

TRATAMENTO DE EFLUENTE HOSPITALAR POR PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS: ANÁLISE QUÍMICA E ECOTOXICOLÓGICA

K. A. R. Krüger¹, C. J. Ramos¹, C. M. R. Lameira², J. C. Pokrywiecki³, E. Düsman¹,
T. S. Pokrywiecki¹

¹Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental, Francisco Beltrão, Brasil
(kaylana.ang@gmail.com)

²Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia e Tecnologia Ambiental, Cascavel, Brasil

³Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Departamento Acadêmico de Engenharia,
Francisco Beltrão, Brasil

O efluente hospitalar constitui uma fonte significativa de contaminantes emergentes, como hormônios estrogênicos e antibióticos, que podem comprometer a qualidade ambiental e a saúde pública. Este estudo teve como objetivo tratar o efluente hospitalar utilizando diferentes processos oxidativos avançados e, posteriormente, avaliar a presença de fármacos e hormônios nas amostras brutas e tratadas, bem como analisar sua toxicidade residual. A determinação dos compostos alvo foi realizada por extração em fase sólida (SPE) seguida de cromatografia líquida de alta eficiência com detecção UV (HPLC-UV). Concentrações relevantes de estradiol (E2), etinilestradiol (EE2) e cefazolina foram detectadas no efluente bruto, evidenciando a complexidade da matriz hospitalar. Os processos de oxidação avançada aplicados apresentaram desempenhos distintos: a fotólise direta foi menos eficiente na remoção de micropoluentes, embora tenha sido eficaz na redução da turbidez e do fósforo. O processo TiO_2/UV apresentou remoções intermediárias, enquanto o sistema $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ promoveu remoções superiores a 89% para hormônios e degradação completa da cefazolina, além de reduzir significativamente a carga orgânica. Testes ecotoxicológicos com *Artemia salina* e *Eisenia fetida* revelaram que, mesmo após o tratamento, alguns efluentes mantiveram efeitos tóxicos, reforçando a importância de aprimorar os processos de tratamento e combinar análises químicas e biológicas na avaliação da eficiência.

Palavras-chave: Efluente hospitalar; Contaminantes emergentes; Processos oxidativos avançados; Hormônios estrogênicos; Fármacos. Ecotoxicidade.

INTRODUÇÃO

Dada a complexidade das demandas de saúde e a crescente conscientização sobre os impactos ambientais, o gerenciamento adequado dos resíduos líquidos hospitalares é uma questão cada vez mais urgente, sendo ainda mais desafiadora nos países em desenvolvimento (Xavier et al., 2023). Efluentes provenientes de instalações hospitalares carregam diferentes poluentes, caracterizados como contaminantes de preocupação emergente (CPEs), incluindo produtos farmacêuticos (Reichert, 2018; Souza, 2018; Polianciuc et al., 2020), compostos químicos como hormônios (Lopez-Herguedas et al., 2022) e bactérias resistentes a antimicrobianos (Azuma et al., 2022). Apesar do conhecimento da presença dos CPEs no meio ambiente, ainda não há

regulamentação efetiva em relação aos padrões de qualidade da água, tanto em âmbito nacional quanto internacional (Polianciuc et al., 2020; Ramírez-Morales et al., 2020; Mackul'ak et al., 2021; Marson et al., 2022).

Idealmente, cada unidade hospitalar deveria dispor de sistemas próprios de pré-tratamento ou tratamento terciário, capazes de reduzir a carga inicial de contaminantes antes do lançamento no esgoto municipal (Golchin et al., 2021; Xavier et al., 2023). Entretanto, na prática, a maioria dos hospitais ainda realiza o descarte direto de seus efluentes na rede coletora de esgoto doméstico, sem qualquer etapa de tratamento específico (Reichert, 2018; Sommaggio, 2021).

O descarte inadequado desses efluentes na rede de esgoto doméstico não apenas sobrecarrega as estações de tratamento, mas também constitui um risco significativo para a saúde humana e os ecossistemas aquáticos. A diversidade e complexidade desses contaminantes tornam o tratamento convencional desafiador e, muitas vezes, insuficiente para garantir a remoção eficaz de todos os poluentes presentes, devido à baixa capacidade de detecção e à reduzida biodegradabilidade desses compostos, o que é prejudicial à qualidade da água (Golchin et al., 2021; Mackulak et al., 2021; Azuma et al., 2022; Santos et al., 2022; Alzola-Andrés et al., 2023). Como resultado, a necessidade de soluções de tratamento mais avançadas e eficientes é evidente, mitigando os impactos ambientais e os danos à saúde pública (Xavier et al., 2023).

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs), como UV/H₂O₂, fotocatalise heterogênea com TiO₂ e radiação UV-C, têm atraído crescente atenção como alternativas promissoras no tratamento de efluentes hospitalares (Reichert, 2018; Souza, 2018; Sommaggio, 2021). Estes processos baseiam-se na geração de espécies reativas de oxigênio, principalmente radicais hidroxila ($\bullet$ OH), capazes de degradar uma ampla variedade de micropoluentes, incluindo fármacos persistentes, hormônios estrogênicos e microrganismos patogênicos (Golchin et al., 2021; Marson et al., 2022).

Esses tratamentos se mostram promissores para a degradação de antibióticos como cefazolina e ciprofloxacino, de fármacos resistentes como o metronidazol e de hormônios estrogênicos, reduzindo significativamente seu potencial ecotóxico (Mackulak et al., 2021). Contudo, a eficiência pode variar em função de parâmetros como pH, turbidez, presença de matéria orgânica dissolvida e concentração inicial dos contaminantes (Mansouri et al., 2021; Pariente et al., 2022).

As análises físico-químicas de efluentes hospitalares são necessárias para atender às Resoluções CONAMA n° 430/2011 e n° 357/2005, que regulamentam o lançamento de efluentes e a qualidade dos corpos d'água no Brasil. Como o corpo receptor é de classe 2, é importante avaliar parâmetros que assegurem o cumprimento dessas normas, sendo neste caso as análises requeridas: pH, temperatura, cor, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO5), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total e fósforo total (Conama, 2005; Conama, 2011). Esses resultados permitem verificar se o tratamento aplicado ao efluente está sendo eficiente. Porém, os efluentes hospitalares apresentam elevada complexidade química e biológica, e seu impacto ambiental não pode ser avaliado apenas com base na

remoção desses parâmetros convencionais. Isso ocorre porque, mesmo após tratamentos físico-químicos e biológicos, micropoluentes como fármacos e hormônios podem persistir, ocasionando efeitos tóxicos residuais (Ramírez-Morales et al., 2020).

Nesse contexto, os ensaios ecotoxicológicos são ferramentas essenciais, pois permitem avaliar o efeito conjunto da mistura de contaminantes presentes nos efluentes, refletindo de forma mais realista o risco ambiental (Polianciuc et al., 2020; Castro, 2025). Estudos de toxicidade têm evidenciado que concentrações tão baixas quanto 0,02 mg/L de amoxicilina podem ser letais para peixes e crustáceos (Moratalla et al., 2022), e que o ciprofloxacino pode afetar bactérias nitrificantes essenciais para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Pariente et al., 2022). Tais achados reforçam a importância de se associar avaliações químicas e ecotoxicológicas nos estudos de tratamento de efluentes hospitalares.

Diante desse cenário, o presente trabalho objetiva avaliar a eficiência de diferentes POAs no tratamento de efluentes hospitalares, por meio da remoção de micropoluentes e redução da toxicidade residual. Busca-se compreender a capacidade desses processos em degradar contaminantes emergentes e minimizar impactos ambientais, integrando análises químicas e ecotoxicológicas para avaliar a qualidade do efluente tratado de forma mais abrangente.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta e armazenamento das amostras

O efluente hospitalar utilizado neste estudo foi coletado em uma unidade hospitalar, localizada no município de Francisco Beltrão, Paraná, Brasil, em junho de 2024. As coletas foram realizadas em dois setores distintos: (i) área de lavagem de instrumentos cirúrgicos e (ii) sala de exames endoscópicos. Em cada setor, diferentes pontos de coleta foram selecionados diretamente nos drenos de saída das pias de lavagem.

De cada ponto foram coletados aproximadamente 40 L de amostra, utilizando recipientes de polietileno previamente esterilizados e condicionados com a própria amostra antes da coleta. Como não foi possível concluir toda a coleta em um único dia, os volumes parciais foram mantidos sob refrigeração (4 ± 2 °C) até a finalização do processo.

No laboratório, cada ponto de coleta foi homogeneizado separadamente, subdividido em alíquotas e armazenado em congelador a -18 °C. No momento das análises e tratamentos, as alíquotas correspondentes eram descongeladas à temperatura ambiente e então misturadas em proporções iguais, obtendo-se uma amostra composta representativa do

efluente hospitalar como um todo. Esse procedimento garantiu a preservação das características de cada ponto até a etapa experimental, assegurando maior reprodutibilidade e representatividade dos resultados.

Caracterização do efluente

Para a caracterização físico-química do efluente hospitalar antes e depois dos tratamentos foram analisados os seguintes parâmetros: Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, cor aparente, turbidez, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e fósforo total e coliformes termotolerantes, seguindo os métodos oficiais descritos no Standard Methods (APHA, 2017). Todas as análises foram conduzidas pelo Laboratório Garantia da Qualidade (LGQ), localizado em Francisco Beltrão/PR.

Determinação dos hormônios estrogênicos

A determinação dos hormônios estrogênicos (estrone – E1, 17 β -estradiol – E2, estriol – E3 e 17 α -etinilestradiol – EE2) no efluente hospitalar foi realizada no Laboratório de Águas e Efluentes e Laboratório de Análises (LabAna) do Campus Francisco Beltrão da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), seguindo o método proposto por Bohrer (2021). O preparo das amostras foi realizado por meio de extração em fase sólida (SPE), em que as amostras de efluente foram filtradas a vácuo com membrana PVDF de 0,22 μ m e em seguida percoladas em cartuchos C18 (Bakerbond SPE Octadecyl, 500 mg, 6 mL – Avantor), previamente condicionados com 5 mL de metanol, 7 mL de acetonitrila e 5 mL de água ultrapura (Milli-Q), nessa ordem. Após aplicação da amostra, os cartuchos foram lavados com 5 mL de água ultrapura e secos com a passagem de ar por 5 minutos. A eluição dos hormônios foi realizada com 6 mL de acetonitrila, coletando-se em frascos âmbar para posterior análise.

A quantificação da concentração dos hormônios foi realizada por cromatografia líquida de alta eficiência com detecção UV (HPLC/UV) (modelo UltiMate 3000, Thermo Scientific), em coluna C18. A separação cromatográfica foi realizada em modo gradiente, utilizando acetonitrila e água ultrapura como fase móvel. A detecção foi realizada em um comprimento de onda igual a 281 nm.

Determinação dos fármacos

A determinação de cefazolina sódica, ciprofloxacino e metronidazol nas amostras de efluente hospitalar foi realizada no mesmo laboratório da UTFPR, campus Francisco Beltrão, conforme metodologia adaptada de Gros et al. (2013). O preparo das amostras foi realizado por meio de extração em fase sólida (SPE), em que as amostras de efluente foram

filtradas a vácuo com membrana PVDF de 0,22 μ m e em seguida percoladas em cartuchos HLB (Resprep Polymeric SPE, 500 mg, 6 mL – Restek), previamente condicionados com 10 mL de metanol, 10 mL de água ultrapura (Milli-Q) acidificada com solução de HCl (pH 2,5), nessa ordem. Após aplicação da amostra, os cartuchos foram lavados com 10 mL de água ultrapura e secos com a passagem de ar por 5 minutos. A eluição dos fármacos foi realizada com 10 mL de metanol, coletando-se em frascos âmbar para posterior análise.

A quantificação da concentração dos fármacos foi realizada por cromatografia líquida de alta eficiência com detecção UV (HPLC/UV) (modelo UltiMate 3000, Thermo Scientific), em coluna C18. A separação cromatográfica foi realizada em modo gradiente, utilizando acetonitrila e água ultrapura acidificada com 0,1% de ácido fórmico como fase móvel. A detecção foi realizada em um comprimento de onda igual a 320 nm.

A identificação dos compostos foi realizada por comparação dos tempos de retenção com padrões internos de referência, e a quantificação por curvas de calibração individuais para cada fármaco.

Sistemas de tratamento

Os experimentos foram conduzidos em regime isotérmico, a 20 ± 2 °C, em fotoreator descontínuo com volume útil de 2 L. Os processos fotoquímicos avaliados na degradação dos hormônios estrogênicos e dos fármacos no efluente foram: fotólise (UV), fotólise com peróxido de hidrogênio (UV/H₂O₂) e fotocatalise heterogênea (UV/TiO₂). Nos ensaios de fotocatalise heterogênea, utilizou-se TiO₂ (P25) em suspensão, na concentração de 1 g.L⁻¹ (Bohrer, 2021). Ao término do processo, o catalisador foi removido e recuperado por centrifugação. Para o processo UV/H₂O₂, empregou-se peróxido de hidrogênio (30% v/v), adicionado em concentração de 1,8 g.L⁻¹ (Bohrer, 2021). O pH do efluente não foi ajustado, a fim de reproduzir condições reais, em que comumente se encontra valor próximo a 7.

O fotoreator consistia em um tubo de vidro transparente, com diâmetro interno de 11 cm e altura de 37 cm, equipado com uma tampa com dois acessos. O controle da temperatura das reações foi realizado por meio da inserção de um termômetro em um dos acessos da tampa. A radiação ultravioleta utilizada em todos os processos foi UV-C ($\lambda = 254$ nm), proveniente de uma lâmpada de vapor de mercúrio de baixa pressão (Osram, 8W), posicionada no centro do reator e protegida por tubo de quartzo (3 cm de diâmetro e 30 cm de altura).

O tempo de retenção das amostras no fotoreator foi de 60 minutos. Para garantir a homogeneização,

utilizou-se um agitador magnético. A parte externa do reator foi revestida com papel alumínio, a fim de refletir a radiação UV para o interior do sistema.

Ensaio ecotoxicológicos

Os ensaios de imobilidade/mortalidade com *A. salina* foram realizados conforme o método descrito por Guerra (2001), com adaptações baseadas na norma NBR 13373 (ABNT, 2010). Inicialmente, cistos de *A. salina* foram incubados em solução de sal marinho sintético (30 g.L⁻¹), sob aeração contínua, luminosidade e temperatura controlada (25 °C), até a eclosão. Após a eclosão, dez náuplios foram transferidos para poços de placas de cultivo contendo: 2 mL de solução salina (controle negativo salino), 2 mL de água mineral (controle negativo doce) e 2 mL do efluente bruto e de cada amostra de efluente tratado. As placas foram incubadas a 25 °C por 24 horas, após as quais foi realizada a contagem dos náuplios mortos/imóveis.

A análise estatística foi conduzida no software Action Stat, empregando-se análise de variância (ANOVA) e teste de normalidade, seguidos do teste de comparação de médias de Dunn ($p < 0,05$).

O ensaio de fuga foi conduzido de acordo com a norma NBR ISO 17512-1 (ABNT, 2011). Utilizaram-se minhocas adultas da espécie *E. fetida*, com clitelo bem desenvolvido e massa corporal individual entre 300 e 600 mg.

O solo experimental consistiu em uma adaptação do Solo Artificial Tropical (SAT) proposto pela OECD (1984), composto por 70 % de areia fina seca e peneirada, 20 % de caulim em pó e 10 % de fibra de coco. A umidade foi ajustada a 60 % da capacidade máxima de retenção de água. Para o solo-controle adicionou-se apenas água filtrada; as amostras foram empregadas no solo-teste e, para o controle positivo, incorporou-se ácido bórico (H_3BO_3) na concentração de 1 g.kg⁻¹ de solo.

Os ensaios foram realizados em frascos retangulares de polipropileno (115 mm de altura, 175 × 132 mm de base) com tampa perfurada. O volume interno de cada frasco foi inicialmente dividido em duas metades por um separador plástico removível. Em uma das seções foram acondicionados 300 g de solo-controle (SAT + água) e, na outra, 300 g de solo-teste (SAT + amostra - efluente bruto ou tratado) ou solo-controle positivo (SAT + H_3BO_3). Em seguida, o divisor foi retirado e dez minhocas foram colocadas na linha divisória entre os dois tipos de solo. Cada experimento foi conduzido em duplicata.

Os recipientes permaneceram no escuro por 48 h. Após esse período, o separador foi recolocado para

isolar as metades e permitir a contagem dos organismos presentes em cada lado. Caso algum indivíduo sofresse corte durante a reinserção do divisor, sua presença foi atribuída à seção que contivesse a parte anterior do corpo (Candello, 2014).

Para verificar a homogeneidade da distribuição dos organismos na ausência de contaminantes, realizou-se adicionalmente um teste de controle duplo, com solo-controle em ambas as seções do frasco.

A resposta das minhocas foi expressa como porcentagem de fuga (%Fuga) para cada amostra testada, de acordo com a Equação 1.

$$\%Fuga = \frac{(nC - nT)}{N} \times 100 \quad (1)$$

Em que:

nC = número de minhocas encontradas na seção B (solo-controle)

nT = número de minhocas encontradas na seção A (solo-teste)

N = número total de minhocas (soma das replicatas por amostra)

O solo foi considerado tóxico quando mais de 80 % dos organismos permaneceram no solo-controle (fuga > 60 %). Respostas negativas, em que as minhocas demonstraram preferência pelo solo-teste, foram registradas como 0 % de fuga. A significância das respostas foi avaliada pelo teste exato de Fisher unicaudal ($p < 0,05$), utilizando as médias ± desvios-padrão do número de organismos em cada seção dos recipientes e no controle duplo. As análises estatísticas foram realizadas no software Action Stat.

Análise de componentes principais (PCA)

A análise de componentes principais foi realizada no software Past 4.03. Para a análise estatística e elaboração da matriz de dados, foram considerados os pontos de coleta, os resultados dos testes de ecotoxicidade e os parâmetros físico-químicos, além das concentrações de hormônios e fármacos. Os resultados foram apresentados em diagramas de dispersão, utilizando os componentes principais 1 e 2, acompanhados dos valores de Eigen e das respectivas variáveis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização dos efluentes

Os resultados da caracterização físico-química das amostras de efluente hospitalar antes e após tratamentos fotoquímicos estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e microbiológicos das amostras antes e após tratamento.

Parâmetro	Amostras			
	Bruto	UV	UV/H ₂ O ₂	UV/TiO ₂
Temperatura (°C)	19,8	20,1	20,0	20,2
pH	8,2	8,5	7,8	8,5
Turbidez (NTU)	54,0	1,8	1,2	20,3
Cor (mgPtCo.L ⁻¹)	25,0	100,0	<5	15,0
OD (mgO ₂ .L ⁻¹)	9,5	7,3	8,9	9,0
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	5925,0	3660,0	12050,0	5435,0
DBO (mgO ₂ .L ⁻¹)	4060,4	2449,0	8735,8	3618,5
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	16,3	7,6	11,3	9,8
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	34,1	33,4	15,3	7,3

Bruto: Efluente Hospitalar Bruto, UV: Efluente tratado por fotólise, UV/H₂O₂: Efluente tratado por fotólise com peróxido de hidrogênio, UV/TiO₂: Efluente tratado por fotocatalise heterogênea.

A avaliação dos parâmetros físico-químicos do efluente hospitalar bruto e depois de serem submetidos aos diferentes tratamentos fotoquímicos revelou mudanças expressivas na qualidade do efluente, evidenciando a influência dos processos oxidativos avançados sobre os constituintes do efluente.

A turbidez apresentou redução significativa em todos os processos, variando de 62,4% a 97,8%, com destaque para a fotólise com peróxido de hidrogênio (UV/H₂O₂) que obteve maior eficiência (97,8%), seguida da fotólise direta (UV), com 96,7% de redução. Esses resultados corroboram com os obtidos por Al-Khafaji et al. (2023), que reportaram elevada eficiência dos processos oxidativos avançados na remoção de sólidos suspensos e material particulado. O monitoramento desse parâmetro durante os POAs que empregam radiação é importante, pois os sólidos em suspensão podem causar a diminuição da eficiência do tratamento, visto que estão sujeitos a formar uma barreira entre os compostos alvo e a luz UV (Bohrer, 2021).

A cor aparente apresentou comportamento variável, o tratamento UV/H₂O₂ promoveu redução de até 90%, demonstrando elevada capacidade de oxidação de compostos cromóforos (Martins et al., 2025). Entretanto, no processo com UV isolado, houve um aumento de 300% desse parâmetro, possivelmente devido à formação de subprodutos intermediários, resultantes da oxidação parcial de matéria orgânica (Xie et al., 2025). Esse aumento também pode ser associado à liberação de compostos dissolvidos e,

assim como na turbidez, a quantidade de sólidos dissolvidos na amostra de efluente pode causar menores taxas de degradação dos poluentes pelos tratamentos (Bohrer, 2021).

Os resultados de DQO e DBO evidenciam o caráter altamente poluidor do efluente hospitalar bruto, com valores de 5925 e 4060 mgO₂.L⁻¹, respectivamente. O tratamento com UV foi o mais eficiente na redução desses parâmetros, alcançando reduções de 38,2% (DQO) e 39,7% (DBO), indicando degradação parcial da matéria orgânica e aumento da fração biodegradável.

Em contrapartida, o processo de tratamento UV/H₂O₂ apresentou aumento aparente nos valores (103,4% para DQO e 115,1% para DBO). Tal comportamento pode estar relacionado à interferência do peróxido residual nas análises, já que o H₂O₂ não completamente consumido pode reagir com o dicromato e o oxigênio, superestimando os resultados (Souza et al., 2019). Apesar do aumento aparente, sabe-se que os sistemas de tratamento por UV/H₂O₂ geralmente promovem elevada degradação de matéria orgânica e aumento da biodegradabilidade (Ruas et al., 2012; Souza et al., 2019).

O sistema UV/TiO₂ mostrou baixo desempenho, com redução de 8,2% na DQO e 10,9% na DBO. Esse resultado pode estar associado à aglomeração parcial do catalisador e limitação da área ativa disponível, fatores que podem reduzir a eficiência do tratamento (Naik et al., 2020; Sun et al., 2022).

Os parâmetros relacionados a nutrientes apresentaram comportamentos distintos. O nitrogênio total sofreu redução expressiva no tratamento com UV/TiO₂ (78,6%), resultado próximo aos obtidos em sistemas de tratamento biológicos combinados com processos oxidativos e sistemas de membranas aplicados a efluentes hospitalares (85% - 96%) (Kumari et al., 2020; Al-Khafaji et al., 2023). O fósforo, no entanto, apresentou redução moderada (53,3% no tratamento UV e 39,9% no UV/TiO₂), o que sugere possível adsorção de fosfatos em partículas catalíticas ou precipitação de fosfatos na matriz (Cui et al., 2023). Contudo, a persistência de fósforo no efluente tratado demonstra a necessidade de tratamentos complementares, já que esse nutriente pode contribuir para eutrofização em corpos receptores (Sasabuchi et al., 2023).

Os valores de oxigênio dissolvido mantiveram-se relativamente estáveis, variando entre 7,3 e 9,0 mgO₂.L⁻¹, o que indica condições aeróbias favoráveis para remoção de matéria orgânica (Al-Rekabi et al., 2022). O pH das amostras oscilou entre 7,8 e 8,5, essa variação pode influenciar a eficiência dos processos, visto que a geração de radicais hidroxila depende fortemente do pH do meio (Macedo et al., 2022).

Quantificação de hormônios e fármacos

A concentração dos hormônios estrogênicos (estrone – E1, 17β-estradiol – E2, estriol – E3 e 17α-etinilestradiol – EE2) e dos fármacos de interesse (cefazolina, ciprofloxacino e metronidazol) quantificados nas amostras de efluente hospitalar, antes e após os tratamentos, é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2. Concentração de hormônios e fármacos nas amostras antes e após tratamento.

Amostras	Hormônios (µg.L ⁻¹)				Fármacos (µg.L ⁻¹)		
	E1	E2	EE2	E3	Cefazolina	Ciprofloxacino	Metronidazol
Bruto	ND	48,97	12,39	ND	298,68	ND	ND
UV	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
UV/H ₂ O ₂	ND	5,27	ND	4,58	ND	4,99	ND
UV/TiO ₂	ND	41,62	4,27	ND	ND	8,78	ND

A quantificação dos poluentes no efluente hospitalar bruto revelou altas concentrações de 17β-estradiol (E2), 17α-etinilestradiol (EE2) e cefazolina (48,97; 12,39 e 298,68 µg.L⁻¹, respectivamente), enquanto os demais compostos não foram detectados (ND). Estes valores são superiores aos relatados por Teixeira et al. (2018), fato que pode ser atribuído ao uso intensivo de hormônios e antibióticos em ambientes hospitalares, em comparação com o esgoto doméstico (Guerra et al., 2020).

Após os tratamentos fotoquímicos, observou-se que o tratamento por fotólise direta com radiação UV removeu completamente os poluentes presentes no efluente bruto, resultando em concentrações abaixo do limite de detecção para todos os compostos analisados.

O processo UV/H₂O₂ apresentou elevada eficiência de remoção, com reduções de 89,2% para o E2 e 100% para o EE2. Essa eficiência pode ser explicada pela geração de radicais hidroxila (•OH) a partir da fotólise do peróxido de hidrogênio, que promovem a

oxidação não seletiva dos compostos orgânicos (Beltrán et al., 2024). Esses resultados são compatíveis com Fonseca (2019), que reportou remoções acima de 90% para o hormônio EE2, demonstrando o potencial do processo na degradação de compostos estrogênicos. De forma semelhante, Bohrer (2021) observou, em esgoto sanitário, elevadas taxas de remoção dos hormônios E1, E2, E3 e EE2 (54% - 95%), corroborando a eficiência do sistema UV/H₂O₂ na degradação de hormônios naturais e sintéticos. A cefazolina foi completamente removida em todos os tratamentos avaliados, o que pode ser atribuído à quebra do anel β-lactâmico de sua estrutura, que é bastante suscetível à oxidação por radicais livres (He et al., 2014). No entanto, os resultados mostraram o aparecimento de ciprofloxacino (4,99 µg.L⁻¹ no sistema UV/H₂O₂ e 8,78 µg.L⁻¹ no UV/TiO₂), composto que não foi detectado no efluente bruto. É importante destacar que esse surgimento não indica uma transformação direta da cefazolina em ciprofloxacino, já que pertencem a classes químicas distintas. Esse fato está mais provavelmente relacionado à desconjugação de

metabólitos ou à transformação de outros intermediários fluoroquinolônicos que já estavam presentes na matriz hospitalar e tornaram-se detectáveis após o tratamento (Bisognin, 2018). Esse dado reforça a necessidade de avaliar não apenas os compostos parentais, mas também os produtos intermediários, pois estes podem manter ou elevar a toxicidade final do efluente.

O tratamento UV/TiO₂ apresentou remoção parcial dos hormônios, cerca de 15% para E2, 65,5% para EE2 e 100% para o E3. Essa diferença de eficiência pode estar relacionada à adsorção dos compostos na superfície do catalisador, além da competição entre espécies orgânicas pela interação com os sítios ativos do TiO₂ (Allam et al., 2024). A cefazolina também foi totalmente removida, reforçando sua alta susceptibilidade à oxidação, enquanto o surgimento do ciprofloxacino (8,78 µg.L⁻¹) reforça a hipótese de transformação de compostos conjugados em compostos ativos durante o processo (Bisognin, 2018).

O desempenho inferior do processo UV/H₂O₂ na matriz de efluente hospitalar em comparação ao UV direto pode ser atribuído a três fatores principais. Primeiramente, o efeito de matriz: o efluente bruto apresenta elevada carga orgânica e inorgânica, onde espécies como carbonatos e matéria orgânica dissolvida atuam como sequestradores de radicais hidroxila, reduzindo a eficiência da oxidação (Bohrer, 2021; Rayaroth et al., 2023). Além disso, o próprio excesso de H₂O₂ pode atuar como sequestrador. Em segundo lugar, a cor e a turbidez do efluente combinadas à adição de peróxido podem gerar uma barreira física e absorptiva, reduzindo a incidência direta da radiação UV sobre as moléculas alvo (Mansouri et al., 2021; Bohrer, 2021; Pariente et al., 2022). Por fim, a oxidação parcial durante o processo UV/H₂O₂ pode induzir a clivagem de macromoléculas e estrogênios conjugados presentes na excreção humana, liberando as formas livres dos hormônios. Sem radicais suficientes para rápida degradação, esses compostos tornam-se subitamente detectáveis na análise cromatográfica, num fenômeno de desconjugação de metabólitos já documentado em matrizes complexas (Bisognin, 2018).

De modo geral, os resultados confirmam a alta eficiência dos processos UV e UV/H₂O₂ na remoção de hormônios e antibióticos, enquanto o processo UV/TiO₂ apresentou desempenho moderado, porém ainda relevante para a redução de contaminantes emergentes.

Ensaio ecotoxicológicos

Os POAs têm como finalidade principal promover a degradação de contaminantes orgânicos. Contudo, a simples remoção dos compostos-alvo não garante

que ocorra sua total mineralização nem que os produtos formados apresentem menor toxicidade (Rayaroth et al., 2023; Zou et al., 2023). Considerando que a identificação dos intermediários gerados durante as reações é complexa, os ensaios de toxicidade tornam-se ferramentas essenciais para avaliar os possíveis riscos ecológicos decorrentes do tratamento (Bohrer, 2021).

Os resultados obtidos no teste de imobilidade/mortalidade utilizando o microcrustáceo *A. salina* mostraram que todas as amostras, antes e depois de tratadas diferem estatisticamente do controle negativo, apresentando aumento da taxa de mortalidade dos organismos e efeito tóxico, conforme Figura 1.

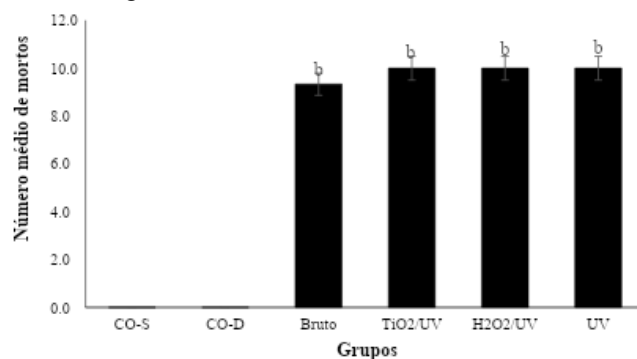


Figura 1. Número médio de organismos *A. salina* mortos nos solo controle e testes das amostras antes e após tratamento.

Os resultados obtidos nos ensaios de toxicidade com o bioindicador *E. fetida* estão apresentados nas Figuras 2 e 3. Esse teste pode ser validado pois, como mostra a figura 2, as minhocas ficaram distribuídas de forma homogênea no solo controle negativo.

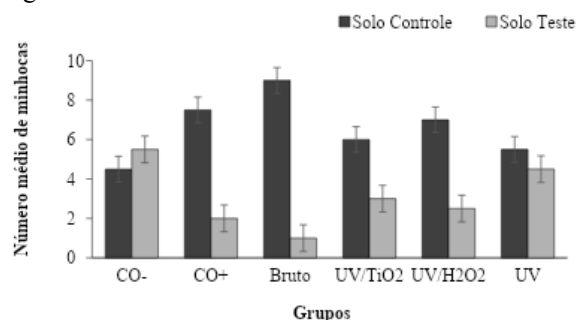


Figura 2. Número médio de organismos *E. fetida* distribuídos no solos controle e testes das amostras antes e após tratamento

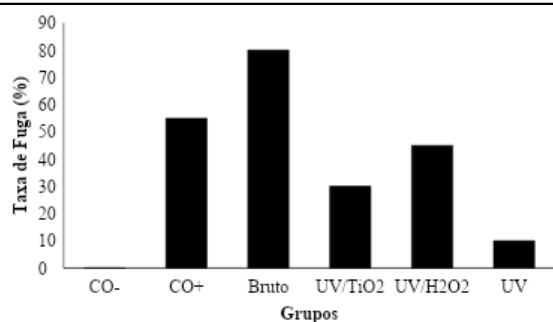


Figura 3. Taxa de fuga dos organismos *E. fetida* das amostras antes e após tratamento

O resultado mostrado na Figura 3 demonstra que a amostra de efluente bruto apresentou toxicidade ao bioindicador, com taxa de fuga de 80%. Segundo a norma NBR ISO 17512-1 (ABNT, 2011), o solo é considerado tóxico quando a taxa de fuga ultrapassa 60%. Além disso, a norma estabelece que valores acima de 80% podem indicar comprometimento da função de habitat. Dessa forma, o efluente não tratado causa limitação dessa função ecológica,

resultado que pode ser associado à presença de contaminantes emergentes, como fármacos e hormônios, em concentrações capazes de afetar significativamente a qualidade do solo.

Entre os tratamentos aplicados, observou-se taxa de fuga de 30% no sistema UV/TiO₂ e de 45% no sistema UV/H₂O₂, sugerindo redução parcial da ecotoxicidade. Já o tratamento que utilizou apenas UV apresentou fuga de 10%, compatível com toxicidade reduzida. Dessa forma, os resultados obtidos demonstram que os processos fotoquímicos avaliados, em especial a fotólise UV e a fotocatalise UV/TiO₂, foram eficazes em reduzir a ecotoxicidade do efluente hospitalar, tornando o solo tratado mais adequado ao habitat do organismo teste.

A análise de componentes principais (PCA) (Figura 4) indicou correlação positiva entre a taxa de mortalidade do bioindicador *A. salina* e a presença dos fármacos cefazolina e ciprofloxacino. Além disso, observou-se correlação positiva entre a taxa de fuga de *E. fetida* e os parâmetros oxigênio dissolvido, fósforo total, turbidez e os hormônios E2 e EE2.

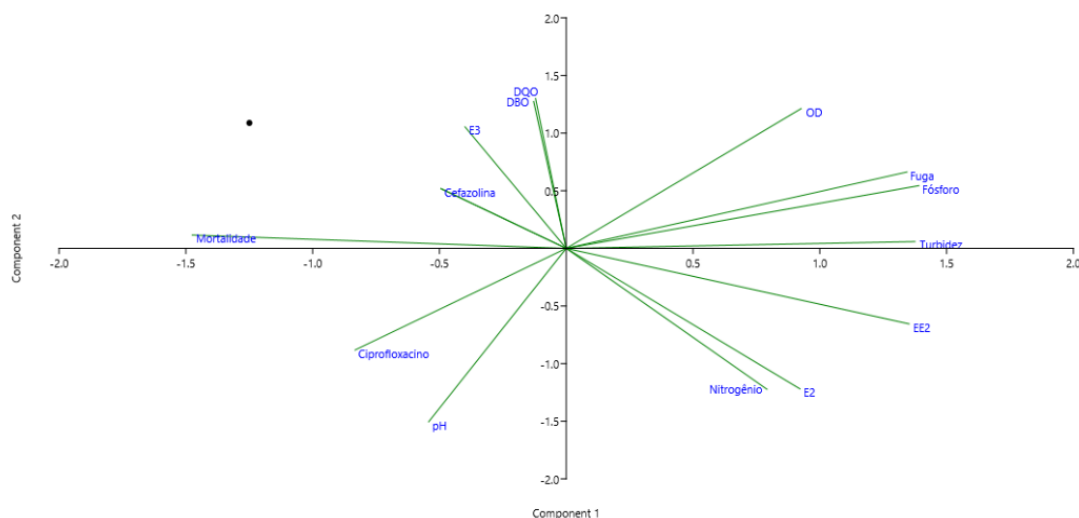


Figura 4. Análise de Componentes Principais

Os ensaios de toxicidade aguda com *A. salina* evidenciaram alta toxicidade em todas as amostras, independentemente do tratamento aplicado (Figura 1). Esse resultado indica presença de compostos capazes de induzir mortalidade aguda em náuplios e corrobora a sensibilidade do ensaio com artêmias para verificação rápido de contaminação aquática (Banti; Hadjikakou, 2021).

A análise multivariada (PCA) realizada mostrou correlação positiva entre a mortalidade observada em *A. salina* e as concentrações de ciprofloxacino e cefazolina, o que sugere que esses fármacos contribuem de modo relevante para os efeitos tóxicos

observados. A relação entre ciprofloxacino e mortalidade em *Artemias* já foi reportada em estudos de Oliveira et al. (2024) e Espinoza-Quñones et al. (2016), nos quais a presença de fluoroquinolonas está ligada a respostas adversas em bioindicadores aquáticos. No caso da cefazolina, a literatura que relacione diretamente o fármaco com a mortalidade em *A. salina* é limitada. Entretanto, estudos que utilizaram outros organismos aquáticos (embriões de zebrafish) documentaram efeitos embriotóxicos, malformações e mortalidade associadas à cefazolina e suas impurezas (Chen et al., 2017). Assim, a correlação positiva encontrada na PCA é uma contribuição importante ao preencher uma lacuna

associando os efeitos tóxicos da cefazolina em um microcrustáceo.

A resposta de fuga observada em *E. fetida* está relacionada com a variação nos parâmetros físico-químicos e à presença de hormônios. A diminuição do OD pode ter contribuído para o aumento da fuga pois baixos níveis de O₂ limitam a respiração cutânea das minhocas, levando-as a evitar o ambiente (Kiss et al., 2021). De forma semelhante, o aumento do fósforo e da turbidez sugere aumento de matéria orgânica e nutrientes, o que intensifica a atividade microbiana e o consumo de oxigênio, tornando o solo inadequado para a permanência dos organismos (Frattini et al., 2023; Delgadillo et al., 2017). A presença dos hormônios estrogênicos E2 e EE2 também tem relação com a fuga, pois esses compostos atuam como disruptores endócrinos e são capazes de provocar efeitos subletais nas minhocas, mesmo em baixas concentrações (Heger et al., 2015; Chen et al., 2025).

CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo confirmam que o efluente hospitalar é uma matriz complexa e uma fonte crítica de contaminantes de preocupação emergente, apresentando concentrações elevadas de hormônios estrogênicos e antibióticos que os sistemas convencionais de esgoto não conseguem remover com eficiência. Nesse cenário, a aplicação dos Processos Oxidativos Avançados (POAs) demonstrou ser uma alternativa tecnológica necessária, com destaque para o sistema UV/H₂O₂, que promoveu a degradação completa da cefazolina e remoções superiores a 89% dos hormônios.

Cientificamente, o trabalho demonstra que a eficiência de um tratamento não deve ser medida apenas pelo desaparecimento dos compostos originais. O aparecimento de ciprofloxacino após a oxidação evidencia que processos de desconjugação e transformação química podem liberar substâncias ativas no meio ambiente. Esse fenômeno reforça a importância de compreender os possíveis produtos intermediários gerados nas reações que ocorrem durante as etapas de tratamento, os quais podem apresentar toxicidade residual. De forma complementar, a persistência de toxicidade aguda para *Artemia salina* e o efeito de fuga em *Eisenia fetida* indicam que os subprodutos gerados ou a própria mistura complexa de contaminantes ainda impõem riscos ecológicos significativos

Portanto, conclui-se que o pré-tratamento de efluentes hospitalares por POAs é essencial para reduzir a carga de micropoluentes, mas deve ser obrigatoriamente acompanhado por um monitoramento biológico e ecotoxicológico

sistemático para garantir a segurança ambiental do corpo receptor.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao LabAna pela realização das análises por HPLC e pela colaboração na interpretação dos dados. Os autores também agradecem à Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) pela oportunidade e por disponibilizar acesso a todos os laboratórios e equipamentos necessários para a realização desta pesquisa. Os autores reconhecem com gratidão o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por meio da concessão de bolsa durante o desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS

- ALLAM, O.; MAGHSOODI, M.; JANG, S. S.; SNOW, S. D. Unveiling competitive adsorption in TiO₂ photocatalysis through machine-learning-accelerated molecular dynamics, DFT, and experimental methods. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 16, n. 28, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsami.4c02334>.
- AL-KHAFAJI, S. A.; AL-REKABI, W. S.; ABBAS, S. A. Evaluation of the efficiency of the Al-Mawany Hospital sewage treatment plant in Basrah city. **Journal of Ecological Engineering**, v. 24, n. 10, 2023. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/170085>.
- AL-REKABI, W. S.; AL-KHAFAJI, S. A.; JANNA, H. Impact of dissolved oxygen on hospital wastewater quality treated by SBBR in Basrah city, Iraq. **Sustainable Resource and Environmental Systems**, v. 31, 2022. DOI: <https://doi.org/10.22630/srees.2319>.
- ALZOLA-ANDRÉS, M. et al. Pharmaceuticals in hospital wastewaters: an analysis of the UBA's pharmaceutical database. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-29214-0>.
- APHA, 2017. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (23rd ed.). Washington DC: American Public Health Association.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13373**: ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp. (Crustacea, Cladocera). 3. ed. Rio de Janeiro, 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 17512-1**: qualidade do solo – ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento – Parte 1: ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*). Rio de Janeiro, 2011.
- AZUMA, T. et al. Distribution and characteristics of carbapenem-resistant and extended-spectrum β -lactamase (ESBL) producing *Escherichia coli* in hospital effluents, sewage treatment plants, and river water in an urban area of Japan. **Science of the Total Environment**, v. 839, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156232>.

- BANTI, C. N.; HADJIKAKOU, S. K. Evaluation of toxicity with brine shrimp assay. **Bio-protocol**, v. 11, n. 2, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21769/BioProtoc.3895>.
- BELTRÁN, F. J. et al. Kinetic modelling of UVC and UVC/H₂O₂ oxidation of an aqueous mixture of antibiotics in a completely mixed batch photoreactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34812-7>.
- BISOGNIN, R. P. **Degradação de fármacos em efluente de uma estação de tratamento de esgoto sanitário utilizando processos avançados**. 2018. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.
- BOHRER, J. K. **Quantificação de hormônios estrógenos em esgoto sanitário por HPLC-UV e avaliação da degradação por processos oxidativos avançados**. 2021. Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2021.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Resolução RDC nº 166, de 24 de julho de 2017**. Brasília, 2017.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília, 2011.
- CASTRO, G. B. **Antibióticos sulfonamidas, fluoroquinolonas e diaminopirimidina em matriz de esgoto simulado, hospitalar e água doce: efeitos tóxicos em animais aquáticos de zonas tropicais**. 2025. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2025.
- CANDELLO, F. P. **Comportamento de fuga de minhocas na presença do antimicrobiano sulfadiazina em solo**. 2014. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.
- CHEN, B. et al. Embryo and developmental toxicity of cefazolin sodium impurities in zebrafish. **Frontiers in Pharmacology**, v. 8, p. 403, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3389/fphar.2017.00403>.
- CHEN, G. et al. Meta-analysis of endocrine-disrupting chemical effects on earthworm functional traits. **Environmental Research**, v. 282, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121208>.
- CUI, J. et al. Phosphate interactions with iron-titanium oxide composites: implications for phosphorus removal/recovery from wastewater. **Water Research**, v. 234, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119804>.
- DELGADILLO, V. et al. Proposed modification to avoidance test with *Eisenia fetida* to assess metal toxicity in agricultural soils affected by mining activities. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 140, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.02.038>.
- ESPINOZA-QUIÑONES, F. R. et al. Removal performance, antibacterial effects, and toxicity assessment of ciprofloxacin treated by the electrocoagulation process. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, p. 460, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3165-8>.
- FONSECA, M. J. C. **Tratamento de efluente contendo hormônio por biorreator com membranas combinado com UV/H₂O₂ e osmose inversa**. 2019. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.
- FRATTINI, N. et al. Effects of common fertilizers on the soil ecosystem. **Bulletin of the National Research Centre**, v. 47, p. 78, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1186/s42269-023-01051-8>.
- GOLCHIN, M. et al. Occurrence and fate of amoxicillin and penicillin G antibiotics in hospital wastewater treatment plants: a case study – Gonbad Kavous, Iran. **South African Journal of Chemistry**, v. 75, 2021. DOI: <https://doi.org/10.17159/0379-4350/2021/v75a11>.
- GROS, M.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; BARCELÓ, D. Rapid analysis of multiclass antibiotic residues and some of their metabolites in hospital, urban wastewater and river water by ultra-high-performance liquid chromatography coupled to quadrupole-linear ion trap tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1292, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.12.072>.
- GUERRA, R. Ecotoxicological and chemical evaluation of phenolic compounds in industrial effluents. **Chemosphere**, v. 44, n. 8, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00562-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00562-2).
- GUERRA, J. A. et al. Risco ambiental gerado pelo uso de antibióticos no setor de internamento pediátrico hospitalar. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 4, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020183893>.
- HE, X. et al. Degradation kinetics and mechanism of β -lactam antibiotics by the activation of H₂O₂ and Na₂S₂O₈ under UV-254 nm irradiation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 279, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.008>.
- HEGER, Z. et al. Exposure to 17 β -oestradiol induces oxidative stress in the non-oestrogen receptor invertebrate species *Eisenia fetida*. **PLOS ONE**, v. 10, n. 12, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145426>.
- KAMANI, H. et al. N-doped TiO₂ nanoparticles for ultraviolet photocatalytic degradation of coliform and fecal coliform from hospital wastewater effluent. **Global NEST Journal**, v. 25, n. 2, 2023. DOI: <https://doi.org/10.30955/gnj.004376>.
- KISS, T. B. W.; CHEN, X.; HODSON, M. E. Interspecies variation in survival of soil fauna in flooded soil. **Applied Soil Ecology**, v. 158, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103787>.
- KUMARI, A.; MAURYA, N. S.; TIWARI, B. Hospital wastewater treatment scenario around the globe. In: **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering**. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819722-6.00015-8>.
- LOPEZ-HERGUEDAS, N. et al. Effect-directed analysis of a hospital effluent sample using A-YES for the

identification of endocrine disrupting compounds. **Science of the Total Environment**, v. 850, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157985>.

MACEDO, O. B.; OLIVEIRA, A. L. M.; SANTOS, I. M. G. Zinc tungstate: a review on its application as heterogeneous photocatalyst. **Cerâmica**, v. 68, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/0366-69132022683873265>.

MACKUEAK, T. et al. Hospital wastewater—source of specific micropollutants, antibiotic-resistant microorganisms, viruses, and their elimination. **Antibiotics**, v. 10, n. 9, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/antibiotics10091070>.

MANSSOURI, F. et al. Removal of pharmaceuticals from water by adsorption and advanced oxidation processes: state of the art and trends. **Applied Sciences**, v. 11, n. 14, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/app11146659>.

MARSON, E. O. et al. A review toward contaminants of emerging concern in Brazil: occurrence, impact and their degradation by advanced oxidation process in aquatic matrices. **Science of the Total Environment**, v. 836, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155605>.

MARTINS, F. V.; TERAN, F. J. C.; CUBA, R. M. F. Processo avançado de oxidação UV/H₂O₂ aplicado ao tratamento de efluentes industriais sintéticos contendo diferentes corantes orgânicos. **Revista de Gestão**, v. 19, n. 4, 2025. DOI: <https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n4-092>.

MORATALLA, Á. et al. Occurrence and toxicity impact of pharmaceuticals in hospital effluents: simulation based on a case study. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 168, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.09.066>.

NAIK, A. P. et al. Super porous TiO₂ photocatalyst: tailoring the agglomerate porosity into robust structural mesoporosity with enhanced surface area for efficient remediation of azo dye polluted wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 258, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110029>.

OLIVEIRA, E. M. et al. Effluent toxicity study using biomarkers for ciprofloxacin photoelectrocatalytic degradation by bismuth-doped titanium dioxide nanotubes. **Environmental Technology**, v. 45, n. 26, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2023.2298664>.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Test No. 207: earthworm, acute toxicity tests**. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Paris: OECD Publishing, 1984.

PARIENTE, M. I. et al. Critical review of technologies for the on-site treatment of hospital wastewater: from conventional to combined advanced processes. **Journal of Environmental Management**, v. 320, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115769>.

POLIANCIUC, S. I. et al. Antibiotics in the environment: causes and consequences. **Medicine and Pharmacy Reports**, v. 93, n. 3, 2020. DOI: <https://doi.org/10.15386/mpr-1742>.

RAMÍREZ-MORALES, D. et al. Occurrence of pharmaceuticals, hazard assessment and ecotoxicological evaluation of wastewater treatment plants in Costa Rica. **Science of the Total Environment**, v. 746, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141200>.

RAYAROTH, M. P. et al. Advanced oxidation processes for degradation of water pollutants—ambivalent impact of carbonate species: a review. **Water**, v. 15, n. 8, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15081615>.

REICHERT, J. F. **Antipsicóticos em efluentes hospitalares: ocorrência, método cromatográfico, avaliação de risco e ozonização**. 2018. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

RUAS, D. B.; CHAPARRO, T. R.; PIRES, E. C. Processo de oxidação avançado H₂O₂/UV combinado com digestão anaeróbica para remover orgânicos clorados de águas residuais de fábricas de celulose kraft branqueadas. **Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia**, n. 63, 2012.

SANTOS, D. F. et al. Non-conventional processes applied for the removal of pharmaceuticals compounds in waters: a review. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 167, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.09.043>.

SASABUCHI, I. T. M. et al. Sustentabilidade no uso de fósforo: uma revisão bibliográfica com foco na situação atual do estado de São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 46, n. 2, 2023. DOI: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170967>.

SOMMAGGIO, L. R. D. **Toxicidade de efluentes de estações de tratamento de esgoto (ETE) antes e após desinfecção por processos oxidativos avançados**. 2021. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, 2021.

SOUZA, D. M. **Drogas anticâncer em efluente hospitalar: método, ocorrência, avaliação preliminar de risco, degradação por fotólise e ozonização**. 2018. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

SOUZA, R. C. et al. Tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar por processo oxidativo avançado: UV/H₂O₂. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 3, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019092923>.

SUN, Y. et al. Graphene aerogel modified TiO₂ photocatalysts with high performances by controllable agglomeration behaviour of TiO₂ nanoparticles. **New Journal of Chemistry**, v. 46, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1039/D2NJ01308H>.

TEIXEIRA, R. B. et al. Determinação de hormônios estrogênicos em esgoto bruto e efluente de uma estação descentralizada de tratamento por lodos ativados. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 2, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2059>.

XAVIER, R. S.; LOPES, A. J.; SANTOS, T. S. X. O tratamento dos efluentes hospitalares como elemento primordial para a sustentabilidade. **Peer Review**, v. 5, n. 16, 2023. DOI: <https://doi.org/10.53660/778.prw2227>.

XIE, Y. et al. Effects of nitrate and nitrite on the UV/PDS process: performance and byproduct formation from the perspective of substituents. **RSC Advances**, v. 15, n. 10, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1039/D4RA08989H>.

ZOU, Q. et al. Roles and mechanisms of carbonaceous materials in advanced oxidation coupling processes for degradation of organic pollutants in wastewater: a review. **Biochar**, v. 5, p. 86, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42773-023-00285-z>.