti-inflamatórios e antibióticos de águas residuais / Eryka Taynna Veloso Cavalcanti. - Recife, 2025.

48 p. : il., tab.

Orientador(a): Luciano Costa Almeida

Coorientador(a): Azael Francisco Silva Neto

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Engenharia Química - Bacharelado, 2025.

Inclui referências.

1. processos oxidativos avançados. 2. fotoperoxidação. 3. fotocatalise heterogênea. 4. foto-Fenton. 5. anti-inflamatórios. 6. antibióticos. I. Almeida, Luciano Costa. (Orientação). II. Silva Neto, Azael Francisco. (Coorientação). IV. Título.

620 CDD (22.ed.)

ERYKA TAYNNA VELOSO CAVALCANTI

**AVALIAÇÃO INTEGRATIVA COMPARATIVA DA LITERATURA VOLTADA AOS
PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS PARA REMOÇÃO DE ANTI-
INFLAMATÓRIOS E ANTIBIÓTICOS DE ÁGUAS RESIDUAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química.

Aprovado em: **10/04/2025**

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Luciano Costa Almeida

1º examinador interno: Eliane Bezerra de Moraes Medeiros

2º examinador interno: Evelle Duarte Carvalho Oliveira

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todos aqueles que se fizeram presente para que um sonho de 15 anos se tornasse realidade.

AGRADECIMENTOS

No livro “Um teto todo seu”, de Virginia Woolf, a autora discute sobre o papel da mulher na sociedade e o que é necessário para que se possa escrever e prosperar. O que Woolf considerava indispensável para alcançar isso era estabilidade financeira e um refúgio. Ou, em seus próprios termos: “quinhentas libras e um teto todo seu”. Portanto, deixo aqui meus agradecimentos às pessoas que me forneceram estabilidade e um lar desde o início do meu sonho. Wallace Rocha, por ser meu parceiro de toda uma vida e me proporcionar mais do que a minha subsistência em Recife, mas também um lar de afeto. Azael Neto, meu primo, irmão e coorientador, por sempre acreditar nos meus sonhos e lutar todas as batalhas comigo, nunca soltando minha mão e garantindo o conforto de um abrigo seguro. À minha melhor amiga, Babi, por estar presente há mais de 20 anos sempre me aconselhando, me fazendo refletir e torcendo por mim. À minha mãe, irmãos e minha sogra, que mesmo de longe, foram minha maior motivação nos dias difíceis. Aos meus amigos de curso, em especial Elaine Fernanda, por me inspirar a continuar e finalizar ciclos para que outros melhores se iniciem. Aos meus professores que tornaram o meu sonho de ser Engenharia Química palpável e construíram os degraus mais seguros para que eu chegasse até lá. Ao meu orientador, Luciano Almeida, por me permitir tentar e falhar e tentar novamente. Meu muito obrigada!

RESUMO

A presença de anti-inflamatórios e antibióticos em águas residuais representa um desafio ambiental, impulsionando a busca por métodos eficazes de degradação. Este estudo analisou a aplicação de processos oxidativos avançados (POAs) para a remoção desses contaminantes, por meio de uma revisão integrativa e comparativa da literatura. A revisão foi conduzida com base em estudos publicados entre 2015 e 2024, avaliando condições experimentais, eficiência e viabilidade dos POAs. Os processos estudados foram: fotoperoxidação ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), que combina peróxido de hidrogênio e radiação UV para gerar radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$); fotocatalise heterogênea (TiO_2/UV), que utiliza dióxido de titânio ativado por UV ou luz solar; e o processo foto-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), que combina a reação de Fenton com radiação UV. A metodologia adotada consistiu em uma busca sistemática nas bases de dados Google Acadêmico, SciELO e Science Direct, com critérios de inclusão e exclusão para selecionar estudos relevantes. Para permitir uma análise comparativa mais precisa, foram extraídos dos estudos parâmetros como rendimento de degradação, tempo de reação, concentração dos reagentes, influência do pH e toxicidade residual. A partir da revisão integrativa, foi possível identificar que o processo foto-Fenton se destaca pela alta performance na degradação de uma ampla variedade de compostos farmacêuticos, combinando tempos de reação curtos com a capacidade de tratar efluentes complexos, como os hospitalares. No entanto, a formação de subprodutos tóxicos e a necessidade de otimização são desafios para aplicação em larga escala. Já os outros processos estudados, fotoperoxidação e fotocatalise heterogênea, também apresentam resultados promissores, mas suas eficiências dependem de condições operacionais, como concentração dos poluentes, concentração dos reagentes e pH. Dessa forma, conclui-se que o processo foto-Fenton é o método mais eficaz e versátil para a degradação de anti-inflamatórios e antibióticos em águas residuais. No entanto, a escolha do processo deve considerar não apenas o desempenho de degradação, mas também os custos operacionais, toxicidade de subprodutos e viabilidade industrial. Estudos futuros devem focar na otimização, avaliação da toxicidade e integração de tecnologias para garantir remoção completa e minimizar impactos ambientais.

Palavras-chave: processos oxidativos avançados; fotoperoxidação; fotocatalise heterogênea; foto-Fenton; anti-inflamatórios; antibióticos; tratamento de águas residuais.

ABSTRACT

The presence of anti-inflammatory drugs and antibiotics in wastewater represents an environmental challenge, driving the search for effective degradation methods. This study analyzed the application of advanced oxidation processes (AOPs) for the removal of these contaminants through an integrative and comparative literature review. The review was conducted based on studies published between 2015 and 2024, evaluating experimental conditions, efficiency, and feasibility of AOPs. The processes studied included: photoperoxidation ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), which combines hydrogen peroxide and UV radiation to generate hydroxyl radicals ($\bullet\text{OH}$); heterogeneous photocatalysis (TiO_2/UV), which uses titanium dioxide activated by UV or sunlight; and the photo-Fenton process ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), which combines the Fenton reaction with UV radiation. The adopted methodology consisted of a systematic search in the Google Scholar, SciELO, and Science Direct databases, with inclusion and exclusion criteria to select relevant studies. To allow for a more precise comparative analysis, parameters such as degradation yield, reaction time, reagent concentration, pH influence, and residual toxicity were extracted from the studies. From the integrative review, it was possible to identify that the photo-Fenton process stands out due to its high performance in degrading a wide variety of pharmaceutical compounds, combining short reaction times with the ability to treat complex effluents, such as hospital wastewater. However, the formation of toxic byproducts and the need for optimization remain challenges for large-scale application. The other processes studied, photoperoxidation and heterogeneous photocatalysis, also show promising results, but their efficiencies depend on operational conditions such as pollutant concentration, reagent concentration, and pH. Thus, it is concluded that the photo-Fenton process is the most effective and versatile method for degrading anti-inflammatory drugs and antibiotics in wastewater. However, the choice of process should consider not only degradation performance but also operational costs, byproduct toxicity, and industrial feasibility. Future studies should focus on optimization, toxicity assessment, and technology integration to ensure complete removal and minimize environmental impacts.

Keywords: advanced oxidation processes; photoperoxidation; heterogeneous photocatalysis; photo-Fenton; anti-inflammatory drugs; antibiotics; wastewater treatment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Distribuição anual dos estudos sobre POAs na remoção de fármacos (seleção para composição dos resultados e discussão).....	22
Figura 2: Consumo de H ₂ O ₂ em função do tempo para cada experimento do processo com o efluente sintético.....	25
Figura 3: Degradação de A) sulfametoxazol (SMX); B) sulfaquinoxalina (SQX) em matriz de água ultrapura (AUP), em função do tempo.....	28
Figura 4: Degradação de sulfaquinoxalina (SQX) em matriz de água superficial (AS), em função do tempo	29
Figura 5: Avaliação da toxicidade das sulfonamidas submetida aos processos de H ₂ O ₂ , UV e UV/ H ₂ O ₂ na matriz de água superficial (AS).....	29
Figura 6: A) Comportamento da concentração do diclofenaco de sódio pelo tratamento com fotocatalise heterogênea. B) Comportamento da DQO pelo tratamento com fotocatalise heterogênea.....	31
Figura 7: Comportamento da concentração do diclofenaco de sódio pelo tratamento com ozonização fotocatalítica utilizando: a) 60 minutos de radiação UV; b) 120 minutos de radiação UV e; c) 180 minutos de radiação UV	32
Figura 8: Comportamento da DQO pelo tratamento com ozonização fotocatalítica utilizando: a) 60 minutos de radiação UV; b) 120 minutos de radiação UV e; c) 180 minutos de radiação UV	33
Figura 9: Avaliação preliminar dos processos homogêneos no reator UV-C, para os comprimentos de onda de 260 nm (a) e 367 nm (b).....	36
Figura 10: Avaliação preliminar dos processos homogêneos no reator sunlight, para os comprimentos de onda de 260 nm (a) e 367 nm (b).....	37
Figura 11: Estudo da influência da concentração de H ₂ O ₂ no efluente sintético.....	38
Figura 12: Cinética de degradação dos fármacos, em efluente sintético, e ajuste ao modelo cinético para o sistema SF para os λ (a) 260 nm, (c) 367 nm e (e) análise da DQO, e para o sistema FePA para os λ (b) 260 nm, (d) 367 nm e (f) análise da DQO.....	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Trabalhos utilizando fotoperoxidação para degradação de contaminantes farmacêuticos em meio aquoso.....	23
Tabela 2: Resultados iniciais (t = 0) e finais (t = 120 min) dos experimentos de fotólise da prednisona para os parâmetros COT, DQO e pH, sob diferentes fluxos fotônicos.....	24
Tabela 3: Resultados do estudo cinético para degradação da prednisona em efluente sintético no processo de fotoperoxidação	26
Tabela 4: Resultados do experimento para degradação da prednisona em efluente real no processo de fotoperoxidação nas condições otimizadas.....	26
Tabela 5: Trabalhos utilizando fotocatalise heterogênea para degradação de contaminantes farmacêuticos em meio aquoso.....	30
Tabela 6: Degradação da OTC	34
Tabela 7: Trabalhos utilizando foto-fenton para degradação de contaminantes farmacêuticos em meio aquoso.....	35
Tabela 8: Função desejabilidade ao longo do caminho de máxima inclinação.....	41
Tabela 9: Ensaio da cinética do ponto ótimo do foto-Fenton para os antibióticos	41

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. FUNDAMENTAÇÃO	13
2.1. DESCARTE DE MEDICAMENTOS NO BRASIL	13
2.2. IMPACTOS CAUSADOS PELO DESCARTE INADEQUADO DE MEDICAMENTOS	14
2.3. PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS	15
2.3.1. Fotoperoxidação.....	16
2.3.2. Fotocatálise heterogênea	17
2.3.3. Foto-fenton	18
3. METODOLOGIA.....	20
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
4.1. FOTOPEROXIDAÇÃO	23
4.1.1. Fotoperoxidação para degradação de anti-inflamatórios	23
4.1.2. Fotoperoxidação para degradação de antibióticos	27
4.2. FOTOCATÁLISE HETEROGÊNEA	30
4.2.1. Fotocatálise heterogênea para degradação de anti-inflamatórios	30
4.2.2. Fotocatálise heterogênea para degradação de antibióticos	33
4.3. FOTO-FENTON.....	35
4.3.1. Foto-Fenton para degradação de anti-inflamatórios.....	35
4.3.2. Foto-Fenton para degradação de antibióticos.....	40
5. CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS	44

1. INTRODUÇÃO

Os contaminantes emergentes, compostos não monitoradas nos ecossistemas e capazes de impactar a biota, bem como a saúde humana, estão presentes no nosso cotidiano e englobam uma série de substâncias, tais como medicamentos, produtos de higiene pessoal, desinfetantes, biocidas, pesticidas, entre outros (Costa, 2023).

Nos últimos anos, o cenário farmacêutico mundial tem passado por transformações significativas. O crescimento exponencial do setor, intensificado durante a pandemia de SARS-CoV-2 (COVID-19), combinado com estratégias agressivas de *marketing* farmacêutico e políticas governamentais de incentivo, resultou em um aumento expressivo no consumo de diversas classes de medicamentos, como os antiparasitários e antibióticos. Este panorama tem levado a comunidade científica a voltar sua atenção para os contaminantes emergentes de origem farmacológica devido a sua persistência em ecossistemas aquáticos e sua capacidade de exercer efeitos biológicos significativos mesmo em concentrações extremamente baixas (ng/L) (Lazarotto, 2020; Souza *et al.* 2023).

Segundo a *World Health Organization* (Organização Mundial da Saúde – OMS) (2023), os antimicrobianos, analgésicos e anti-inflamatórios são a terceira e quarta classes farmacológicas mais prescritas e consumidas no mundo, respectivamente. A caráter de exemplo, o paracetamol é o fármaco mais consumido no mundo e em 2024, cerca de 34,8 bilhões de doses diárias de antibióticos foram consumidas, com uso excessivo nos continentes asiático e africano (*The Lancet*, 2024).

A presença de anti-inflamatórios e antibióticos em águas residuais representa um desafio ambiental crítico, devido à sua persistência, toxicidade e potencial para induzir resistência microbiana (Yang *et al.* 2020).

Após o consumo, os medicamentos podem sofrer uma série de transformações bioquímicas no corpo humano e, quando excretados, contribuem para alterar as concentrações nos esgotos domésticos, não sendo eliminados durante os processos convencionais de tratamento (Silva; Leão, 2019).

Considerando a relevância do tratamento de medicamentos em ecossistemas aquáticos, é importante ressaltar que a principal função de uma ETE é reduzir a carga orgânica presente nos corpos d'água receptores. Embora os métodos tradicionais sejam eficazes na remoção de vários tipos de matéria orgânica e patógenos, muitas moléculas ainda permanecem em

concentrações significativas mesmo após processos de biodegradação. Métodos avançados para o tratamento de esgoto, como ozonização, oxidação catalítica, radiação UV, filtração por membranas e adsorção em carvão ativado têm demonstrado eficácia, mas enfrentam desafios na implementação devido aos custos envolvidos (Cirino; Rocha; Da Silva, 2019; Monteiro *et al.*, 2022).

Como alternativa aos processos tradicionais de tratamento de água e esgoto para a remoção de contaminantes emergentes, tem surgido os processos oxidativos avançados (POAs), que se destacam pela geração de radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$), espécies altamente reativas e não seletivas, capazes de oxidar uma ampla gama de substâncias orgânicas. Além disso, uma das características mais relevantes desses processos é a redução significativa da toxicidade dos efluentes tratados, aliada ao aumento da biodegradabilidade dos resíduos remanescentes, o que facilita a aplicação de tratamentos biológicos subsequentes, quando necessário (Ludvig, 2021; Mendes, 2024).

Este trabalho tem como objetivo geral analisar e discutir os resultados acerca dos processos oxidativos avançados fotoperoxidação, fotocatalise heterogênea e foto-Fenton para a degradação de anti-inflamatórios e antibióticos de águas residuais, e como objetivo específico, entender e concluir, a partir das condições experimentais e dos parâmetros discutidos, qual processo oxidativo é mais eficaz para a remoção desses poluentes.

2. FUNDAMENTAÇÃO

A presença de fármacos em águas residuais tem se tornado um desafio ambiental crescente. Esses compostos, como anti-inflamatórios e antibióticos, frequentemente resistem aos tratamentos convencionais, persistindo no meio ambiente e potencializando riscos como a resistência microbiana e toxicidade aquática. Diante disso, os Processos Oxidativos Avançados (POAs) surgem como uma potencial solução, capazes de degradar esses contaminantes por meio de reações oxidativas intensas, minimizando seus impactos. Esta seção explora os fundamentos técnicos desses processos, sua aplicação e relevância no contexto atual de contaminação farmacêutica.

2.1. DESCARTE DE MEDICAMENTOS NO BRASIL

O descarte inadequado de medicamentos configura-se como um grave problema socioambiental nas sociedades modernas, agravado pelo crescimento exponencial do mercado farmacêutico. Segundo Silva *et al.* (2021), o Brasil descarta aproximadamente 10 mil toneladas de medicamentos anualmente, com apenas 1,3% sendo adequadamente gerenciados.

Dados mais recentes mostram que 76% da população brasileira realiza o descarte no lixo comum ou na rede de esgoto (OLIVEIRA *et al.*, 2022); 58% dos mananciais hídricos analisados apresentam contaminação por fármacos (SOUZA *et al.*, 2023) e apenas 8% das cidades do Brasil possuem sistemas eficientes de logística reversa (COSTA, 2022).

A pandemia de COVID-19 levou a um aumento significativo no uso indiscriminado de medicamentos como antibióticos e anti-inflamatórios, mesmo em casos em que não havia indicação clínica precisa. Além disso, o uso excessivo de ivermectina e hidroxiquina (inicialmente propagadas como "tratamentos precoces", mas sem comprovação científica), gerou preocupação devido aos efeitos colaterais e à potencial resistência medicamentosa (Oliveira *et al.* 2022). Esse fenômeno agravou um problema global já existente: a resistência bacteriana a antibióticos, considerada uma das maiores ameaças à saúde pública pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Durante a pandemia, houve um aumento de até 70% no consumo desses fármacos, especialmente em regiões com menor acesso a orientação médica adequada (Santos *et al.* 2022).

A logística reversa de medicamentos no Brasil, embora prevista na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS - Lei 12.305/2010), ainda enfrenta grandes obstáculos em sua

implementação efetiva, dessa forma, iniciativas isoladas de farmácias e indústrias acabam surgindo como alternativa (Costa 2022).

2.2. IMPACTOS CAUSADOS PELO DESCARTE INADEQUADO DE MEDICAMENTOS

No Brasil, observa-se que apenas 51% do esgoto gerado passa por processos de tratamento, colocando o país em uma posição intermediária no cenário global de oferta de água e esgoto tratado, ficando atrás de países como Chile, México e Rússia, de acordo com a United Nations Children's Fund (UNICEF) e Organização Mundial de Saúde (OMS). Essa realidade enfatiza a necessidade de medidas eficazes para melhorar o processo de tratamento de esgoto no país, para promover a saúde pública e a sustentabilidade ambiental (Cucolo, 2023).

Os medicamentos descartados pela população fazem parte de diversas classes terapêuticas, sendo as mais comuns os antibióticos, analgésicos e anti-inflamatórios. A maior parte do descarte de medicamentos no Brasil corresponde aos antibióticos, gerando um desafio ainda maior na gestão dos resíduos, podendo levar ao aumento da resistência antimicrobiana (Pinto *et al.*, 2014; Golin; Abrantes, 2021).

Os riscos ecológicos dos fármacos no ambiente aquático estão vinculados aos seus níveis de toxicidade, abrangendo tanto impactos agudos quanto crônicos. Nas regiões de Itapecuru (MA), Mogi Guaçu (SP) e do Rio Monjolinho e seus tributários (SP), detectou-se a presença de fármacos como paracetamol, naproxeno e metilparabeno. Apesar da baixa concentração desses fármacos nos rios estudados, o sinergismo entre eles no ambiente, pode levar a fragilização das espécies aquáticas e alterações no ciclo biogeoquímico da água (Oliveira, 2017; Silva; Leão, 2019).

Os resíduos farmacêuticos acarretam um imenso prejuízo à saúde de espécies aquáticas em qualquer hierarquia biológica, desde as células até o ecossistema como um todo. Esses efeitos foram comprovados através de estudos que avaliaram a reprodutibilidade de peixes da espécie *Rutilus rutilus*, os quais foram expostos por 150 dias a concentrações gradativas de efluente de ETE contaminado por antibióticos, resultando na feminização dos peixes machos. Após esse período, os animais foram expostos por mais 150 dias inseridos em águas naturais, então, observou-se que o desenvolvimento da anomalia no sistema reprodutivo foi permanente. Estudos adicionais *in vivo* indicam que a exposição a hormônios ativos, principalmente durante

a gestação e na fase adulta, aumenta a vulnerabilidade a diversos tipos de câncer, incluindo câncer de testículo (Araújo *et al.*, 2010; Borrely *et al.*, 2012; Carvalho Filho *et al.*, 2018).

2.3. PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS

A principal função de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) é diminuir a carga orgânica liberada nos corpos d'água receptores. Em geral, os métodos convencionais de tratamento de efluentes possuem uma boa capacidade de eliminar matéria orgânica e organismos patogênicos, no entanto, diversas moléculas químicas com potencial de risco à saúde pública atravessam os sistemas tradicionais de tratamento. Mesmo após os processos de biodegradação, desconjugação, adsorção e fotodegradação, as moléculas inalteradas ou metabólitos de produtos farmacêuticos persistem no meio, com cerca de 60-90% dessas substâncias ainda presentes (Moura, 2019). Conforme discutido por Mondal, Saha e Sinha (2018), as substâncias presentes nos fármacos têm a capacidade de passar por processos de biotransformação, bioacumulação e biomagnificação em diversos níveis tróficos, evidenciando a complexidade das interações ambientais e a influência dessas substâncias ao longo das cadeias alimentares.

A preocupação com a presença de fármacos em ambientes aquáticos, com a preservação desses ecossistemas e o potencial risco de contaminação da água potável, tem impulsionado pesquisas em diversas partes do mundo para identificar e quantificar esses resíduos, com o objetivo de criar métodos eficazes para removê-los das matrizes aquáticas e reduzir sua geração (Melo *et al.*, 2009).

Nos últimos anos, os Processos Oxidativos Avançados (POAs) têm assumido um papel proeminente na pesquisa e desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de águas residuais. Os POAs têm como base a geração do radical hidroxila ($\cdot\text{OH}$), conhecido por seu caráter altamente oxidante. Esses métodos destacam-se pela eficiência em reduzir os impactos ambientais, apresentando vantagens significativas quanto à degradação de compostos orgânicos sem depender do uso de outros oxidantes químicos suscetíveis a potencial contaminação. Além disso, possibilitam a combinação harmoniosa com diferentes tipos de tratamentos e favorecem reações em altas velocidades (Araújo *et al.*, 2016; Marquea; De Oliveira, 2022).

Alguns estudos destacam a eficácia desses métodos avançados na eliminação de compostos medicamentosos das águas residuais, mas devido aos altos custos e dificuldades de implementação nas ETEs, não são muito comumente utilizados (Sousa, 2015).

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) fundamentam-se na criação de radicais livres, que têm a capacidade de degradar eficazmente diversos componentes poluentes. A notável vantagem que esses processos oferecem é o potencial de alcançar a mineralização total do poluente, ou seja, conseguem oxidar completamente os compostos poluentes e seus intermediários, transformando-os em dióxido de carbono (CO₂), água (H₂O) e outros compostos inorgânicos mais simples, devido ao radical hidroxila exibir um potencial padrão de redução (E°) superior ao de outras espécies oxidantes (Ikehata; Naghashkar; El-Din, 2006; Araújo, 2016).

Devido a mineralização total dos compostos orgânicos, outra grande vantagem destes métodos reside na ausência de formação de lodo, eliminando a necessidade de uma fase adicional para lidar com esse resíduo. Contudo, é importante avaliar a toxicidade das espécies resultantes da oxidação dos compostos presentes no efluente (Moura, 2021).

Devido aos efeitos sinérgicos de algumas substâncias em águas residuais, ocasionalmente, opta-se por combinar dois ou mais POAs, visando potencializar a degradação dos poluentes (Fioreze; Santos; Schmachtenberg, 2014). De acordo com a literatura, os processos oxidativos avançados mais destacados incluem os Químicos (processo Fenton), Fotoquímicos (envolvendo H₂O₂/UV, O₃/UV, O₃/H₂O₂/UV, foto-Fenton, fotocatalise heterogênea), Sonoquímicos (incluindo US, O₃/UV, H₂O₂/US, fotocatalise/US, Sono-Fenton) e eletroquímicos (oxidação anódica, eletro-Fenton, fotoeletro-Fenton, sonoeletroquímico, sonoeletro-Fenton) (Pignatello; Oliveros; MacKay, 2007).

No que diz respeito à pesquisa, eficácia e aplicabilidade na degradação de contaminantes farmacêuticos, os POAs que merecem atenção especial são os processos de fotoperoxidação e foto-Fenton (ambos homogêneos) e a fotocatalise heterogênea (Lucena, 2022).

2.3.1. Fotoperoxidação

Quando a radiação UV é combinada com o agente gerador de radicais H₂O₂, tem-se o POA de fotoperoxidação, em que ocorre a quebra fotolítica da molécula de peróxido de

hidrogênio, resultando em dois radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$), como demonstrado pela Equação 1. Além de suas propriedades oxidativas, a radiação UV age como um desinfetante, inativando fisicamente os microrganismos presentes na análise, resultando em um tratamento mais abrangente (Conrado da Luz *et al.*, 2021; Lucena, 2022).



Nesses processos, geralmente são usadas lâmpadas de vapor de mercúrio, com emissão ocorrendo a um comprimento de onda de 254 nm. No entanto, a absorção do peróxido de hidrogênio é limitada nessa faixa do espectro, demandando concentrações elevadas do oxidante para alcançar uma oxidação satisfatória dos contaminantes, mas quando presente em excesso, o peróxido e a elevada concentração de radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$) podem desencadear reações competitivas, resultando em efeitos que prejudicam a eficácia da degradação. Quanto à fotólise em água, a presença de bicarbonatos e carbonatos no meio pode levar ao sequestro de radicais livres, impactando o processo global, como mostram as equações 2 e 3 (Melo *et al.*, 2009; Marquea; De Oliveira, 2022; Moura, 2021).



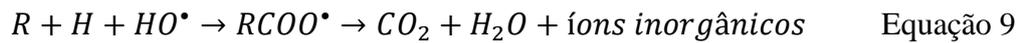
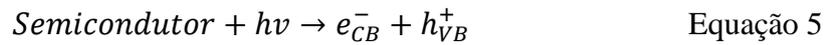
2.3.2. Fotocatálise heterogênea

O processo de fotocatálise heterogênea inicia-se quando o fotocatalisador absorve radiação luminosa com energia superior à do seu *band gap*. Essa absorção promove a excitação de elétrons da banda de valência (BV) para a banda de condução (BC), gerando pares elétron-lacuna ($h^+ - e^-$). Esses portadores de carga participam ativamente de reações redox na superfície do catalisador. As espécies oxidantes são responsáveis pela degradação de poluentes orgânicos e pela inativação de microrganismos patogênicos, garantindo a eficácia do processo (Santos, 2023).

Pesquisas voltadas à utilização da fotocatálise heterogênea descrevem que os semicondutores mais utilizados são dióxido de titânio (TiO_2) e óxido de zinco (Diaz-angulo *et*

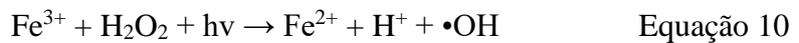
al., 2019). Segundo Lucena (2022), o TiO_2 é um dos semicondutores mais utilizado para a fotocatalise heterogênea, pois apresenta um amplo "*band gap*", alta estabilidade, não é nocivo ao meio ambiente e possui relativo baixo custo. Além desse, outro semicondutor amplamente empregado por possuir vantagens como alta absorção de radiação ultravioleta e vida útil longa, é o óxido de zinco (ZnO). Devido às suas características, há estudos que demonstram a alta efetividade desses semicondutores como degradantes de contaminantes farmacêuticos.

Os mecanismos para a fotocatalise heterogênea estão expostos nas Equações 5 a 9.



2.3.3. Foto-fenton

O processo foto-Fenton fundamenta-se na reação redox entre Fe (II) e H_2O_2 , o que resulta na geração de radicais livres ($\bullet\text{OH}$) e no aproveitamento do papel catalítico do ferro (Fe(II)/Fe(III)), como mostra a equação 10 (Napoleão, 2011).



O processo é de fácil aplicação, mas sua eficiência pode ser afetada por fatores como o pH do meio reacional, a concentração de peróxido de hidrogênio, a temperatura, a presença de compostos que sequestram radicais $\bullet\text{OH}$ e a intensidade da radiação ultravioleta. Segundo Posser (2016) e Bueno (2016), a faixa de pH ideal para maximizar a formação de radicais hidroxila é entre 2,5 e 3,0. Nessa faixa, os cátions ferrosos e o peróxido de hidrogênio são mais estáveis em condições ácidas, e os radicais hidroxila são mais estáveis em pH próximo a 3. Em pHs alcalinos, há o risco de precipitação dos cátions ferrosos (Fe^{2+}), o que limita a interação com o peróxido de hidrogênio e reduz a eficiência do processo.

Pesquisas têm sido conduzidas para investigar a aplicação do processo foto-Fenton na degradação de uma ampla variedade de poluentes persistentes, como os fármacos. Além disso, os resultados frequentemente indicam uma redução considerável da toxicidade do efluente tratado (Melo *et al.*, 2009; Souza, 2022).

3. METODOLOGIA

Este estudo consiste em uma revisão integrativa da literatura, cujo objetivo é analisar e discutir a aplicação dos processos oxidativos avançados fotoperoxidação ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), fotocatalise heterogênea (TiO_2/UV) e foto-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) na degradação das classes de fármacos anti-inflamatórios e antibióticos em águas residuais. A questão norteadora que orienta o tema escolhido é: “Quais os melhores processos oxidativos avançados para remoção de anti-inflamatórios e antibióticos de águas residuais?”. O estudo busca compreender as condições experimentais de cada processo, avaliando sua viabilidade e eficiência na remoção desses poluentes.

A busca de artigos científicos foi realizada nas bases de dados Google Acadêmico, SciELO e Science Direct, utilizando os seguintes descritores: “tratamento de efluentes”, “fármacos”, “processos oxidativos”, “anti-inflamatórios”, “antibióticos”, combinados pelo operador booleano AND, para refinar os resultados. Além das bases científicas, foi feita uma busca complementar em documentos normativos e técnicos disponibilizados por órgãos reguladores como a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Para garantir a atualidade e a relevância da revisão, foram estabelecidos os seguintes critérios de inclusão e exclusão:

- Critérios de inclusão:
 - Estudos publicados entre 2015 e 2024;
 - Trabalhos completos e de livre acesso, publicados em português e inglês;
 - Trabalhos que abordam processos oxidativos avançados aplicados à degradação de fármacos em efluentes;
 - Estudos experimentais ou teóricos que forneçam dados quantitativos sobre eficiência de remoção, tempo de reação e condições experimentais.
- Critérios de exclusão:
 - Trabalhos que não abordam os métodos investigados;
 - Estudos que não estejam disponíveis na íntegra ou que não possuam dados quantitativos relevantes;
 - Revisões que não tragam novas evidências experimentais

Após a aplicação desses critérios, os artigos foram triados e classificados de acordo com os métodos utilizados e os contaminantes investigados. Os artigos selecionados foram analisados e organizados conforme a técnica utilizada para degradação dos fármacos, classificando-se nos seguintes grupos:

- 1) Fotoperoxidação ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)
- 2) Fotocatálise heterogênea (TiO_2/UV)
- 3) Foto-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)

Para permitir uma análise comparativa eficiente, os seguintes parâmetros foram extraídos dos estudos selecionados:

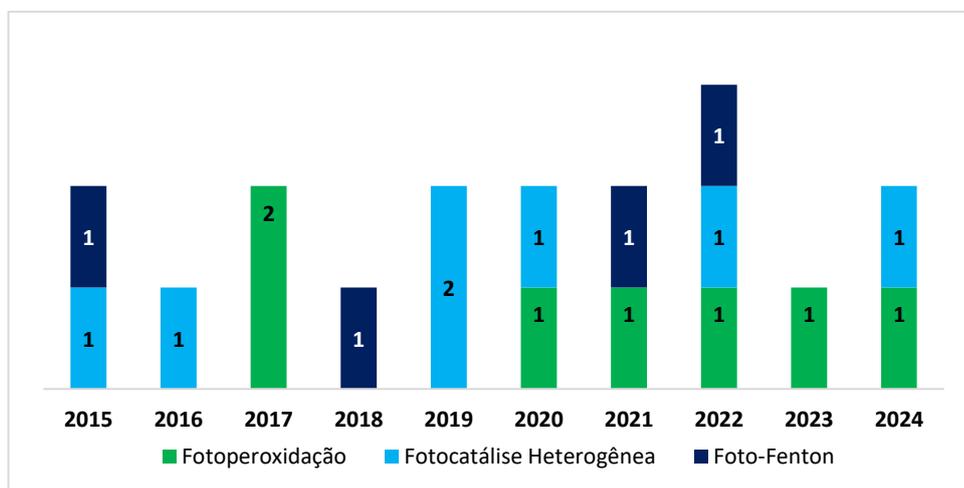
- Eficiência de degradação (%): percentual de remoção do fármaco do meio aquoso;
- Tempo de reação (min): período necessário para atingir a degradação máxima;
- Concentração dos reagentes (mg/L): proporção de H_2O_2 , TiO_2 , Fe^{2+} e outros agentes no processo;
- Influência do pH: variação da eficiência dos processos conforme o pH da solução;
- Toxicidade residual: identificação de subprodutos potencialmente tóxicos após o tratamento.

Com base nesses critérios, os estudos foram comparados para identificar vantagens, limitações e possíveis melhorias para a aplicação prática dos processos investigados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a triagem e aplicação dos critérios de inclusão e exclusão descritos na metodologia, foram selecionados seis estudos publicados entre 2021 e 2024 para análise e discussão dos resultados (Moura, 2021; Gireli, 2022; Santos, 2022; Souza, 2022; Mendes, 2024; Silva, de Lima, de Lima, 2024) e além desses, estudos complementares publicados entre 2015 e 2024 foram utilizados como suporte para a discussão dos resultados, fornecendo um embasamento teórico e comparativo sobre os processos oxidativos avançados analisados, conforme demonstrado na Figura 1. A escolha das classes de fármacos anti-inflamatórios e antibióticos se justifica pelo seu impacto ambiental significativo: os anti-inflamatórios estão entre os principais contaminantes detectados em águas residuais no Brasil, devido ao seu uso indiscriminado e descarte inadequado, enquanto os antibióticos representam uma preocupação adicional devido ao risco de resistência bacteriana associado à sua persistência no meio aquático (Ludvig, 2021).

Figura 1: Distribuição anual dos estudos sobre POAs na remoção de fármacos (seleção para composição dos resultados e discussão)



Fonte: A autora, 2025

4.1. Fotoperoxidação

O emprego do peróxido de hidrogênio combinado com radiação ultravioleta é um procedimento de operações simples em que vários poluentes orgânicos podem ser efetivamente decompostos através da geração de radicais hidroxila. Na Tabela 1 são apresentados os resultados de autores que utilizaram o processo de fotoperoxidação na degradação de anti-inflamatórios e antibióticos.

Tabela 1: Trabalhos utilizando fotoperoxidação para degradação de contaminantes farmacêuticos em meio aquoso

Composto poluente	C ₀ (mg·L ⁻¹)	Concentração H ₂ O ₂	t (min)	Eficiência de degradação (%)	Autores
Sulfonamidas	0,1	3 – 5 mmol	420	100	Nassar <i>et al.</i> (2017)
Sulfaquinolaxina e Ofloxacina	30	0,5	60	99	Urbano <i>et al.</i> (2017)
Norfloxacin	1,2; 1,8; 2,4 e 3,0	20	20	98,8	Yang <i>et al.</i> (2020)
Paracetamol	0,5	0,1	25	75,6	Ghanbari <i>et al.</i> (2021)
Sulfonamidas	0,51	5,10 - 51,02 mg·L ⁻¹	15	95	Gireli (2022)
Prednisona, sulfametoxazol	5	eletro-geração <i>on-site</i>	15	97,55	Guimarães (2023)
Prednisona	60	84,48 mM	60	ND a partir de 60 min	Mendes (2024)

C₀ - Concentração inicial do composto poluente; t - tempo de exposição do poluente ao processo oxidativo estudado; ND - não detectável.

Fonte: A autora, 2025.

4.1.1. Fotoperoxidação para degradação de anti-inflamatórios

Mendes (2024) aborda em seus estudos a fotólise direta (UV-C), ozonização fotoassistida (O₃/UV) e fotoperoxidação (H₂O₂/UV) como métodos para a redução da carga orgânica de efluentes contendo o fármaco prednisona. O estudo foi desenvolvido em duas fases, sendo a primeira com efluente sintético (solução aquosa contendo 60 mg·L⁻¹ de prednisona)

(ES) e a segunda com um efluente real (ER), oriundo de uma indústria que produz medicamentos que contém como princípio ativo a prednisona.

As condições iniciais para o efluente sintético foram determinadas após a coleta e análises físico-químicas do efluente bruto e para sua caracterização foram utilizados os métodos analíticos: determinação da demanda química de oxigênio (DQO), determinação do carbono orgânico total (COT), pH, concentração de prednisona por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), intermediários de reação por cromatografia líquida acoplada a um espectrômetro de massa, concentração de ozônio no fluxo gasoso, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), concentração de H₂O₂ residual e dos sólidos totais dissolvidos.

A fim de avaliar o comportamento de degradação do fármaco na presença de radiação UV-C (253,9 nm), foram realizados testes em 3 fluxos fotônicos diferentes em tempos reacionais de até 120 minutos.

Com o resultado da cinética de degradação, foi construído o modelo de pseudo primeira-ordem, apresentando parâmetros em função da taxa de emissão de fótons. Após 10 minutos, no fluxo fotônico de $1,107 \cdot 10^{-6}$ einstein s⁻¹, a prednisona teve taxa de degradação de 97,40%. Em 120 minutos, a solução não apresentou valores detectáveis do fármaco. Apesar disso, apresentou uma taxa de redução de COT inferior a 40% e aumento da DQO, demonstrando que a houve formação de subprodutos que não mineralizaram totalmente com o tratamento aplicado. Os resultados obtidos nessas análises podem ser observados na Tabela 2.

Embora alguns fármacos sejam suscetíveis à degradação mesmo em doses típicas, a degradação é alcançada quando há radiação suficiente para quebrar as ligações químicas dos compostos, ou seja, quando a energia do fóton excede a energia da ligação (Bisognin *et al.*, 2023).

Tabela 2: Resultados iniciais (t = 0) e finais (t = 120 min) dos experimentos de fotólise da prednisona para os parâmetros COT, DQO e pH, sob diferentes fluxos fotônicos

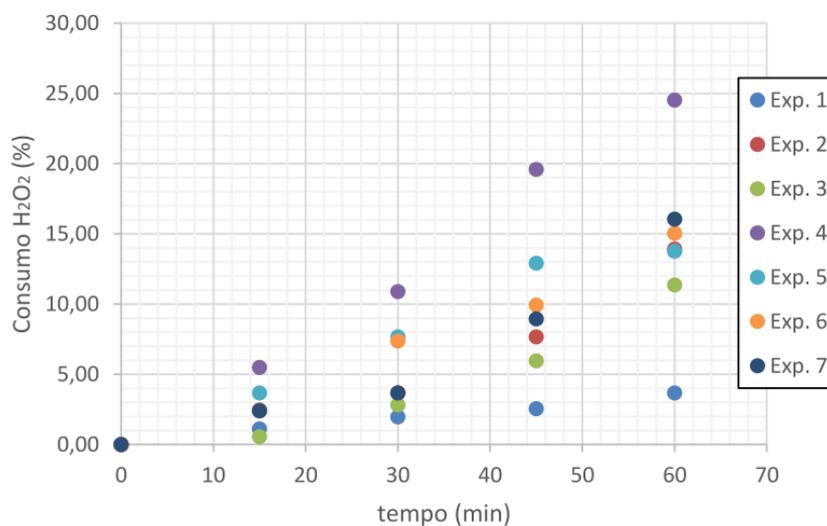
Parâmetro	$2,507 \cdot 10^{-7}$ einstein s ⁻¹		$5,989 \cdot 10^{-7}$ einstein s ⁻¹		$1,107 \cdot 10^{-6}$ einstein s ⁻¹	
	0 min	120 min	0 min	120 min	0 min	120 min
COT (mg L ⁻¹)	49,38	38,27	49,24	36,16	49,45	35,09
DQO (mg L ⁻¹)	118,72	130,18	107,27	123,09	125,91	113,32
pH	8,043	7,505	7,992	7,068	7,951	7,359

Fonte: Adaptado de Mendes, 2024.

Para o processo de fotoperoxidação no ES a fonte de radiação escolhida foi a correspondente ao uso de 2 lâmpadas ($5,989 \cdot 10^{-7}$ einstein s^{-1}), 3 lâmpadas ($8,496 \cdot 10^{-7}$ einstein s^{-1}) e 4 lâmpadas ($1,107 \cdot 10^{-6}$ einstein s^{-1}) dispostas externamente ao fotorreator. Foram realizados 7 experimentos e constatado um teor de redução máxima de COT de 10,81%.

Na figura 2 é possível comparar o consumo de peróxido de hidrogênio nos experimentos realizados.

Figura 2: Consumo de H₂O₂ em função do tempo para cada experimento do processo com o efluente sintético



Fonte: Adaptado de Mendes, 2024.

Para encontrar os níveis mais elevados das variáveis do processo e utilizá-los como ponto ótimo no tratamento do efluente real, foi aplicada a teoria do caminho de máxima ascensão, encontrando os valores de 84,48 mM para o H₂O₂ e $2,438 \cdot 10^{-6}$ einstein s^{-1} (1 lâmpada de 5W Interna e 3 lâmpadas de 5W externas ao fotorreator) para radiação UV, com redução máxima teórica de COT de 44,62 %. Foram, ainda, realizados dois experimentos com tempo de reação de 120 minutos. A Tabela 3 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 3: Resultados do estudo cinético para degradação da prednisona em efluente sintético no processo de fotoperoxidação

Parâmetro	Tempo		
	0 min	60 min	120 min
DQO (mg L ⁻¹)	126,2	56,6	234,7
DBO (mg L ⁻¹)	10,5	49,0	229,0
DQO/DBO	12,02	1,15	1,02
pH	5,15	8,01	5,24

Fonte: Adaptado de Mendes, 2024.

Os resultados apresentados sugerem que a partir da relação DQO/DBO, houve aumento da biodegradabilidade do efluente. Após a otimização das condições para o efluente sintético, os experimentos com o efluente real foram realizados e os resultados encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4: Resultados do experimento para degradação da prednisona em efluente real no processo de fotoperoxidação nas condições otimizadas

Parâmetro	Bruto	60 min	120 min
DQO (mg L ⁻¹)	741,6	948,3	677,1
DBO (mg L ⁻¹)	149,0	381,8	418,2
DQO/DBO	4,98	2,48	1,62
COT (mg L ⁻¹)	322,6	244,0	66,98
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	699,5	496,5	132,1
pH	6,34	7,69	8,00
Prednisona (mg L ⁻¹)	66,54	ND ¹	ND

¹ Não detectável.

Fonte: Adaptado de Mendes, 2024.

Nota-se que a partir de 60 minutos a prednisona não é mais detectada no efluente e que as reduções de COT chegaram a 24,36% e 79,24% em 60 e 120 minutos, respectivamente.

Nas condições otimizadas, o processo de fotoperoxidação demonstrou-se eficiente para o tratamento do efluente real, pois além da redução da COT, houve aumento na biodegradabilidade do efluente, característica demonstrada através da relação DQO/DBO.

Guimarães (2023) relata em seu estudo com o sistema de eletro-geração *on-site* de H₂O₂ (E- H₂O₂) um percentual de degradação de 74,98% sem associação com radiação e de 97,55% com associação de radiação UV-C para a prednisona. Na presença de radiação o percentual foi alcançado em apenas 15 minutos e sem radiação, em 120 minutos.

Para um outro anti-inflamatório, o paracetamol, o percentual de degradação encontrado por Ghanbari *et al.* (2021) foi de 75,6% em 25 minutos.

Os parâmetros utilizados nos estudos variam para valores muito altos, sendo então necessário priorizar condições reais de águas superficiais para obter resultados mais palpáveis. Veras *et al.* (2013) realizaram a investigação da presença de paracetamol em águas superficiais do rio Beberibe, Pernambuco e foi constatada a concentração de apenas 0,038 mg·L⁻¹.

4.1.2. Fotoperoxidação para degradação de antibióticos

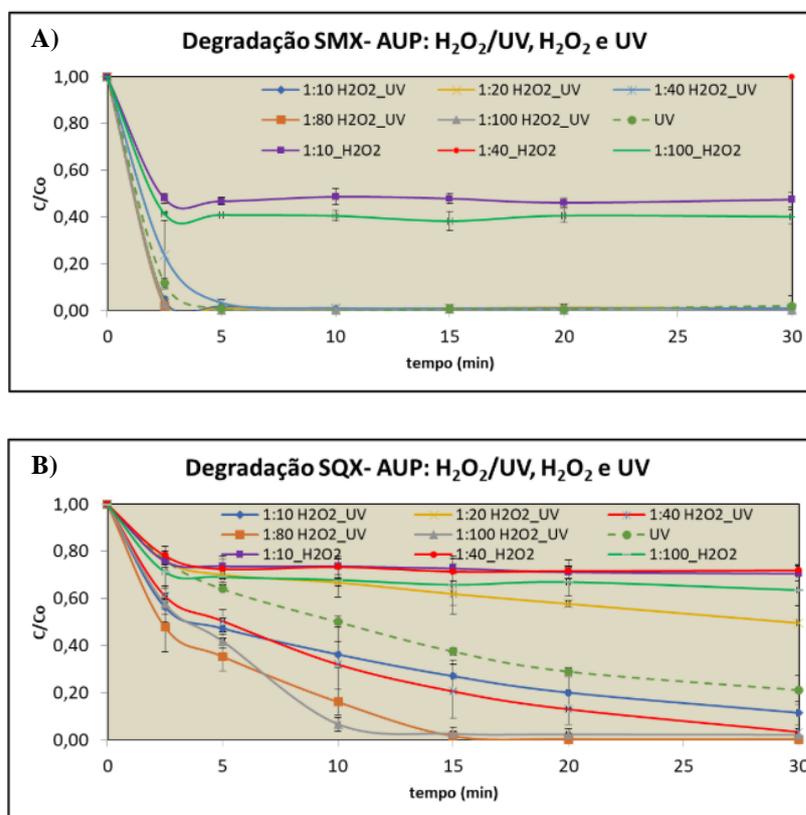
Os resultados do estudo de Gireli (2022) para a degradação dos antibióticos sulfonamidas através do processo de fotoperoxidação foram obtidos baseando-se no pH (3, 7 e 11) e em três matriz aquosas: água ultrapura, água tratada e água superficial.

A concentração inicial dos fármacos foi de 0,51 mg·L⁻¹, enquanto as concentrações de H₂O₂ utilizadas nos processos foram baseadas na relação estequiométrica entre os fármacos, sendo a de maior proporção equivalente a 45 mols de H₂O₂.

A avaliação da degradação foi realizada através de um Espectrômetro de Massas triplo quadrupolo acoplado a uma fonte de ionização por *electrospray* (ESI). Além disso, foram realizados testes de toxicidade, baseando-se na inibição da bioluminescência da bactéria marinha *V. fischeri* após o tratamento, toxicidade aguda com os microcrustáceos *Daphnia similis* e atividade antimicrobiana, a fim de avaliar a toxicidade dos subprodutos gerados, seu impacto nas soluções tratadas e investigar se a atividade antimicrobiana pode gerar resistência bacteriana.

Na Figura 3 é possível observar os resultados obtidos para degradação de duas das sulfonamidas estudadas a partir dos testes na matriz de água ultrapura.

Figura 3: Degradação de A) sulfametoxazol (SMX); B) sulfaquinoxalina (SQX) em matriz de água ultrapura (AUP), em função do tempo



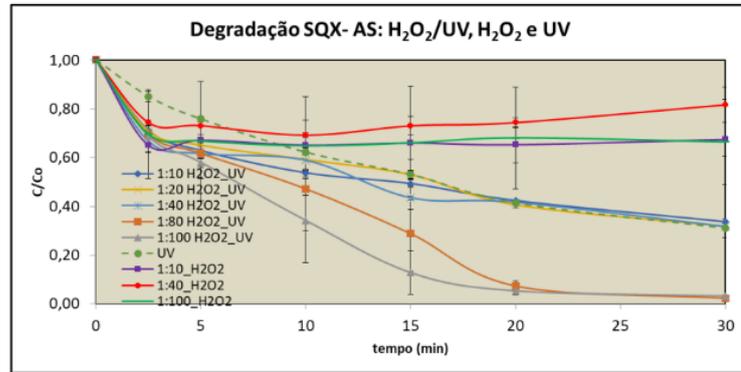
Fonte: Adaptado de Gireli, 2022.

Comparando os dois casos, é notório que a SMX se degrada mais rapidamente do que a SQX. Percebe-se também que a degradação acontece mais rapidamente no processo de fotólise direta e em menores proporções de H₂O₂, um possível indicativo de que altas concentrações de reagente podem interferir na eficácia do tratamento.

Guimarães (2023) também estudou a degradação da sulfonamida SMX, encontrando com o sistema de eletro-geração *on-site* de H₂O₂ (E- H₂O₂) um percentual de degradação de 82,95% sem associação com radiação e de 81,10% com associação de radiação UV-C em 15 minutos.

Para os testes com a matriz de água tratada não clorada os resultados foram semelhantes aos apresentados na matriz de água ultrapura. Quanto aos resultados na matriz de água superficial, em 15 minutos, o processo de fotoperoxidação apresentou taxa de degradação de aproximadamente 95% para todas as sulfonamidas, com exceção da SQX, como mostrado na Figura 4, que só apresentou maior taxa de degradação após 30 minutos, nas menores proporções de H₂O₂.

Figura 4: Degradação de sulfaquinoxalina (SQX) em matriz de água superficial (AS), em função do tempo

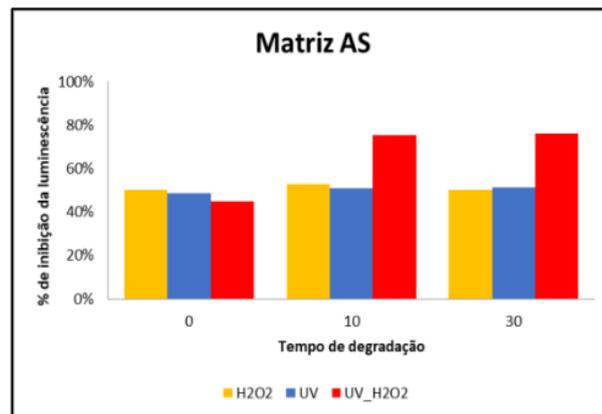


Fonte: Gireli, 2022.

Urbano (2017) relatou eficiência de degradação de 99,6% de SQX em 60 minutos (utilizando proporção de 1:54000 H₂O₂) e que algumas reações competitivas podem ocorrer quando o oxidante é adicionado em excesso, desacelerando a degradação do analito.

Nos testes de toxicidade executados por Gireli (2022) na matriz de água superficial, os processos de fotólise e peroxidação isolados não alteram consideravelmente a porcentagem da luminescência da bactéria *V. fischeri*, já para o processo de fotoperoxidação, é possível observar que a inibição aumenta em aproximadamente 35%, como mostra a Figura 5, afirmando que há a formação de compostos mais tóxicos do que os originais nesse processo.

Figura 5: Avaliação da toxicidade das sulfonamidas submetida aos processos de H₂O₂, UV e UV/ H₂O₂ na matriz de água superficial (AS)



Fonte: Gireli, 2022.

Para o processo de fotoperoxidação nota-se que alguns parâmetros operacionais são determinantes na eficiência do processo como, por exemplo, fonte de irradiação, tempo de

retenção, pH inicial da solução, temperatura, concentração de H₂O₂, matriz hídrica, concentração inicial de contaminante e o tipo de contaminante (Ribeiro *et al.* 2019).

4.2. Fotocatálise heterogênea

A fotocatalise heterogênea tem sido amplamente estudada, principalmente na decomposição de compostos orgânicos com estruturas complexas. Na Tabela 5 são apresentados os resultados de autores que utilizaram o processo de fotocatalise heterogênea na degradação de anti-inflamatórios e antibióticos.

Tabela 5: Trabalhos utilizando fotocatalise heterogênea para degradação de contaminantes farmacêuticos em meio aquoso

Fármaco	C₀ (mg·L⁻¹)	Semicondutor utilizado	t (min)	Eficiência de degradação (%)	Autores
Ibuprofeno e tetraciclina	60	ZnO	180	75 e 85	Choina <i>et al.</i> (2015)
Ibuprofeno e diclofenaco	50	TiO ₂	90	89,5	Aziz <i>et al.</i> (2016)
Nimesulida	20	TiO ₂	45	100%	Koltsakidou <i>et al.</i> (2019)
Diclofenaco	20	CuWO ₄	120	98	Thiruppathi <i>et al.</i> (2019)
Diclofenaco	10	TiO ₂	60	97,37	Rodriguez <i>et al.</i> (2020)
Diclofenaco de sódio	25	TiO ₂	180	20	Santos (2022)
Oxitetraciclina	20	TiO ₂	60	100, 83 e 81	Silva, de Lima, de Lima (2024)

Fonte: A autora, 2025.

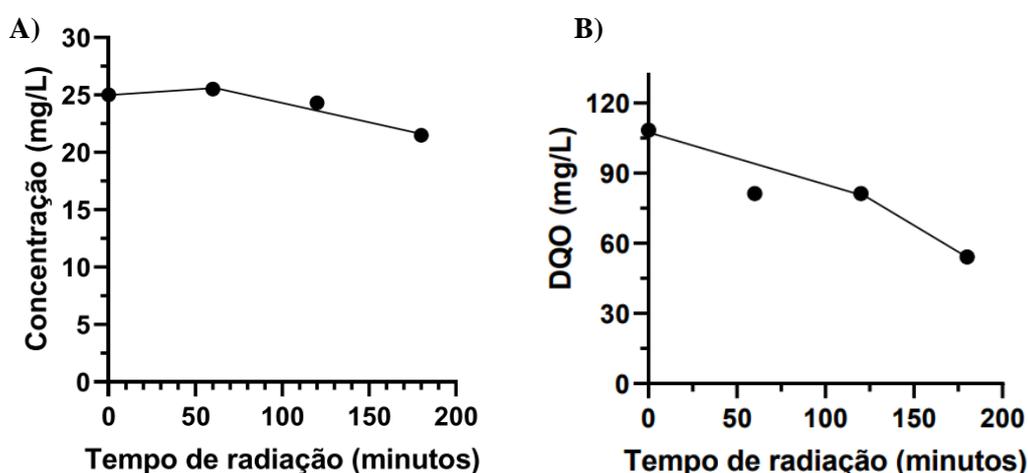
4.2.1. Fotocatálise heterogênea para degradação de anti-inflamatórios

Santos (2022), estudou a eficácia da fotocatalise heterogênea, ozonização catalítica e ozonização fotocatalítica utilizando TiO₂ como semicondutor para a degradação do anti-inflamatório diclofenaco de sódio, além de avaliar a toxicidade dos efluentes. A solução

utilizada no estudo foi produzida com comprimidos de diclofenaco de sódio diluídos em água destilada, obtendo uma concentração inicial de $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Os tempos de exposição da solução variaram de 0 a 180 minutos e a concentração de TiO_2 utilizada foi de $0,6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Na Figura 6 é possível observar o comportamento da concentração e da DQO do diclofenaco no processo de fotocatalise heterogênea.

Figura 6: A) Comportamento da concentração do diclofenaco de sódio pelo tratamento com fotocatalise heterogênea. B) Comportamento da DQO pelo tratamento com fotocatalise heterogênea



Fonte: Adaptado de Santos, 2022.

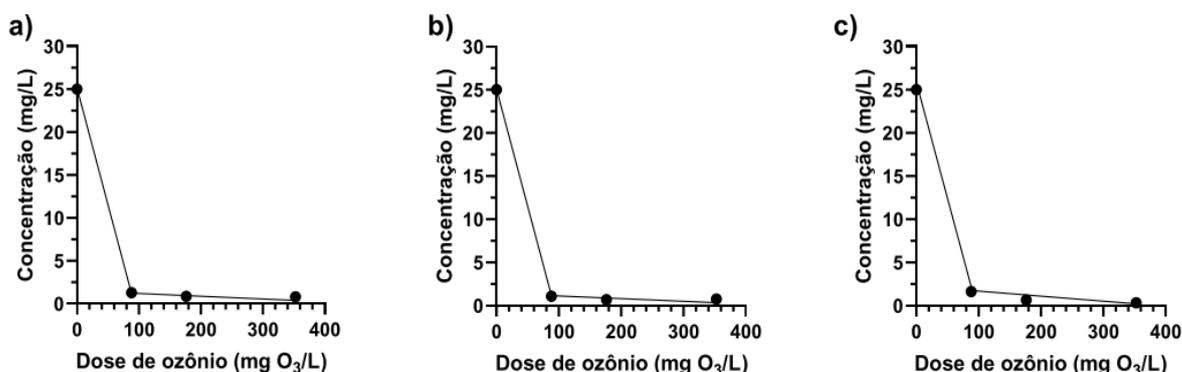
Como resultado, Santos (2022) obteve para o processo de fotocatalise heterogênea, a concentração do diclofenaco inalterada até os primeiros 120 minutos, quando finalmente começou a diminuir e alcançou uma degradação de apenas 20% ao final do tempo de exposição (180 min). Dessa forma, concluiu em sua pesquisa que o processo de fotocatalise heterogênea com as condições aplicadas não foi efetivo para a remoção do diclofenaco de sódio de águas residuais. O pH da solução não foi variado, mantendo-se neutro durante o processo e a condutividade elétrica diminuiu ao longo do tempo, indicando que subprodutos formados durante a degradação do fármaco foram gradualmente mineralizados ou adsorvidos pelo catalisador. A DQO, que inicialmente apresentava $108,47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, teve percentual de remoção de cerca de 40%, como mostra a Figura 6 b).

Thiruppathi *et al.* (2019), alcançaram 98% de degradação através da fotocatalise heterogênea sob irradiação visível por 120 minutos em pH 9, mas utilizando CuWO_4 como semicondutor do processo e Rodriguez *et al.* (2020) alcançaram 97,37% de degradação em apenas 60 minutos, utilizando o TiO_2 como catalisador.

Ainda na pesquisa de Santos (2022), o autor exibiu os resultados positivos apresentados pelo processo de ozonização fotocatalítica, que combina a ação do ozônio (O_3) com a fotocatalise heterogênea, utilizando um catalisador e radiação UV-C. Os tempos de exposição à radiação foram de 60, 120 e 180 minutos e as doses de ozônio utilizadas foram 88,2, 176,4 e 352,8 $mg O_3.L^{-1}$.

Na Figura 7 é possível observar o comportamento da concentração do diclofenaco no processo.

Figura 7: Comportamento da concentração do diclofenaco de sódio pelo tratamento com ozonização fotocatalítica utilizando: a) 60 minutos de radiação UV; b) 120 minutos de radiação UV e; c) 180 minutos de radiação UV

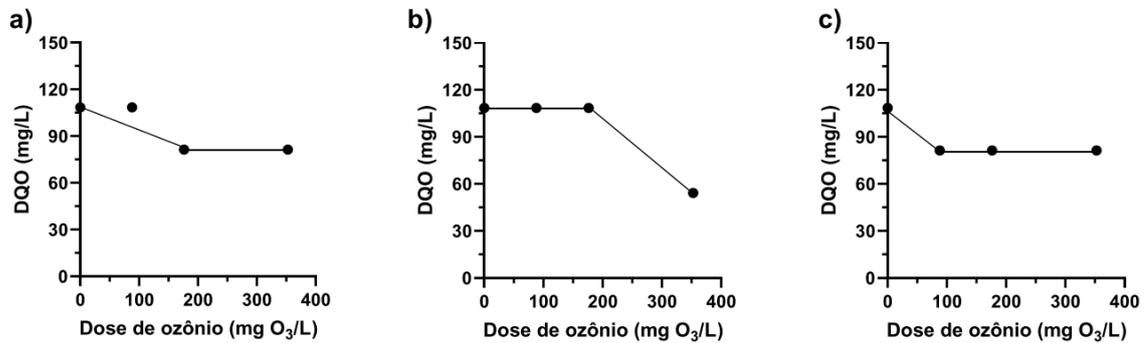


Fonte: Santos, 2022

Na Figura 7 c) percebe-se que o processo alcançou uma eficiência de remoção de até 98,61% após 180 minutos de radiação UV e com uma dose de 352,8 $mg O_3.L^{-1}$, demonstrando que a combinação de mais de um processo oxidativo pode aumentar a geração de radicais hidroxila, como exposto por Aguinaco *et al.* (2012), que alcançou 100% de degradação do diclofenaco em apenas 6 minutos utilizando um menor consumo de ozônio no processo de ozonização fotocatalítica.

Com relação a taxa de remoção de DQO, mostrada na Figura 8 b), foi reduzida em até 41,16% no tempo de exposição de 120 minutos, indicando que parte da matéria orgânica foi mineralizada. No entanto, a remoção de DQO foi menor do que a remoção do diclofenaco, sugerindo a formação de intermediários orgânicos que não foram completamente mineralizados.

Figura 8: Comportamento da DQO pelo tratamento com ozonização fotocatalítica utilizando: a) 60 minutos de radiação UV; b) 120 minutos de radiação UV e; c) 180 minutos de radiação UV



Fonte: Santos, 2022

Já nos testes de toxicidade, mostrou-se que os efluentes tratados com ozonização fotocatalítica não apresentaram efeitos tóxicos significativos, indicando que o processo é seguro para o meio ambiente.

4.2.2. Fotocatálise heterogênea para degradação de antibióticos

Silva, De Lima, De Lima (2024), investigaram a eficácia da fotocatalise heterogênea utilizando o dióxido de titânio (TiO₂) como semicondutor e radiação solar para a degradação do fármaco oxitetraciclina (OTC), um antibiótico veterinário. O efluente utilizado foi gerado a partir da diluição da OTC em água destilada, obtendo uma concentração inicial do fármaco de 20 mg·L⁻¹. O reator no qual o efluente foi recirculado sofreu exposição da luz solar (UV natural) para ativar o TiO₂, que foi utilizado em diferentes concentrações (0,1 g·L⁻¹, 0,3 g·L⁻¹ e 0,5 g·L⁻¹). O pH do efluente também sofreu alterações, sendo ajustado para 5, 7 e 9 usando soluções de H₂SO₄ e NaOH.

A reação ocorreu por um período de 2 horas de ensaio, com retirada de alíquotas a cada 15 minutos. A taxa (%) de degradação da OTC foi quantificada utilizando um espectrofotômetro UV-Vis no comprimento de onda de 370 nm. Os resultados obtidos podem ser observados na Tabela 6.

Tabela 6: Degradação da OTC

Tratamento (TiO ₂ /UV-natural)	pH5	pH7	pH9
(Tempo de Radiação Solar)	TiO ₂ 0.1 g/l	TiO ₂ 0.3 g/l	TiO ₂ 0.5 g/l
15 min	36%	24%	23%
30 min	65%	62%	38%
60 min	100%	83%	81%

Fonte: Adaptado de Silva, De Lima, De Lima, 2024

A OTC foi degradada 100% em 60 minutos, a um pH de 5, e com uma concentração inicial de 0,1 g·L⁻¹ do semicondutor. Percebe-se que a taxa de degradação diminui no mesmo tempo (60 min) para os pH 7 e 9 e com o aumento da concentração do TiO₂. Segundo Zammit *et al.* (2019), em concentrações mais altas de catalisador, sua área superficial ativa pode ser reduzida devido à agregação de partículas, dificultando a penetração da luz UV no meio reacional, levando a uma diminuição na eficiência do processo fotocatalítico.

O meio reacional a um pH 9, que apresentou inicialmente as menores taxas de degradação, alcança 100% de remoção do contaminante a partir de 90 minutos.

Vieira, Ortiz (2021), encontrou percentuais de remoção da oxitetraciclina de até 96,97%, utilizando como concentrações iniciais 0,25, 0,50, 0,75 e 1 g·L⁻¹ do fármaco. Os resultados foram possíveis a partir de um meio reacional de pH variando entre 4 e 4,5 e utilizando um semicondutor que associa o TiO₂ com o biocarvão (0,6 g·L⁻¹).

Silva, De Lima, De Lima (2024) não realizaram testes de toxicidade e atividade antimicrobiana para a oxitetraciclina. Segundo McCarthy *et al.* (2021), a oxitetraciclina faz parte do grupo de tetraciclina, que são responsáveis por aumentar consideravelmente a prevalência de cepas bacterianas no meio aquático, incluindo a *E. coli*, pois os antibióticos são liberados no ambiente aquático em sua forma biologicamente ativa, afetando as bactérias em seu habitat natural. Dessa forma, é fundamental que nos experimentos quanto à degradação desse fármaco, seja abordado o estudo dos subprodutos gerados a partir do processo desenvolvido, a fim de otimizar as tecnologias de tratamento.

4.3. Foto-Fenton

O processo fenton utiliza a reação entre o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e íons de ferro no estado de oxidação +2 (Fe^{2+}) em um meio ácido para a geração dos radicais hidroxila, já o processo foto-Fenton combina o anterior com a radiação ultravioleta.

Na Tabela 7 são apresentados os resultados de autores que utilizaram o processo de foto-Fenton na degradação de anti-inflamatórios e antibióticos.

Tabela 7: Trabalhos utilizando foto-fenton para degradação de contaminantes farmacêuticos em meio aquoso

Fármaco	C_0 ($mg \cdot L^{-1}$)	Concentrações H_2O_2 ; Fe	t (min)	Eficiência de degradação (%)	Autores
Amoxicilina, Diclofenaco e Paracetamol	100	$H_2O_2 = 1500$ Fe = 500	120	100	Alalm; Twafik; Ookawara (2015)
Naproxeno	1	$H_2O_2 = 2$ Fe = 1	40	100	Paiva <i>et al.</i> (2018)
Cetoprofeno, tenoxicam e meloxicam	10	$H_2O_2 = 200 - 500$ Fe = 0,5 - 3	120	82 e 96	Moura (2021)
Amoxicilina e cefadroxila	15	$H_2O_2 = 40$ Fe = 14	5	100	Souza (2022)

Fonte: A autora, 2025

4.3.1. Foto-Fenton para degradação de anti-inflamatórios

Moura (2021) estudou a degradação dos anti-inflamatórios cetoprofeno, tenoxicam e meloxicam através dos POAs homogêneos fotoperoxidação e foto-Fenton em solução aquosa e efluente sintético. Para o processo foto-fenton, as fontes de ferro utilizadas foram sulfato ferroso heptahidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) e palha de aço de um resíduo industrial. Para fins de identificação dos processos, a autora denomina-os de *hv*-foto-Fenton (SF) e *hv*-foto-Fenton (FePA), respectivamente.

A solução multicomponente estudada continha $10 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ de cada fármaco e dois reatores foram utilizados, o primeiro contendo três lâmpadas UV-C de 30 W cada e o segundo contendo uma lâmpada *sunlight* de 300 W. A cinética de degradação dos fármacos foi monitorada através da absorbância, por espectrofotometria UV/Vis, e da concentração de DQO.

Para o processo $h\nu$ -foto-Fenton (SF), as variáveis experimentais avaliadas foram:

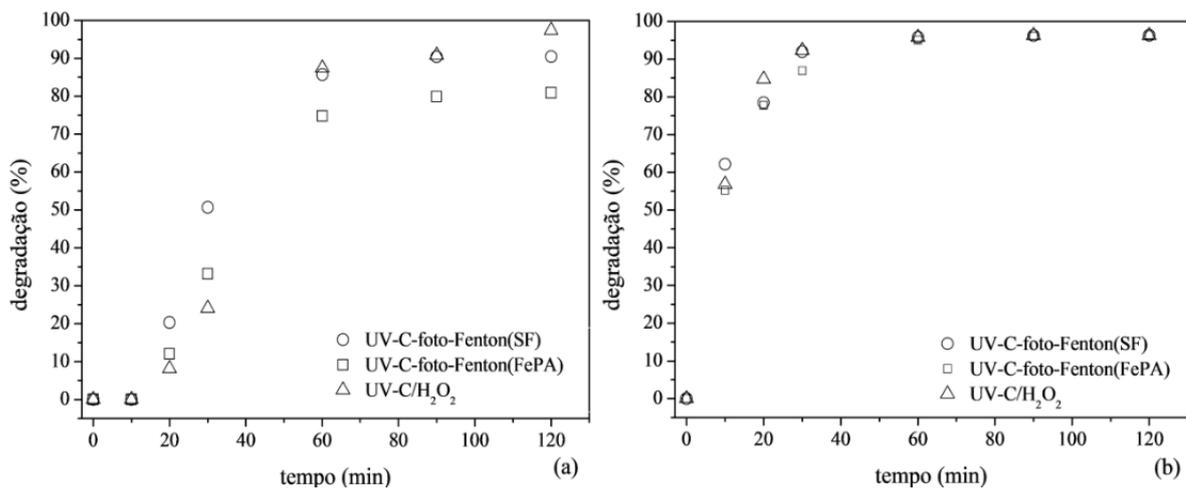
- Concentração de H_2O_2 : 300 e 400 $mg\cdot L^{-1}$;
- Faixa de pH: 3 - 4 e 5 - 6;
- Concentração de Fe^{2+} : 1,75 e 3,00 $mg\cdot L^{-1}$.

Para o processo $h\nu$ -foto-Fenton (FePA), as variáveis experimentais avaliadas foram:

- Concentração de H_2O_2 : 200, 300, 400 e 500 $mg\cdot L^{-1}$;
- Concentração de Fe^{2+} : 0,5 a 1,75 $mg\cdot L^{-1}$.

Testes de toxicidade aguda foram realizados com sementes de alface, bactérias e moluscos. A primeira parte do estudo foi realizada em solução aquosa e os melhores desempenhos foram utilizados com o efluente sintético. Para os estudos de degradação dos fármacos no efluente sintético, a variável avaliada foi a concentração de H_2O_2 , sendo de 400 - 600 $mg\cdot L^{-1}$ para o processo $h\nu$ -foto-Fenton (SF) e de 300 - 500 $mg\cdot L^{-1}$ para o processo $h\nu$ -foto-Fenton (FePA). Para os testes realizados no reator UV-C, é possível observar através da Figura 9, a avaliação preliminar em dois comprimentos de onda definidos. Para os testes realizados no reator *sunlight*, os resultados são apresentados na Figura 10.

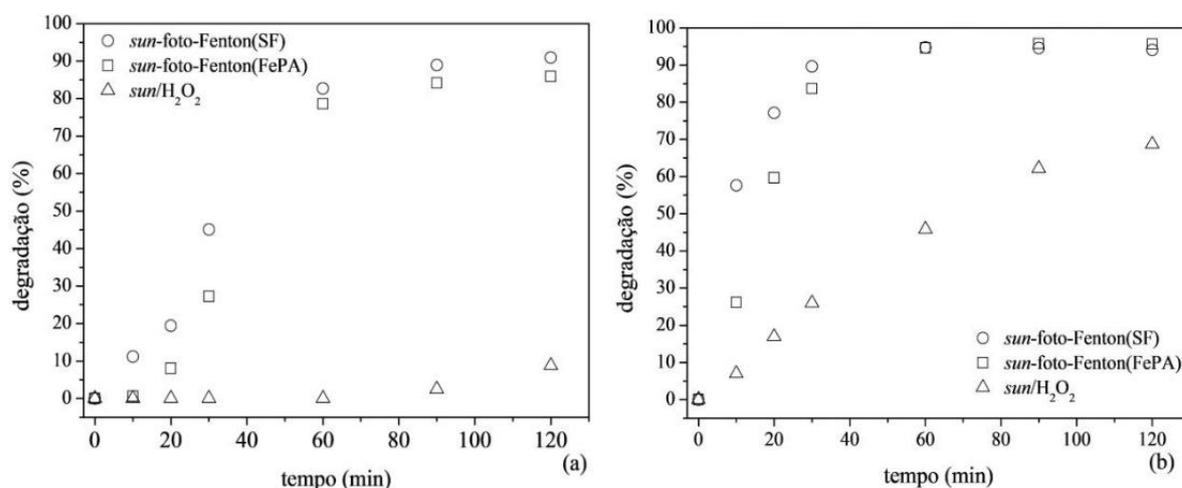
Figura 9: Avaliação preliminar dos processos homogêneos no reator UV-C, para os comprimentos de onda de 260 nm (a) e 367 nm (b)



Condições: $C_0 = 10 mg\cdot L^{-1}$ de cada fármaco; $[H_2O_2] = 500 mg\cdot L^{-1}$; $[Fe^{2+}] = 1,75 mg\cdot L^{-1}$; pH 5 (UV-C/ H_2O_2 , UV-C-foto-Fenton (SF)); pH 2,5 (UV-C-foto-Fenton))

Fonte: Adaptado de Moura, 2021

Figura 10: Avaliação preliminar dos processos homogêneos no reator sunlight, para os comprimentos de onda de 260 nm (a) e 367 nm (b)



Condições: $C_0 = 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cada fármaco; $[\text{H}_2\text{O}_2] = 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $[\text{Fe}^{2+}] = 1,75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; pH 5 (*sun/H₂O₂*, *sun-foto-Fenton (SF)*); pH 2,5 (*sun-foto-Fenton (FePA)*).

Fonte: Adaptado de Moura, 2021

Para o comprimento de onda 260 nm, a degradação média dos fármacos no processo *hv*-foto-Fenton (SF) foi de 85% em 60 minutos, enquanto no processo de *hv*-foto-Fenton (FePA), no mesmo tempo, resultou em uma eficiência cerca de 10% menor. Esse percentual de diferença pode estar associado à presença de outros elementos na constituição da palha de aço que podem interferir na absorção da radiação UV-C.

O comprimento de onda de 367 nm leva à uma maior degradação dos fármacos (superior a 95%) em torno de 60 minutos. Observa-se ainda que a degradação é mais rápida em função das ligações que absorvem neste λ serem mais facilmente quebradas.

No planejamento fatorial realizado pela autora, o sistema *hv*-foto-Fenton (SF) demonstrou que a eficiência de degradação se torna ótima em pH mais ácido (em torno de 3) e com a maior concentração de H₂O₂, pois com o aumento do pH, há a formação de espécies insolúveis que diminuem a reatividade do processo.

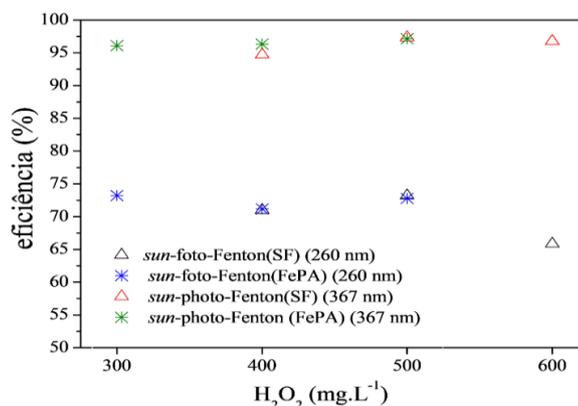
Para o sistema do processo *hv*-foto-Fenton (FePA) demonstrou-se pouca eficiência quanto à variação da concentração H₂O₂, tendo seu máximo resultado com a concentração de 300 mg·L⁻¹, pois o excesso de H₂O₂ consome os radicais hidroxila.

A razão da demanda química de oxigênio (final/inicial) foi analisada demonstrando que grande parte da matéria orgânica foi estabilizada através dos tratamentos, apresentando, após

120 min, 98% de redução no processo hv -foto-Fenton (SF) e 93% de redução em 150 min no processo hv -foto-Fenton (FePA).

Para a segunda parte do estudo, foram realizados os testes com o efluente sintético, contendo altas concentrações salinas e outros compostos como cloretos, sulfatos, fosfatos, carbono orgânico (glicose e sacarose) e inorgânico (carbonato). Como as concentrações ótimas para o peróxido foram definidas anteriormente para os processos hv -foto-Fenton (SF) e hv -foto-Fenton (FePA), concentrações maiores também foram testadas devido à natureza do efluente, como mostra a Figura 11.

Figura 11: Estudo da influência da concentração de H₂O₂ no efluente sintético



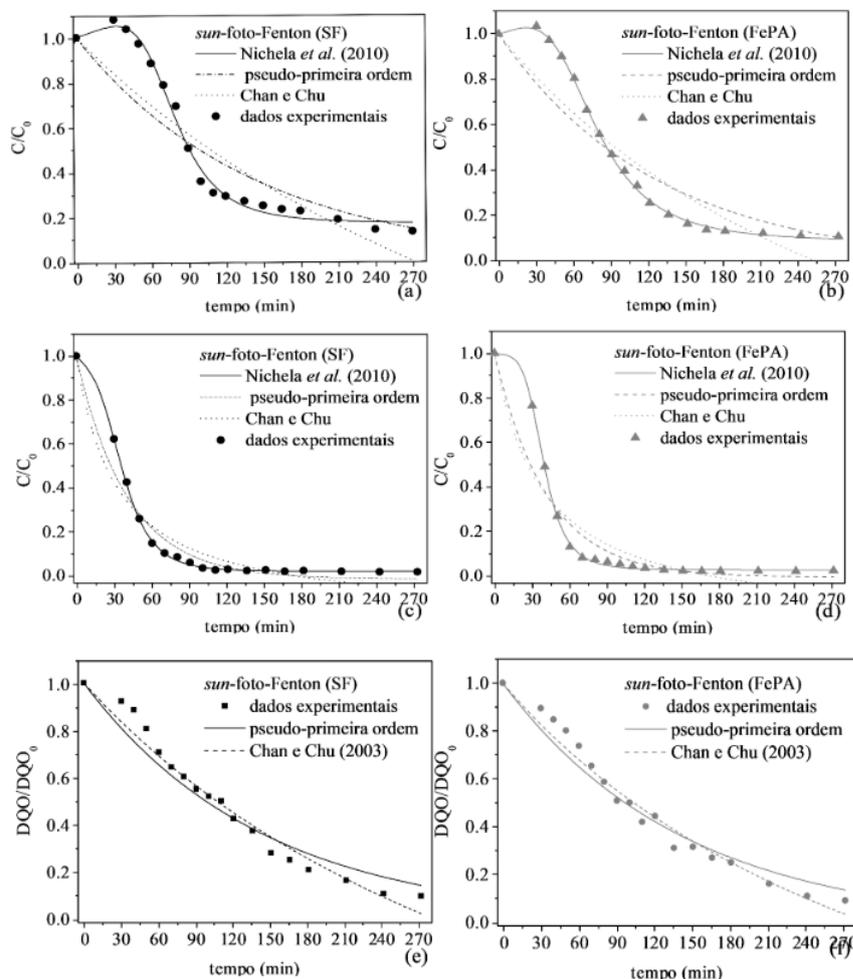
Condições: C₀ = 10 mg·L⁻¹ de cada fármaco; t = 120 min; pH 3-4; [Fe²⁺] = 1,75 mg·L⁻¹ (*sun*-foto-Fenton (SF)); [Fe²⁺] = 1,25 mg·L⁻¹ (*sun*-foto-Fenton (FePA))

Fonte: Moura, 2021

Observa-se que maiores concentrações de H₂O₂ podem degradar mais matéria orgânica, não sendo o limitante da solução aquosa, porém, como comentado anteriormente, o excesso de peróxido pode sequestrar os radicais hidroxilas e inibir o processo.

Observando a cinética de degradação do efluente sintético na Figura 12 nos dois processos (hv -foto-Fenton (SF) e hv -foto-Fenton (FePA)), é possível perceber certa semelhança com a solução aquosa antes analisada, pois a razão concentração final /concentração inicial decai e logo após se estabiliza nos comprimentos de onda 260 e 367 nm em 60 e 90 min, respectivamente.

Figura 12: Cinética de degradação dos fármacos, em efluente sintético, e ajuste ao modelo cinético para o sistema SF para os λ (a) 260 nm, (c) 367 nm e (e) análise da DQO, e para o sistema FePA para os λ (b) 260 nm, (d) 367 nm e (f) análise da DQO



Condições: $C_0 = 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cada fármaco. *sun-foto-Fenton* (SF) ($[\text{H}_2\text{O}_2] = 400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $[\text{Fe}^{2+}] = 1,75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $\text{pH} = 3$. *sun-foto-Fenton* (FePA) ($[\text{H}_2\text{O}_2] = 300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $[\text{Fe}^{2+}] = 1,25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $\text{pH} = 2,5$.

Fonte: Moura, 2021

Já a DQO reduzida (89%), mostra-se menor do que aquela encontrada na solução aquosa sem a adição dos compostos do efluente sintético, demonstrando que a concentração desses compostos reduziu a eficiência do processo, devido a produção de radicais que são menos reativos do que os radicais hidroxila.

Quanto à toxicidade da degradação do efluente sintético, para as sementes de alface foi constatada a influência negativa no crescimento com os dois processos aplicados, assim como para o crescimento das bactérias *Escherichia coli* e *Salmonella enteritidis*. Já para os testes com os moluscos *Biomphalaria glabrata*, o efluente tratado com os dois processos ocasionou a morte de todos os indivíduos, inviabilizando os testes com o grupo, dessa forma, foi realizado

o teste de toxicidade apenas com as soluções dos reagentes, gerando resultados que comprovaram que os reagentes no efluente influenciaram em sua toxicidade.

Dessa forma, o estudo de Moura (2021) demonstrou a importância do tempo de reação necessário para a análise mais detalhada em efluentes sintéticos que se equiparam a efluentes reais, já que são notadamente mais tóxicos e geram produtos intermediários mais complexos que podem inibir o processo aplicado.

4.3.2. Foto-Fenton para degradação de antibióticos

Souza (2022) estudou a degradação dos antibióticos amoxicilina (AMO) e cefadroxila (CFX) em efluente hospitalar simulado a partir do processo de foto-fenton mediado por ferrioxalato, utilizando lâmpadas LEDs-UV e pH próximo do neutro. Os ensaios foram realizados em um foto reator de bancada com lâmpadas LEDs de 365 nm de comprimento de onda. Para validação do método analítico, as análises dos antibióticos foram realizadas em um Cromatógrafo Líquido de Alta Eficiência (CLAE), com espectros de absorção obtidos entre 200 e 700 nm, selecionando 230 nm como o comprimento de onda mais adequado para ser monitorado.

Antes do início dos testes de degradação, a autora realizou teste de estabilidade no efluente a fim de se certificar de que a degradação dos antibióticos se dava exclusivamente por meio do processo foto-Fenton. Foram avaliadas as condições: temperatura (30 e 50 °C); pH (5 e 9) e potência de lâmpadas fluorescente brancas (125 e 250W) utilizando 15 mg·L⁻¹ de concentração de cada antibiótico em 60 min de reação. A AMO se mostrou estável em todas as condições testadas e a CFX apresentou uma pequena degradação (1,44%) ao aumentar-se a simultaneamente a temperatura e a potência das lâmpadas. Isso concluiu que os fármacos testados são suficientemente estáveis nas condições testadas, ou seja, não são suscetíveis a sofrer interferência por outros meios no processo de degradação a partir do foto-Fenton.

Utilizando a Metodologia de Superfície de Resposta (MSR) para a otimização das condições reacionais, foram avaliadas a concentração de íons férricos, a concentração de H₂O₂ e a porcentagem da potência aplicada nas lâmpadas LEDs. Realizou-se um planejamento fatorial 2³ mais uma triplicata no ponto central e após os resultados, com ajuste nos coeficientes encontrados para buscar-se o ponto de máxima degradação. As concentrações e intensidades luminosas utilizadas foram: [Fe³⁺] = 5 mg·L⁻¹ e 15 mg·L⁻¹; [H₂O₂] = 20 mg·L⁻¹ e 40 mg·L⁻¹ e 40 e 60% da potência total dos LEDs.

Os resultados mostraram que a degradação dos antibióticos variou de 51,8% a 98,5% para CFX e de 63,0% a 97,6% para AMO, dependendo das condições experimentais. A degradação máxima foi alcançada quando os fatores estavam em seus níveis máximos.

Executando os experimentos ao longo do caminho de máxima inclinação para o modelo encontrado, com função de desejabilidade global de 0,96, definiu-se o ponto ótimo como: $[Fe^{3+}] = 14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $[H_2O_2] = 40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e intensidade luminosa = 57% da potência total, em um tempo de reação de 5 min.

A etapa de otimização das condições reacionais mostrou-se muito importante no estudo, pois o ponto ótimo de degradação encontrado ocorreu em menores valores de cada variável, tornando o processo economicamente viável, como mostra a Tabela 8.

Tabela 8: Função desejabilidade ao longo do caminho de máxima inclinação

Ensaio	Intensidade dos LEDs (%)	$C_{Fe^{3+}}$ (mg L ⁻¹)	$C_{H_2O_2}$ (mg L ⁻¹)	Desejabilidade Global
1	57	14	40	0,97
2	64	18	50	0,98
3	71	23	60	0,97
4	78	27	70	0,99
5	85	31	80	0,99

Fonte: Adaptado de Souza, 2022

Os ensaios para determinação do modelo cinético da remoção dos fármacos foram realizados nas condições ótimas em 15 minutos, apresentando ótima degradação a partir de 4 minutos, como mostrado na Tabela 9, mesmo com a complexidade da composição do efluente hospitalar simulado.

Tabela 9: Ensaios da cinética do ponto ótimo do foto-Fenton para os antibióticos

Tempo (min)	Remoção (%)	
	Amoxicilina	Cefadroxila
0	0	0
1	79,0	73,0
2	94,8	92,0
3	99,0	98,1
4	99,7	99,7
5	99,7	99,7
7,5	99,7	99,7
10	99,7	99,7
15	99,7	99,7

Fonte: Adaptado de Souza, 2022

A autora realizou, ainda, ensaios de atividade antimicrobiana utilizando uma cepa padrão de *Escherichia coli*. As amostras do efluente tratado foram testadas em diferentes tempos (0, 5, 10 e 15 minutos) e resultando em uma atividade antimicrobiana reduzida, com a sobrevivência de *E. coli* aumentando significativamente, dessa forma comprovando que o processo foto-Fenton é eficaz na inativação biológica do efluente, reduzindo o risco de disseminação de resistência bacteriana.

5. CONCLUSÕES

O presente trabalho teve como objetivo central analisar e discutir por meio de uma revisão integrativa e comparativa da literatura os processos oxidativos avançados (POAs) fotoperoxidação, fotocatalise heterogênea e foto-Fenton para a degradação de anti-inflamatórios e antibióticos em águas residuais. A partir da revisão foi possível compreender as condições experimentais de cada processo e avaliar sua viabilidade para a remoção desses poluentes. A fotoperoxidação demonstrou ser um método eficaz para a degradação de anti-inflamatórios e antibióticos, porém enfrenta desafios como a formação de subprodutos tóxicos e a necessidade de altas concentrações de H_2O_2 . Já a fotocatalise heterogênea, usando TiO_2 como catalisador, apresentou resultados promissores, especialmente para antibióticos como a oxitetraciclina, com remoção de até 100% em condições ideais de pH e concentração do catalisador. No entanto, sua eficiência varia conforme as características do efluente, e a dependência de radiação UV/solar pode limitar sua aplicação em larga escala. O processo foto-Fenton destacou-se pela alta eficiência, degradando antibióticos como amoxicilina e cefadroxila em apenas 5 minutos (100% de remoção). Também foi eficaz para anti-inflamatórios, como cetoprofeno e meloxicam, com taxas acima de 80% de degradação. A vantagem do foto-Fenton reside na geração de radicais hidroxila altamente reativos, que promovem a mineralização dos poluentes. Contudo, assim como nos outros métodos, a formação de subprodutos tóxicos exige estudos complementares sobre a toxicidade dos efluentes tratados. Em resposta à pergunta norteadora — "Quais os melhores POAs para remoção de anti-inflamatórios e antibióticos de águas residuais?" —, conclui-se que o foto-Fenton é o método mais eficiente e versátil para a degradação desses poluentes, especialmente em efluentes complexos, como os hospitalares, pois combina alta eficiência de degradação com tempos de reação curtos, além de ser capaz de tratar uma ampla variedade de compostos farmacêuticos. A escolha do processo ideal deve considerar não apenas a eficiência, mas também custos operacionais, formação de subprodutos e viabilidade de escala industrial. Estudos futuros devem focar na otimização desses processos, na avaliação da toxicidade dos efluentes tratados e na integração de diferentes tecnologias para garantir a remoção completa dos poluentes e a minimização dos impactos ambientais.

REFERÊNCIAS

- AGUINACO, A.; *et al.* Photocatalytic ozonation to remove the pharmaceutical diclofenac from water: Influence of variables. *Chemical Engineering Journal*, v. 189, 275 – 282, 2012.
- ALMEIDA, V. M. A. Degradação de fármacos por processos oxidativos avançados. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.
- ARAÚJO, K. *et al.* Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 5., 2010, Maceió. Anais [...]. Maceió, 2010.
- ARAÚJO, K. *et al.* Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 18, n. 1, p. 79-91, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.
- AZIZ, K. H. H. *et al.* Degradation of pharmaceutical diclofenac and ibuprofen in aqueous solution, a direct comparison of ozonation, photocatalysis, and non-thermal plasma. *Chemical Engineering Journal*, v. 313, p. 1033-1041, 2017.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Publicada no Diário Oficial nº 92 em 16 de maio de 2011.
- CHOINA, J. *et al.* The influence of the textural properties of ZnO nanoparticles on adsorption and photocatalytic remediation of water from pharmaceuticals. *Catalysis Today*. v. 241, part A, p. 47-54, 2015.
- CONRADO, E. S.; *et al.* Tratamento de efluentes aplicando combinações de processos convencionais e oxidativos avançados. *Revista Augustus*, v. 24, n. 49, p. 24-37, 2019.
- COSTA, L. M. Logística reversa de medicamentos: análise da implementação da PNRS. **Revista de Administração Pública**, v. 56, n. 1, p. 45-67, 2022.
- COSTA, R. S. Contaminantes emergentes: uma abordagem ecológica, sanitária e social da poluição por fármacos. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2023.
- DÍAZ-RODRÍGUEZ, D. *et al.* Comparative study of the degradation of the diclofenac drug using photo-peroxidation and heterogeneous photocatalysis with UV-C and solar radiation. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 231, p. 1-12, 2020.
- GIRELI, G. A. S.; Degradação de sulfonamidas por ozonização e fotoperoxidação utilizando cafeína como traçador químico. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 2022.

GUIMARÃES, Raíssa Engroff. Eletro-geração on-site de H₂O₂ combinado com processo UV: degradação de múltiplos fármacos em sistemas de água potável. Tese Mestrado - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2023.

IKEHATA, K.; NAGHASHKAR, N. J.; EL-DIN, M. G. Removal of ciprofloxacin using modified advanced oxidation processes: kinetics, pathways and process optimization. *Journal of Cleaner Production*, v. 171, p. 1203-1214, 2018.

LAZAROTTO, J. S. Impregnação de TiO₂ em biochar derivado de resíduo de café para fotodegradação de diclofenaco em soluções aquosas. Tese (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2020.

LEAL, A. P. B. Fármacos em Águas Residuais: Análise, Remoção e Biorecuperação. Tese (Doutorado) – Universidade da Beira Interior, Covilhã, 2020.

LUCENA, A. L. A.; Degradação de antirretrovirais utilizando processos oxidativos avançados homogêneos e heterogêneos em reator fotolítico de bancada. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2022.

LUDVIG, D. T.; Processos foto-assistidos de degradação de fármacos: avanços recentes e perspectivas. Tese (Mestrado em Química) - Universidade Estadual Do Oeste Do Paraná, Toledo, Paraná, 2021.

MARQUEA, D. G; DE OLIVEIRA, E. M. Degradação de fármacos por processo oxidativo avançado baseado em fotólise de H₂O₂ (H₂O₂/UV). *Technology Sciences*, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2022.

MCCARTHY, B.; *et al.* Hospital effluents and wastewater treatment plants: a source of oxytetracycline and antimicrobial-resistant bacteria in seafood. *Sustainability*, v. 13, n. 24, p. 13967, 2021.

MELO, S. A. S.; *et al.* Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados. *Química nova*, v. 32, p. 188-197, 2009.

MENDES, P. R. A.; Estudo da degradação de prednisona em meios sintético e real via ozonização e peroxidação fotoassistida. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Lorena, São Paulo, 2024.

MOURA, M. M. M. S. Degradação dos fármacos cetoprofeno, tenoxicam e meloxicam por processos oxidativos avançados. 2020. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2021.

NAPOLEÃO, C. N. Avaliação e tratamento dos contaminantes emergentes (Ácido Acetilsalicílico, Diclofenaco e Paracetamol) utilizando Processos Oxidativos Avançados. Tese (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2011.

NASSAR, R. *et al.* Photodegradation of sulfamethazine, sulfamethoxypyridazine, amitriptyline, and clomipramine drugs in aqueous media. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, v. 336, p. 176-182, 2017.

NOGUEIRA, F. P.; JARDIM, W. F. A fotocatalise heterogênea e sua aplicação ambiental. **Química nova**, v. 21, p. 69-72, 1998.

OLIVEIRA, F. G. Síntese e caracterização do compósito ferro zero-valente nanoparticulado/carvão ativado granulado (nFZV-CAG) e sua aplicação na remoção de nimesulida. 2016. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

OLIVEIRA, M. A. et al. Automedicação e consumo de anti-inflamatórios na COVID-19: riscos e consequências. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 27, n. 3, p. 1025-1036, 2022.

ORTIZ, N.; *et al.* Yeast-TiO₂ Biotemplate for Oxytetracycline Solar Photodecomposition. *Journal of Materials Science and Chemical Engineering*, v. 8, n. 07, p. 12, 2020.

PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, E.; MACKAY, A. Contaminação das águas por resíduos de medicamentos. **Química Nova**, v. 26, n. 4, p. 523-530, 2011.

RIBEIRO A. L. R. *et al.* Impact of water matrix on the removal of micropollutants by advanced oxidation technologies, **Chem. Eng. J.** 363, 155–173, 2019.

SANTOS, R. C.; FRIZON, N. S. Descarte inadequado de medicamentos vencidos ou em desuso. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, Florianópolis**, v. 8, n. 1, p. 290-298, 2019.

SANTOS, J. P. et al. Uso indiscriminado de antibióticos durante a pandemia de COVID-19 no Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 56, p. 1-10, 2022.

SANTOS, J. T.; Degradação de diclofenaco de sódio pelos processos de ozonização fotocatalise heterogênea. Tese (Mestrado) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, Rio Grande do Sul, 2022.

SANTOS, T. P. Degradação de fármacos por fotocatalise heterogênea em efluente modelo sintético. Tese (Mestrado) – Universidade do Estado da Bahia, Salvador, BA, 2023.

SILVA, R. C.; *et al.* Impacto ambiental do descarte de fármacos e estudo da conscientização da população a respeito do problema. **Revista Ciências do Ambiente On-line**, v. 5, n. 1, 2009.

SILVA; DE LIMA; DE LIMA, Tratamento de efluente contaminado por farmacos, utilizando fotocatalise heterogênea ativada por TiO₂/radiação solar. **Geographia Opportuno Tempore**, v. 10, n. 1, e50526, 2024.

SOUZA, H. S.; Estudo da degradação dos antibióticos amoxicilina e cefadroxila em esgoto hospitalar simulado pelo processo foto-Fenton usando-se LEDs-UV e pH próximo ao neutro. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2022.

SOUZA, C. P. F. A. DE. *et al.* Risco ambiental provocado por resíduos de medicamentos na cidade do Rio de Janeiro, Brasil, durante a pandemia por SARS-Cov19. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 28, n. 3, p. 711–711, mar. 2023.

SOUZA, M. J. et al. Contaminação de recursos hídricos por fármacos no Brasil: revisão sistemática. **Química Nova**, v. 46, n. 3, p. 312-325, 2023.

THE LANCET. *Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2024: a systematic analysis*. Londres, v. 403, n. 10425, p. 629-655, 2024. Disponível em: [https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736\(24\)00462-6/fulltext](https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(24)00462-6/fulltext). Acesso em: 10 de abril de 2025.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. *Pharmaceuticals in wastewater: Environmental risks and policy gaps*. Nairobi: UNEP, 2023. 156 p. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/pharmaceuticals-wastewater-environmental-risks-and-policy-gaps>. Acesso em: 10 de abril de 2025.

URBANO, V. R.; Processos Oxidativos Avançados aplicados à degradação de sulfaquinoxalina: produtos de degradação e toxicidade. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 2017.

VERAS, T. B. *et al.* Investigação Da Presença De Paracetamol Em Águas Superficiais: Estudo De Caso Do Rio Beberibe-PE, 2013.

VIEIRA, M. G. VIEIRA, N.; Fotodecomposição solar da oxitetraciclina empregando TiO₂ microestruturado com biocarvão. 2021.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *WHO model list of essential medicines - 23rd list (2023)*. Geneva: WHO, 2023. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-MHP-HPS-EML-2023.02>. Acesso em: 10 de abril de 2025.

YANG, C. *et al.* Investigation of kinetics and mechanism for the degradation of antibiotic norfloxacin in wastewater by UV/H₂O₂. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 115, p. 117-127, 2020.

ZAMMIT, I.; *et al.* Immobilised cerium-doped zinc oxide as a photocatalyst for the degradation of antibiotics and the inactivation of antibiotic-resistant bacteria. **Catalysts**, v. 9, n. 3, p. 222, 2019.