

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

MARIANA AZEVEDO DOS SANTOS

**TRATAMENTO COMBINADO COM REATOR TIPO UASB E PROCESSOS
OXIDATIVOS AVANÇADOS EM EFLUENTE HOSPITALAR**

CURITIBA

2023

MARIANA AZEVEDO DOS SANTOS

**TRATAMENTO COMBINADO COM REATOR TIPO UASB E PROCESSOS
OXIDATIVOS AVANÇADOS EM EFLUENTE HOSPITALAR**

**Combined treatment with uasb reactor and advanced oxidative processes in
hospital wastewater**

Dissertação apresentada como requisito para
obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia
Ambiental do Programa de Pós Graduação em Ciência
e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica
Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Marcus Vinicius de Liz.

Coorientadora: Prof.^a Dr^a. Karina Querne de Carvalho
Passig

CURITIBA

2023



Esta licença permite compartilhamento, remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Curitiba



MARIANA AZEVEDO DOS SANTOS

TRATAMENTO COMBINADO COM REATOR TIPO UASB E PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS EM EFLUENTE HOSPITALAR

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Ciência E Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias E Processos Ambientais.

Data de aprovação: 23 de Fevereiro de 2022

Prof Marcus Vinicius De Liz, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Fernando Hermes Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.a Lutecia Hiera Da Cruz, Doutorado - Universidade Estadual do Paraná (Unespar)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 23/02/2022.

Dedico este trabalho à minha família e principalmente à minha mãe, pelos momentos de ausência.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus pelo dom da vida, por essa oportunidade e por me dar forças e coragem para enfrentar todas os desafios.

Agradeço a toda minha família, pelo apoio aos meus estudos, principalmente à minha mãe Maria Aparecida por toda a paciência que teve comigo nesses longos anos e por sempre me incentivar a procurar fazer sempre o melhor. Agradeço aos meus amigos Vanessa, Lucas, Luís, Beatriz, Adriana, Jonathan e Elaine por todo incentivo nas horas e momentos mais difíceis, sempre me alegrando e me apoiando.

À minha família de Curitiba, Sirlene e Marco por me acolherem e me ajudar em todos os momentos que precisei.

Ao Heitor, pela sua amizade e companhia nos estudos, no laboratório, nos momentos bons e nas dificuldades. Meu muito obrigada ao Roberson por todos os ensinamentos de análises, práticas do laboratório e conversas. Agradeço aos demais companheiros de laboratório e a Rafaela Imoski, por toda ajuda e contribuições neste trabalho.

Agradeço à Capes pela bolsa de estudos, o que me ajudou imensamente para a realização deste estudo. Aos meus orientadores Prof. Dr. Marcus Vinicius de Liz e Prof.^a Dr.^a. Karina Querne de Carvalho Passig pela oportunidade e orientação. Aos membros da banca, Prof. Fernando Passig, Dra. Carla Bastos Vidal e Prof.^a. Lutécia Hiera por toda disponibilidade, atenção e colaboração.

Ao Hospital de estudo por abrir as portas a esse projeto e por toda atenção e ajuda com a realização desse trabalho.

Aos laboratórios multiusuários LAMEA/LAMAQ, ao departamento do DAQBI, ao laboratório de tratamento de águas residuárias (LATAR).

Aos funcionários de vigilância da UTFPR, por sempre se preocuparem com nossa segurança, principalmente nos horários com menos pessoas circulando na Universidade

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.alavras, mas elas podem estar certas que fazem parte do meu pensamento e de minha gratidão.

'Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes' (Martin Luther King)

RESUMO

Um dos grandes desafios para o saneamento é o tratamento de efluentes hospitalares, uma vez que contêm muitas substâncias recalcitrantes, principalmente os fármacos que são excretados pelo corpo humano ou descartados indevidamente. O objetivo deste trabalho consiste em realizar a coleta, a caracterização e o tratamento de um efluente proveniente de um Hospital no Estado do Paraná, aplicar o processo anaeróbio de tratamento de esgoto com um reator tipo UASB, seguido por fotólise e ou UV/H₂O₂. A adequação do reator com o efluente hospitalar foi dividida em 4 Etapas. A primeira foi utilizada 25% de efluente hospitalar, apresentando uma remoção de DQO de 78 mg L⁻¹ O₂, e ácidos voláteis de 4126,8 mg L⁻¹ HAc. Já a Etapa II e III obtiveram valores de remoção de DQO de 91% e 83% respectivamente. A Etapa IV com alimentação total de efluente hospitalar apresentou valores de DQO de 180 mg L⁻¹ O₂ e alcalinidade total de 4128 mg L⁻¹. Em relação aos processos oxidativos que mais geraram bons resultados foram de UV/ H₂O₂ em efluentes pós UASB. Já a Fotólise obteve valores de DQO abaixo de 100 mg L⁻¹ O₂ a partir dos 120 minutos de reação. O sistema, utilizando um reator comercial (GERMETEC) utilizou 500 mg L⁻¹ de H₂O₂ e com 225 minutos de reação, obteve uma pequena remoção de DQO, de 180 mg L⁻¹ O₂ para 108 mg L⁻¹ O₂. Quanto aos dados de toxicidade, o efluente bruto do hospital apresentou um índice de germinação com sementes de Lactuca Sativa, sem efeito significativo com resultado de 45,9, enquanto o efluente pós-UASB apresentou grandes índices de germinação (100%), junto com o processo de Fotólise On-Line.

Palavras-chave: Esgoto Hospitalar, Sistemas anaeróbios, Fotólise, POA.

ABSTRACT

One of the great challenges for sanitation is the treatment of hospital wastewater, since it contains many recalcitrant substances, especially drugs that are excreted by the human body or improperly discarded, making the effluent an ideal environment for the proliferation of resistant bacteria. Brazil does not have its own legislation for the treatment of hospital effluents, nor does it standardize ideal conditions to treat this waste with domestic sewage, so the efficiency of the biological process in the ETEs can be the recalcitrance and toxicity that these contaminants can cause. The objective of this work is to collect effluent from a Hospital in the State of Paraná and apply the anaerobic process of sewage treatment with a UASB type reactor and advanced oxidative processes (POA) Photolysis and UV/H₂O₂. For an adequacy of the reactor with the hospital effluent, they were divided into 4 Steps. The first used 25% of hospital effluent, showing a COD removal of 78 mg L⁻¹ O₂, and volatile acids of 4126.8 mg L⁻¹ HAc. Stage II and II obtained COD removal values of 91% and 83%, respectively. Stage IV with total hospital effluent feeding showed COD values of 180 mg L⁻¹ O₂ and total alkalinity of 4128 mg L⁻¹. Regarding the oxidative processes that most generated good results were UV/H₂O₂ in post UASB effluents. On the other hand, Photolysis obtained COD values below 100 mg L⁻¹ O₂ after 120 minutes of reaction. The system using the GERMETEC reactor used 500 mg L⁻¹ of H₂O₂ and with 225 minutes of reaction obtained a small removal of COD, from 180 mg L⁻¹ O₂ to 108 mg L⁻¹ O₂. As for the toxicity data, the hospital's raw effluent showed a germination index with *Lactuca Sativa* seeds, with no significant effect, with a result of 45.9, while the post UASB effluent showed high germination rates (100%), along with the On-Line Photolysis process.

Keywords: Hospital Sewer; Anaerobic systems; Photolysis; AOP.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fossa séptica e filtro biológico (ao fundo) no hospital	20
Figura 2 - Representação esquemática da metodologia desenvolvida no trabalho	25
Figura 3 - Coleta de efluente hospitalar	26
Figura 4 - Planta do Hospital de estudo mostrando os pontos de coleta	27
Figura 5 - Ponto de coleta no hospital de estudo.....	28
Figura 6 - Ponto de coleta no hospital de estudo.....	28
Figura 7 - Bombonas para armazenamento de efluentes pronta para congelamento	29
Figura 8 - Reator tipo UASB usado no estudo.....	30
Figura 9 - Representação esquemática do reator para processo oxidativo avançado.....	33
Figura 10 - Reator de bancada para POA.....	34
Figura 11- Informações do Reator de bancada GERMETEC	35
Figura 12 - Identificação de coliformes totais.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tipos de processos oxidativos avançados	22
Tabela 2 - Processos oxidativos avançados utilizados para remoção de fármacos em artigos	22
Tabela 3 - Substratos utilizado para preparo do efluente sintético	31
Tabela 4 - Caracterização do efluente antes e após tratamento UASB e por POAs	32
Tabela 5 - Características físico-químicas do efluente no setor de tuberculose	41
Tabela 6 - Parâmetros de efluente hospitalar de outros artigos	42
Tabela 7 - Parâmetros físico-químicos em todas as etapas de aclimação no reator tipo UASB	44
Tabela 8 - Comparação dos parâmetros antes e pós-Fotólise	49
Tabela 9 - Caracterização dos parâmetros físico-químicos antes e pós-UV/H ₂ O ₂	51
Tabela 10 - Parâmetros físico químico de amostras do efluente bruto e efluente tratado	52

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Parâmetros do reator tipo UASB.....	46
Gráfico 2 - Determinação de ferro durante processo Foto-Fenton.....	47
Gráfico 3 - Concentração de DQO ao longo do processo Foto-Fenton em amostra bruta	48
Gráfico 4 - DQO em relação ao tempo em Fotólise em efluente pós-reator UASB	50
Gráfico 5 -Efeito toxicológico com sementes de <i>Lactuca sativa</i> antes e após tratamentos.....	53
Gráfico 6 - Efeito toxicológico com sementes de <i>Lactuca sativa</i>	54
Gráfico 7 - Efeito toxicológico com sementes de <i>Lactuca sativa</i> antes e pós-POA	55
Gráfico 8 - Toxicidade com sementes de <i>Lactuca Sativa</i> antes e pós-POA	55
Gráfico 9 - Concentração de RIF nas etapas de tratamentos.....	57

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Tempo de detenção hidráulica	30
Equação 2 – Índice de germinação	37
Equação 3 – Índice de crescimento relativo	37

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACN	Acetonitrila
Alc.	Alcalinidade
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CV	Coefficientes de Variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estações de Tratamento de Efluentes
FD	Fator de Diluição
FT	Fator de Toxicidade
HPLC	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
ICR	Índice de Crescimento Relativo
IG	Índice de Germinação
LD	Limite de Detecção
P.A.	Padrão Analítico
POA	Processo Oxidativo Avançado
RAFALL	Reator anaeróbio de fluxo ascendente através de leito de lodo
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado
SEMA	Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
US	Ultrassom
UV	Radiação Ultravioleta

LISTA DE SÍMBOLOS

$\bullet\text{OH}$	Radical Hidroxila
Fe^{2+}	Ferro II
Fe^{3+}	Ferro III
Fe^{T}	Ferro Total
H_2O_2	Peróxido de Hidrogênio
H_3PO_4	Ácido fosfórico
MeOH	Metanol
N_2	Nitrogênio gasoso
N-NO^{2-}	Nitrito
N-NO^{3-}	Nitrato
N-NH_3	Amônia

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivos específicos.....	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	Contaminantes emergentes.....	16
3.2	Fármacos em estudo.....	17
3.3	Efluente hospitalar	18
3.4	Hospital de estudo	19
3.4.1	Tuberculose.....	20
3.5	Processos oxidativos avançados	21
3.6	Ecotoxicidade	23
4	MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1	Coleta do efluente hospitalar	26
4.2	Projeto do reator tipo UASB	29
4.3	Início da operação do reator tipo UASB	30
4.4	Caracterização do efluente	31
4.5	Tratamentos pós reator tipo UASB.....	32
4.5.1	Foto-Fenton.....	32
4.5.2	Processos UV/Peróxido de hidrogênio	33
4.6	Fotólise.....	34
4.7	Sistema contínuo.....	34
4.8	Insumos, dependências e equipamentos envolvidos	35
4.9	Determinação de peróxido de hidrogênio residual	36
4.10	Testes de ecotoxicidade	37
4.11	Testes de microbiologia	38
4.12	Cromatografia	38
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	40
5.1	Caracterização do efluente	40
5.2	Início da operação do reator.....	43
5.3	Processos oxidativos avançados	47
5.3.1	Foto-Fenton.....	47
5.3.2	Fotólise em efluente pós-tratamento pós-reator UASB	49
5.3.3	UV/H ₂ O ₂ em efluente pós tratamento pós-reator tipo UASB.....	50

5.4	Fitotoxicidade	53
5.5	Microbiologia	56
5.6	Cromatografia	56
6	CONCLUSÕES	58
	REFERÊNCIAS.....	60

1 INTRODUÇÃO

Os efluentes hospitalares apresentam grandes quantidades de fármacos, desinfetantes, metais e patógenos. Muitas vezes estes são classificados como efluente doméstico, porém possuem vazão e carga orgânica e inorgânica maior do que de uma rede doméstica (KÜMMERER, 2001).

Os fármacos são produtos sintetizados para determinadas funções biológicas, resistentes à biotransformação, e por isso considerados persistentes no meio aquático, por não sofrerem o processo comum de degradação assim como ocorre com o efluente doméstico (NUNES, 2011).

Estudos realizados no Hospital Universitário Regional de Maringá com efluentes hospitalares identificaram 39 espécies de bactérias e 3 delas apresentaram multirresistência a mais de 10 tipos de antibióticos (SOUZA, 2005). Os efluentes hospitalares contêm diversos medicamentos e apresentam condições ideais para resistência desses microorganismos, necessitando de tratamento adequado (ABREU, 2010).

Conforme disposto no artigo 21 da Resolução CONAMA 430 de 2011, as condições ideais para lançamento do efluentes de tratamento de esgotos devem observar pH entre 5 e 9, temperatura inferior a 40 °C e demanda bioquímica de oxigênio - DBO (5 dias a 20 °C) de até 120 mg L⁻¹ ou 60% na remoção do tratamento do efluente, dentre outras observações. Porém não há nada que restrinja a questão de substâncias recalcitrantes encontradas principalmente em efluentes hospitalares e em esgotos domésticos.

O tratamento biológico anaeróbio tem crescido no Brasil, em 2020 foram registradas 1.373 unidades usadas para tratamento ou pré-tratamento de outros processos, sendo que destes cerca de 419 reatores são usados isoladamente no país (ANA, 2020).

Algumas estações de tratamento de esgotos utilizam reatores anaeróbios como pré-tratamento de filtros biológicos, lodos ativados e sistemas de lagoas. Uma das vantagens desse sistema é que além de ser eficiente para degradação de matéria orgânica, é de fácil instalação em lugares com pequenas áreas disponíveis (ANA, 2020, CHERNICHARO, 2016).

Os processos oxidativos avançados (POA) correspondem à alternativa viável para remoção dos compostos químicos persistentes por meio da oxidação pelo radical

hidroxila ($\bullet\text{OH}$) em efluentes e águas de abastecimento (TEIXEIRA; JARDIM, 2004). Estudos realizados com processos oxidativos avançados (POAs) confirmam sua eficiência, mas com alguns aspectos que devem ser considerados, como o pH, a temperatura, a concentração de reagentes e a concentração de oxidantes, entre outros (GUIMARÃES, 2012; ARAÚJO et al., 2016; KAJITVICHYANUKUL; SUNTRONVIPART, 2006)

Alguns estudos sugerem a combinação de processos oxidativos avançados com processos biológicos, podendo ser utilizados como pré ou pós-tratamentos, apresentando grande eficiência na remoção de matéria orgânicas e substâncias recalcitrantes como os fármacos. (OLLER; MALATO, 2021).

O presente trabalho tem como objetivo, realizar uma avaliação do tratamento biológico anaeróbio seguido por processos oxidativos avançados, no tratamento de efluente hospitalar. Para realização do tratamento biológico foi utilizado um reator tipo UASB. Já para os processos oxidativos avançados, foram realizados dois sistemas de reatores, um reator de bancada e outro contínuo o qual era interligado à saída do reator UASB realizando o processo de fotoperoxidação ou fotólise. O efluente hospitalar foi caracterizado quanto a sua toxicidade com sementes de *Lactuca sativa*, antes de todos os processos mencionados, e por cromatografia HPLC-DAD foi verificado a presença do fármaco Rifampicina (RIF) e sua concentração inicial e final.

2 OBJETIVOS

Avaliação do processo combinado com reator tipo UASB seguido de processos oxidativos avançados para tratamento de efluente hospitalar.

2.1 Objetivos específicos

- Caracterizar o efluente hospitalar por meio de parâmetros físico-químicos antes e após os processos de tratamento;
- Realizar o tratamento biológico anaeróbio com reator tipo UASB no efluente hospitalar;
- Realizar o tratamento por processos oxidativos avançados (POA) Foto-Fenton em efluente hospitalar bruto;
- Realizar o tratamento por processos oxidativos avançados (POA) de Fotólise e UV/H₂O₂ em efluente pós reator tipo UASB;
- Comparar toxicidade do efluente antes e após tratamentos por testes de Fitotoxicidade com sementes de *Lactuca Sativa*;
- Monitorar a presença do fármaco rifampicina nas diferentes etapas do processo de tratamento.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Contaminantes emergentes

Segundo a Agência de Proteção Ambiental americana, os poluentes emergentes são aqueles contaminantes que ainda não possuem regulamentação específica para seu lançamento no ambiente. A falta dessa regulamentação é justificada pelo fato de que todos os dias são lançados produtos novos no mercado (KHAN, 2020). Dentre estes destacam-se fármacos, produtos de cuidados pessoais como filtros solares, drogas ilícitas, dentre outros, que podem causar consequências ainda desconhecidas para os seres humanos (VERLICCHI *et al.*, 2010).

Em alguns estudos já são relatados que esses contaminantes têm causado bioacumulação em frutos do mar e afetado o crescimento e a reprodução dos peixes (AUS DER BEEK *et al.*, 2016).

Um exemplo de contaminantes emergentes são os fármacos, que são produtos sintetizados para determinadas funções biológicas, resistentes à biotransformação e por isso considerados persistentes no meio aquático, por não sofrerem o processo comum de degradação como ocorre com o esgoto doméstico (NUNES, 2011).

Os fármacos mais encontrados na literatura foram o diclofenaco (uso humano e veterinário), carbamazepina, sulfametoxazol, ibuprofeno e naproxeno, além dos hormônios estradiol e etinilestradiol, os quais podem causar toxicidade aguda e crônica. (AUS DER BEEK *et al.*, 2016).

A contaminação do ambiente com produtos farmacêuticos ocorre a partir de fontes antropogênicas pontuais, que contemplam uma única fonte identificável que se origina em locais isolados, como lixiviado de aterros sanitários e emissários de efluentes, bem como por fontes difusas que podem ocorrer de forma discreta por extensas áreas e que apresentam maior potencial de atenuação natural pelo ambiente receptor devido às menores concentrações, como, por exemplo, vazamentos de esgotos (HALENG, 2017).

3.2 Fármacos em estudo

Os fármacos são imprescindíveis para o tratamento de determinadas enfermidades e de suma importância para o reestabelecimento da saúde e melhoria da qualidade de vida. Dentre as principais classes de maior consumo mundial destacam-se analgésicos, anti-inflamatórios, antibióticos, drogas psiquiátricas, reguladores lipídicos, anti-hipertensivos, contraceptivos hormonais, meios de contraste de raios-x, entre outros (VERLICCHI, 2010; DENG, 2015; KÜMMERER, 2009).

Tais compostos podem ser administrados de maneira oral, dérmica, aplicação na pele e mucosas ou parenteral, injeções e infusões. Depois da administração, essas substâncias são absorvidas, distribuídas, parcialmente metabolizadas, e finalmente excretadas do corpo (via fezes e urina) em suas formas originais, conjugadas ou como metabólitos, indo para as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (SANTOS *et al.*, 2010).

Antibióticos podem ter duas funções: a inibição do crescimento bacteriano e a destruição de uma população bacteriana. Os medicamentos mais utilizados no hospital de estudo desse trabalho, de acordo com o relatório farmacológico da unidade, são isoniazida (INH), rifampicina (RIF), etambutol (EMB), trimetoprima (TMP) e sulfametoxazol (SMZ).

A rifampicina (RIF) é encontrada em medicamentos administrados para tratamento de tuberculose, em comprimidos composto com o fármaco isoniazida (INH). Ambas inibem a biossíntese do RNA da *M. tuberculosis*, bloqueando a enzima do DNA e assim o início da transcrição do RNA. A excreção de ambas se dá através da urina. Aproximadamente de 50 a 70% da INH é excretada na forma inalterada e seus metabólitos são eliminados em até 24h, já na RIF, os metabólitos excretados estão entre 6 e 30% e 50%, excretados como droga inalterada. (FURP, 2020)

Os fármacos também podem chegar às ETEs por meio do descarte inadequado de medicamentos. O descarte inadequado de medicamentos realizado pela maioria das pessoas se deve pela falta de informação e/ou divulgação sobre os danos que estes medicamentos causam ao meio ambiente e por carência de postos de coleta (GASPARINI; GASPARINI; FRIGIERI, 2011).

Para tal, a destinação final dos resíduos de medicamentos ainda se resume na adoção de soluções imediatas, que quase sempre são fundamentadas no simples

descarte, predominando o descarte no lixo comum, em pias e vasos sanitários, contribuindo para a contaminação do meio ambiente (HOPPE; ARAUJO, 2012).

Em geral, os efluentes domésticos e hospitalares são as principais fontes de contaminação dos recursos hídricos com fármacos (RAIMUNDO, 2007), uma vez que as estações convencionais de tratamento não são equipadas para eliminar completamente os micropoluentes (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013).

3.3 Efluente hospitalar

O efluente hospitalar contém inúmeros fármacos, tais como antibióticos, antipiréticos, analgésicos, imunossupressores, ansiolíticos e até substâncias radioativas (como as anticancerígenas) e em altas quantidades, constituindo elevada fonte de descarga de substâncias recalcitrantes no ambiente (ABREU, 2010). Esses compostos apresentam características recalcitrantes e/ou antibacterianas, podendo ser biologicamente ativos, além de acarretar riscos aos ecossistemas aquáticos, uma vez que podem não ser degradados nos tratamentos convencionais de efluentes (ZOTESSO et al., 2016).

O setor hospitalar se destaca pelo consumo de água e conseqüentemente, pela grande geração de efluentes, pois estima-se que usualmente, o volume de consumo de água dentro de hospitais varia entre 400 e 1.000 L/ leito-dia (EMMANUEL et al., 2005).

Os primeiros estudos realizados destacam a ecotoxicidade intrínseca desses efluentes de 5 a 15 vezes maior do que de efluente urbano, bem como potencial efeito inibidor de sistemas de lodos ativados de estações de tratamento de esgotos variando de 7 a 8% (JACOBSON, 2011).

Um trabalho realizado no hospital em Bangkok – Tailândia relatou que durante meses a estação de tratamento de esgoto não estava em bom funcionamento, e ao realizar análises verificaram que este efluente continha uma toxicidade de 89% e uma baixa biodegradabilidade, de apenas 0,3, com demanda química de oxigênio (DQO) cerca de 1050 mg L⁻¹ e uma demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 410 mg L⁻¹. Tal fato levou pesquisadores a buscar alternativas para solucionar este problema, já que a alta toxicidade estava afetando o sistema biológico de degradação da matéria orgânica. Geralmente isso acontece quando não há tratamento próprio para os efluentes hospitalares, sendo feita apenas a diluição desse efluente. Tal método não

é eficaz, pois as substâncias recalcitrantes continuam presentes e dessa forma acabam afetando o sistema de tratamento de esgoto da cidade, diminuindo assim seu rendimento (KAJITVICHYANUKUL; SUNTRONVIPART, 2006).

No Brasil não há legislação própria para tratamento do efluente hospitalar. A Dinamarca começou a considerar o efluente hospitalar como efluente industrial a partir de 2013, pelo fato de haver grande quantidade de poluentes emergentes. Essa iniciativa da Dinamarca foi obtida através da união de municípios, onde surgiu uma diretriz para o tratamento de esgoto, classificando 36 fármacos e suas concentrações, além de classificar o hospital como fonte de contaminação principal, média ou pequena (YILMAZ *et al.*, 2017).

No Brasil não há legislação própria para tratamento do efluente hospitalar. A Dinamarca começou a considerar o efluente hospitalar como efluente industrial a partir de 2013, pelo fato de haver grande quantidade de poluentes emergentes. Essa iniciativa da Dinamarca foi obtida através da união de municípios, onde surgiu uma diretriz para o tratamento de esgoto, classificando 36 fármacos e suas concentrações, além de classificar o hospital como fonte de contaminação principal, média ou pequena (YILMAZ *et al.*, 2017).

Verlicchi (2010) recomenda tratamento de efluente hospitalar separado, antes do lançamento na rede coletora de esgotos, evitando diluições para obter tratamento eficiente. A autora informa ainda que o tratamento biológico é de grande importância para a remoção de carga orgânica, e que estes podem passar por tecnologias de membranas de ultrafiltração para remoção de medicamentos ou mesmo processos oxidativos avançados (como a ozonização, fotólise, dentre outros) para tornar o efluente mais biodegradável.

3.4 Hospital de estudo

O Hospital de estudo está localizado no estado do Paraná, em uma cidade próxima à região de Curitiba. Inaugurado em 1927, faz parte de um dos cinco (5) hospitais no Brasil que tem tratamento especializado para Tuberculose. Atualmente, o hospital opera com 25 pacientes apenas para o tratamento de tuberculose, os quais chegam a residir no hospital de 6 meses a 2 anos, dependendo da gravidade da doença.

A pedido da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), o hospital implantou um sistema de tratamento biológico composto por uma fossa séptica, dois filtros biológicos e uma caixa de cloração antes do lançamento dos esgotos gerados na rede coletora de esgotos, apresentado na Figura 1.

Figura 1 - Fossa séptica e filtro biológico (ao fundo) no hospital



Fonte: Autoria própria (2022)

3.4.1 Tuberculose

De acordo com dados dos sistemas de notificações e acompanhamentos de tuberculose no Brasil, os grupos de riscos que possuem maior probabilidade de se contaminarem pela doença são classificados como: pessoas em situação de rua – 56x mais; pessoas com HIV – 28x a mais e presidiários – 28x (BRASIL, 2019).

Em 2018, foram registradas quase 1,5 milhões de óbitos por tuberculose e 10 milhões de doentes pelo mundo. O Brasil está na lista dos 30 países que apresentam grandes números da doença, motivo pelo qual adota medidas como “estratégias para o fim da tuberculose”, juntamente com o sistema único de saúde (SUS), visando, com as referidas medidas, controlar, monitorar e reduzir o coeficiente de incidência para

menos de 10 casos por cada 100 mil habitantes até o ano de 2035, o que reduzirá consequentemente o número de óbitos para 1/100 mil habitantes (BRASIL, 2017; BRASIL, 2019).

A queda da doença no Brasil foi observada nos anos de 2010 a 2016. Porém, entre os anos de 2017 e 2018, atenuou-se a incidência em maiores de 65 anos e intensificou-se nos menores de 10 anos, ocorrendo quase 5 mil mortes no Brasil. Em 2019, o Brasil teve 73.864 novos casos de tuberculose, o que causou um coeficiente de 35 casos para cada 100 mil habitantes (BRASIL, 2020).

3.5 Processos oxidativos avançados

Uma vez que as estações convencionais de tratamento não são equipadas para eliminar completamente os micropoluentes, são necessários sistemas complementares e avançados que normalmente concluir o tratamento (AZZI, 2018; SIES, 2019).

Os processos oxidativos avançados são alternativas bastante estudadas e aplicadas para tratamento de águas e efluentes. Nestes processos há geração do radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$), que é um forte oxidante capaz de mineralizar substâncias recalcitrantes. A geração de hidroxila ($\bullet\text{OH}$) pode ser advinda de processos com presença de O_3 , H_2O_2 , TiO_2 , dentre outros (GUIMARÃES, 2012; ARAÚJO *et al.*, 2016).

Os POAs são processos rápidos e não seletivos, cujos seus produtos gerados podem ser água, dióxido de carbono e ânions inorgânicos, porém em muitos casos acabam gerando outros subprodutos que podem ser mais tóxicos do que os de origem, necessitando de verificação da sua toxicidade.

Os processos oxidativos avançados podem apresentar as seguintes vantagens:

- Mineralizar os poluentes, e não apenas mudar de fase;
- Usar como pré ou pós-tratamento;
- Em algumas aplicações, necessitam menos energia (quando utilizada energia solar).

Na Tabela 2 é apresentada uma descrição dos principais tipos de processos oxidativos avançados e sua classificação, considerando se possui irradiação ou não.

Tabela 1 - Tipos de processos oxidativos avançados

Processos Oxidativos Avançados	Referência
Processos baseados em Ozônio	O ₃ ; O ₃ / H ₂ O ₂ ; O ₃ /Catalisador
Processos baseados em UV	UV/ H ₂ O ₂ ; UV/O ₃ ; UV/Cl ₂
Eletroquímico	SnO ₂ ⁻ eletrodos dopados; PbO ₂ ⁻ eletrodos dopados.; TiO ₂ ⁻ eletrodos
Catalítico	Fenton; Foto-Fenton; UV/Catalisador
Físico	Ultrassom; Plasma; Microondas

Fonte: Adaptado de MIKLOS et al (2018)

Ainda sobre os POAs, é possível destacar que os processos Fenton e Foto-Fenton são grandemente utilizados para tratamento de efluentes. No estudo, realizado em um hospital na Tailândia, foi verificada grande toxicidade nas águas residuárias, comprometendo o sistema de tratamento biológico. Como uma alternativa para remoção dessas substâncias tóxicas foi aplicado o processo Foto-Fenton, que se tornou eficiente pré-tratamento desse efluente (KAJITVICHYANUKUL; SUNTRONVIPART, 2006).

Um dos problemas relacionados a esse processo é a necessidade de usar pH mais ácido (geralmente 2,8) e verificar as concentrações ideais de ferro, peróxido de hidrogênio, além da intensidade da radiação da lâmpada e se está mergulhada na solução ou não (TEIXEIRA; JARDIM, 2004).

O tratamento com radiação Ultravioleta (UV) é utilizado principalmente como desinfecção, ao ser utilizado com H₂O₂ pode também destruir inúmeros compostos orgânicos, além de aumentar a eficiência da reação (TEIXEIRA; JARDIM, 2004). Também é um processo que pode ocorrer de forma natural, sendo utilizado em estações de tratamentos de esgotos como forma de desinfecção, em comprimento de onda de 200 a 300 nm.

Tabela 2 - Processos oxidativos avançados utilizados para remoção de fármacos em artigos

Processos Oxidativos Avançados	Substâncias Removidas	Tipo de Efluente	Referência
Fenton e Foto-Fenton	Isoniazida e rifampicina	Efluente sintético fortificado	Lemos, 2015
Foto-Fenton	Sertralina e Ciproflaxino	Efluente Doméstico	Perini, 2013
Fotólise	Hidroclorotiazida, naproxeno e gemfibrozil	Efluente Doméstico	Paniagua et al., 2019
O ₃ ; O ₃ /UV; O ₃ /UV/Fe ²	Ampicilina, Amoxicilina	Efluente hospitalar	Souza, 2016
UV/H ₂ O ₂	Vários compostos	Efluente de indústria farmacêutica	Veiga, 2011

Fonte: Autoria própria (2022)

Perini (2013) verificou rápida remoção da sertralina e o ciproflaxino de efluentes domésticos com o processo Foto-Fenton e ferro zero. Veiga (2011) usou o processo de Peróxido de Hidrogênio com luz UV para tratamento de efluentes obtidos na produção de diversos tipos de antibióticos, e observou que houve a degradação de diversos fármacos, com destaque no composto isoniazida, com um tempo de remoção de aproximadamente 30 minutos, mas alertando a necessidade do ajuste do pH para a eficiência da reação.

Um trabalho realizado com efluente hospitalar em Porto Alegre-RS, Souza (2016) verificou remoção de Ampicilina, Amoxicilina e outros fármacos, além de melhoria nos parâmetros odor, cor, oxigênio dissolvido e desinfecção. O autor aplicou os processos de O_3 , O_3/UV e $O_3/UV/Fe^{2+}$. Em requisito de melhor degradabilidade, o processo O_3/UV foi o mais eficiente, seguido do processo com $O_3/UV/Fe^{2+}$.

Além desse, Lemos (2015) realizou estudos com degradação utilizando a isoniazida e rifampicina através do Fenton e Foto-Fenton. Constatou que houve melhora na remoção dos fármacos com a presença da luz (Foto-Fenton), mas as problemáticas eram os subprodutos gerados no processo, que continuaram apresentando toxicidade para organismos aquáticos como a *Daphnia magna*.

O tratamento com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) não possui bom rendimento quando utilizado separadamente, é necessário que esteja associado a outra substância ou fonte de energia, como por exemplo, a irradiação UV gerando hidroxilas em comprimento de onda inferior a 300 nm (MOTA, 2010).

Após a escolha do processo oxidativo mais adequado ao tipo de efluente a ser tratado, devem ser realizados testes toxicológicos para verificar a toxicidade do efluente tratado.

3.6 Ecotoxicidade

A realização de processos oxidativos avançados nem sempre envolve a total perda da toxicidade, ao realizar os processos podem acontecer a formação de produtos intermediários que podem apresentar toxicidade menor ou maior do que os poluentes originais. De acordo com Wang e Wang (2021), podem acontecer três situações

1. Queda da toxicidade na realização do processo oxidativo avançado;
2. Aumento da toxicidade durante a reação e depois acontecer uma diminuição;
3. Aumento da toxicidade até o final do processo.

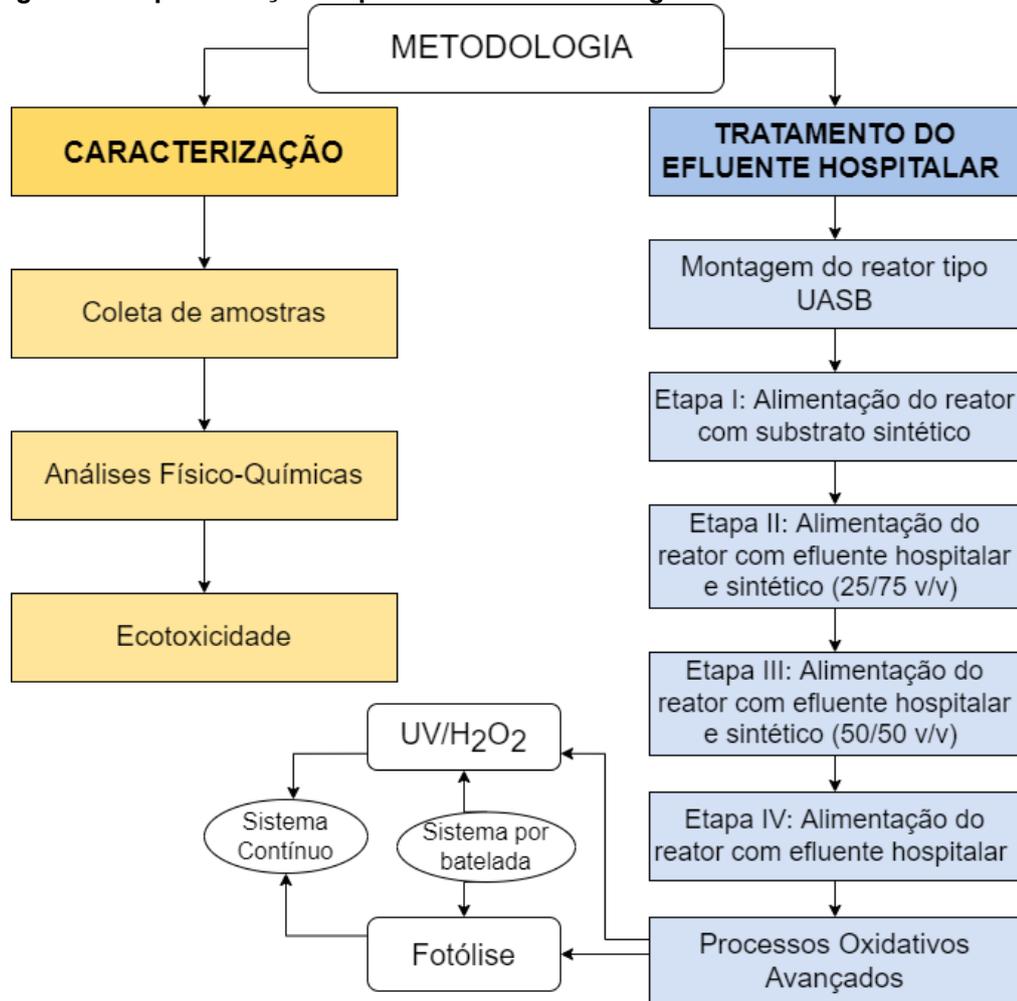
Dessa forma, os testes de ecotoxicidade são de vital importância para a caracterização da toxicidade de um efluente principalmente pós-tratamento oxidativo avançado.

As sementes de *Lactuca sativa* vêm sendo amplamente utilizadas para tais testes, apesar de não ser um organismo aquático, ela é capaz de mostrar efeitos significativos em vegetação perto das margens de corpos d'água, ou também quando o efluente for utilizado para fertirrigação. (SOBRERO; RONCO, 2009) Este é um bioensaio considerado de baixo custo e apresenta como respostas a germinação das sementes e o crescimento radicular de acordo com cada tipo de efluente ou amostra utilizada (SOBRERO; RONCO, 2009; YOUNG *et al.*, 2012).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada neste estudo foi dividida em 2 partes, caracterização da amostra e tratamento do efluente hospitalar, a qual é apresentada na Figura 2.

Figura 2 - Representação esquemática da metodologia desenvolvida no trabalho



Fonte: Autoria própria (2022)

A caracterização tem como objetivo entender e conhecer os parâmetros do efluente em estudo, antes e pós-tratamentos, com análises físico-químicas e biológicas. Já a parte de tratamento do efluente consiste, em um primeiro passo, na montagem do reator tipo UASB, inclusão da biomassa no mesmo, e sua alimentação com efluente sintético. Os passos posteriores foram realizados com intuito de adaptar o reator ao efluente do hospital, onde após 110 dias de operação, foi alimentado com 25% de efluente hospitalar e 75% (v/v) de efluente sintético. Após 40 dias, depois de realizadas análises de monitoramento, mudou a proporção para 50% de efluente sintético e 50% (v/v) de efluente hospitalar, foram repetidas as análises de

monitoramento por mais 40 dias e chegou-se a alimentar o reator apenas com efluente hospitalar. Quando este chegou à proporção de 100% de alimentação com efluente hospitalar, foram realizados tratamentos combinados com processos oxidativos avançados, os quais serão descritos detalhadamente nos itens posteriores.

Feita a descrição geral dos procedimentos utilizados da metodologia, em seguida são apresentadas as outras etapas realizadas neste trabalho.

4.1 Coleta do efluente hospitalar

As coletas do efluente foram realizadas durante o período da manhã, com o auxílio de uma bomba peristáltica Provitec modelo AWG 5000 diretamente em bombonas com volume de 20 L, como pode ser visto na Figura 3. A duração da coleta variou de 2 a 3 horas, pois o efluente continha muitos interferentes como plásticos, galhos, folhas, que causaram entupimento na mangueira e conseqüentemente uma prolongação no tempo de coleta.

Figura 3 - Coleta de efluente hospitalar

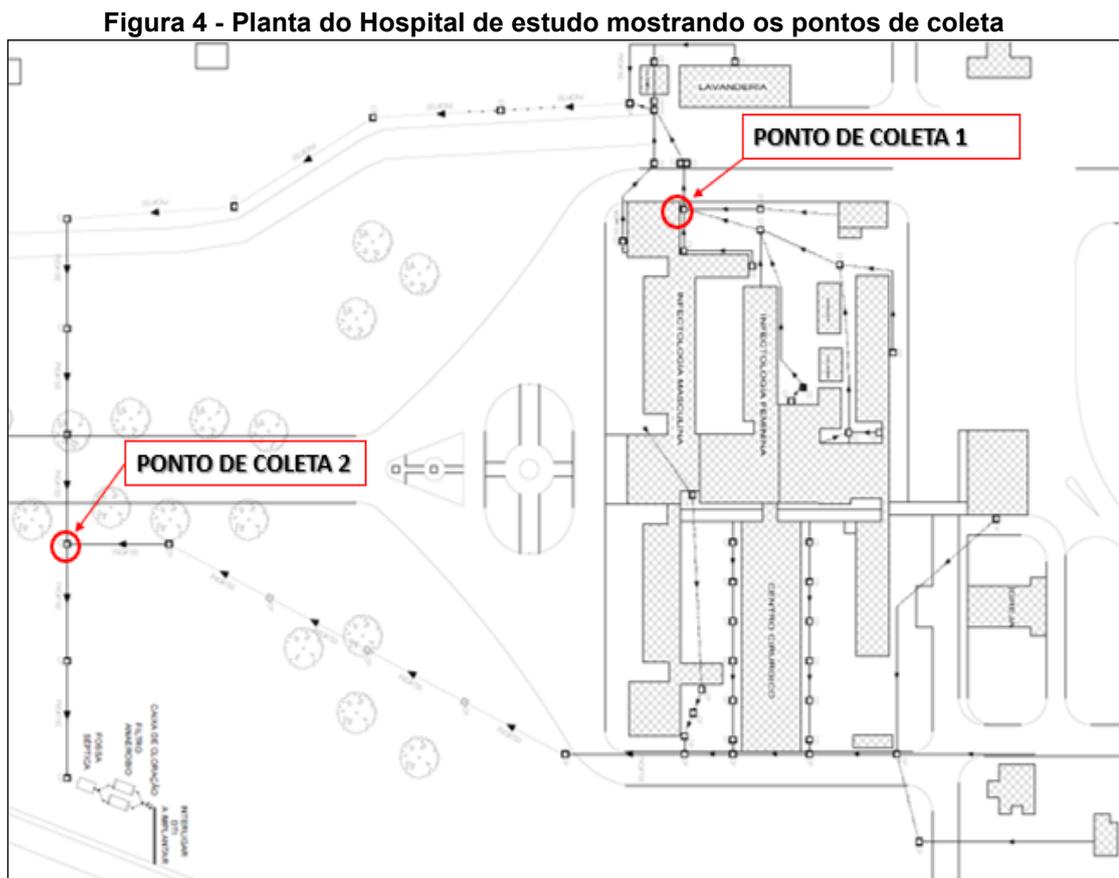


Fonte: Autoria própria (2022)

A princípio foram realizados dois tipos de coletas. O Ponto de Coleta 1, demonstrado na Figura 4, trata-se de uma caixa de passagem localizada na área externa do hospital, no setor de tuberculose (ala masculina e feminina). Nesse ponto, foram executadas coletas das 10h até às 14h e realizada uma comparação de dados

durante esses horários. Por se tratar de um setor específico e isolado do hospital, com banheiros coletivos e pias de enfermagem, observou-se que referido ponto apresentava uma vazão muito baixa para coleta, e somente nos horários próximos ao meio dia ocorria um aumento de vazão.

O segundo ponto de coleta (nomeado na figura como Ponto de Coleta 2) possui uma caixa de passagem maior, apresentando contribuição de efluente de todo o hospital, incluindo farmácia, área administrativa, diretoria e manutenção. Esse ponto está localizado antes do tratamento biológico que o próprio hospital possui (filtro biológico), e por isso foi o ponto escolhido como principal para estudo, por se tratar de um efluente mais representativo do hospital. A Figura 4 apresenta a planta do hospital, de forma a observar os pontos já descritos onde foram realizadas as coletas de efluentes.



Na Figura 5 podemos ver a caixa de passagem do ponto principal de coleta, antes de chegar ao filtro biológico do hospital (ao fundo do lado direito). Ao lado, bombonas de 20 L para coleta do efluente.

Figura 5 - Ponto de coleta no hospital de estudo



Fonte: A autoria própria (2022)

A figura 6 mostra por dentro da caixa de passagem, onde é realizado a coleta principal, onde podemos observar também alguns objetos grosseiros na imagem (plásticos, folhas, pedaços de galhos), o que acaba dificultando a realização da coleta.

Figura 6 - Ponto de coleta no hospital de estudo



Fonte: A autoria própria (2022)

As bombonas, após cheias, foram fechadas e transportadas para o laboratório de análises, onde todo o conteúdo foi transferido para uma bombona de 200 L para

uma homogeneização total da amostra e, posteriormente, acondicionamento do efluente em recipientes de 5 L e 1 L, para congelamento a -4°C em um freezer com capacidade para 410 L, conforme a Figura 7, que mostra o efluente separado e preparado para armazenamento.

Figura 7 -Bombonas para armazenamento de efluentes pronta para congelamento



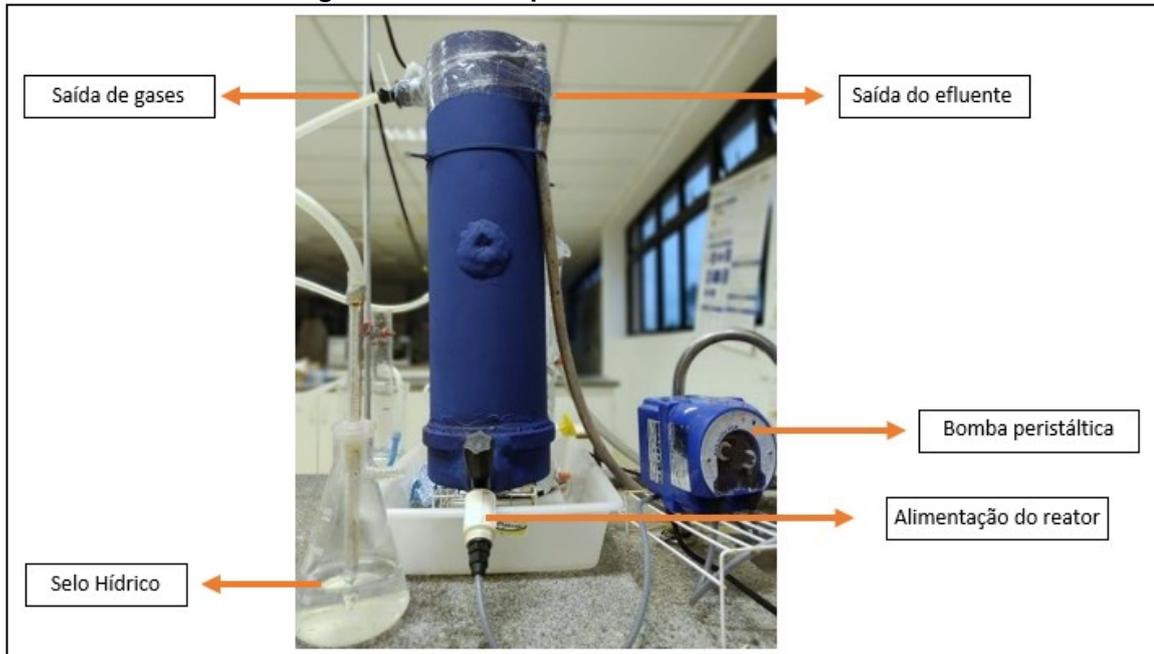
Fonte: Autoria própria (2022)

Ao ser necessário alimentar o reator, o efluente era retirado do freezer e reservado em temperatura ambiente para total descongelamento durante um período de 24 h, para posterior introdução no reator tipo UASB.

4.2 Projeto do reator tipo UASB

Para tratamento biológico do efluente hospitalar foi projetado e montado um reator tipo UASB, que é de principal importância para esse estudo, com um volume total de 7 L. Este reator foi construído com tubos de PVC de diâmetro de 15 cm, e para os defletores foi utilizado material plástico de baixo custo. O reator montando pode ser observado na Figura 8, com suas especificidades.

Figura 8 - Reator tipo UASB usado no estudo



Fonte: Autoria própria (2022)

Através de revisões na literatura, observou-se que o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de um reator tipo UASB varia conforme o tipo de efluente que será tratado, podendo variar de 8 a 16 horas. (CHERNICHARO, 1997, p.218). Por se tratar de um efluente hospitalar com características recalcitrantes, o TDH foi definido para 16 horas. A alimentação com efluente é realizada com uma bomba peristáltica da marca EXATTA (110v, vazão 0,2 a 1,2 L h⁻¹). Sabendo que o volume útil do reator é de 4,9 L, calculou-se com o tempo de detenção hidráulica para descobrir a vazão, conforme apresentado na equação 1:

$$TDH = \frac{V_{\text{útil}}}{Q} ; \text{então } Q = \frac{4,9}{16} = 0,306 \text{ L/h} \quad (1)$$

4.3 Início da operação do reator tipo UASB

A operação do reator teve início em agosto de 2019, com 2.100 mL de Lodo Anaeróbio cedido pelo Laboratório de Saneamento da UTPFR (ECOVILLE), o qual equivale aos 30% definido por literatura para início da operação que o reator necessita para iniciar suas atividades biológicas. A concentração de sólidos totais desse lodo é respectivamente de 89,1 (1,8) g L⁻¹, sólidos totais fixos (STF) de 30,3 (2,6) g L⁻¹ e sólidos totais voláteis (STV) do inóculo de 58,8 (1,7) g L⁻¹, ou seja, 33,9 e 66,1% em relação aos sólidos totais.

Após a adição do lodo, foram aguardadas 24 horas, com a finalidade de ocorrer uma sedimentação do mesmo. Para iniciar o tratamento biológico no reator tipo UASB é utilizado um substrato sintético o qual é descrito por Torres e Foresti (1992), cuja solução é muito utilizada em trabalhos científicos, podendo ser verificado na Tabela 3 (FERRO *et al.*, 2021; MARCELINO *et al.*, 2020; ROTH *et al.*, 2021).

Tabela 3 - Substratos utilizado para preparo do efluente sintético

Substancias	Concentração (g L⁻¹)
Extrato de carne	0,2000
Amido solúvel P.A.	0,0100
Farinha de trigo	0,2000
Sacarose	0,0175
Cloreto de amônio P.A.	0,0510
Cloreto de sódio P.A.	0,2500
Cloreto de magnésio P.A.	0,0070
Cloreto de cálcio anidro P.A.	0,0045
Fosfato de potássio monohidratado P.A.	0,0264
Bicarbonato de sódio P.A.	0,2000

Fonte: Adaptado por Torres (1992)

Foram realizadas análises de monitoramento da adequação do reator com a biomassa, e dessa forma se determinou a alcalinidade parcial, alcalinidade total, alcalinidade intermediária, formação de bicarbonatos, presença de ácidos voláteis, além da demanda química de oxigênio e sua remoção na saída do reator. Todo esse processo de aclimatação e monitoramento durou 110 dias.

4.4 Caracterização do efluente

A caracterização do efluente hospitalar, do efluente pós reator tipo UASB, após processos oxidativos avançados, seguiu a metodologia que está descrita na Tabela 4. Para monitoramento do reator realizou-se apenas as análises de DQO, pH, Alcalinidades e Ácidos Voláteis (os quais estão descritas nas referências abaixo), já para amostras antes e pós processos oxidativos avançados, foram realizadas mais análises físico-químicas, incluindo parâmetros de nitrogênio (amoniaco, nitrito e nitrato) e também análises de orfosfato.

Tabela 4 - Caracterização do efluente antes e após tratamento UASB e por POAs

Variável	Unidade	Método	Referência
pH	-	Potenciométrico	-
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Alcalinidade intermediária	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Alcalinidade parcial	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Alcalinidade a bicarbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Ácidos Voláteis	mg L ⁻¹ Hac	Titulométrico	Dillalo e Albertson (1961)
DQO _{total} e DQO _{solúvel}	mg L ⁻¹	Colorimétrico por refluxo fechado	APHA, 2017 (5220-D*)
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	Fenato	APHA, 2017 (4500NH3-F*)
Nitrito	mg L ⁻¹	Colorimétrico	APHA, 2017 (4500NO2-B*)
Nitrato	mg L ⁻¹	Redução por Cádmio	APHA, 2017 (4500NO3-E*)
Ortofosfato	mg L ⁻¹	Método do Ácido Ascórbico	APHA, 2017 (4500 - P E*)
Coliformes totais	UFC	RapidHiColiform	APHA, 2017 (9223*)

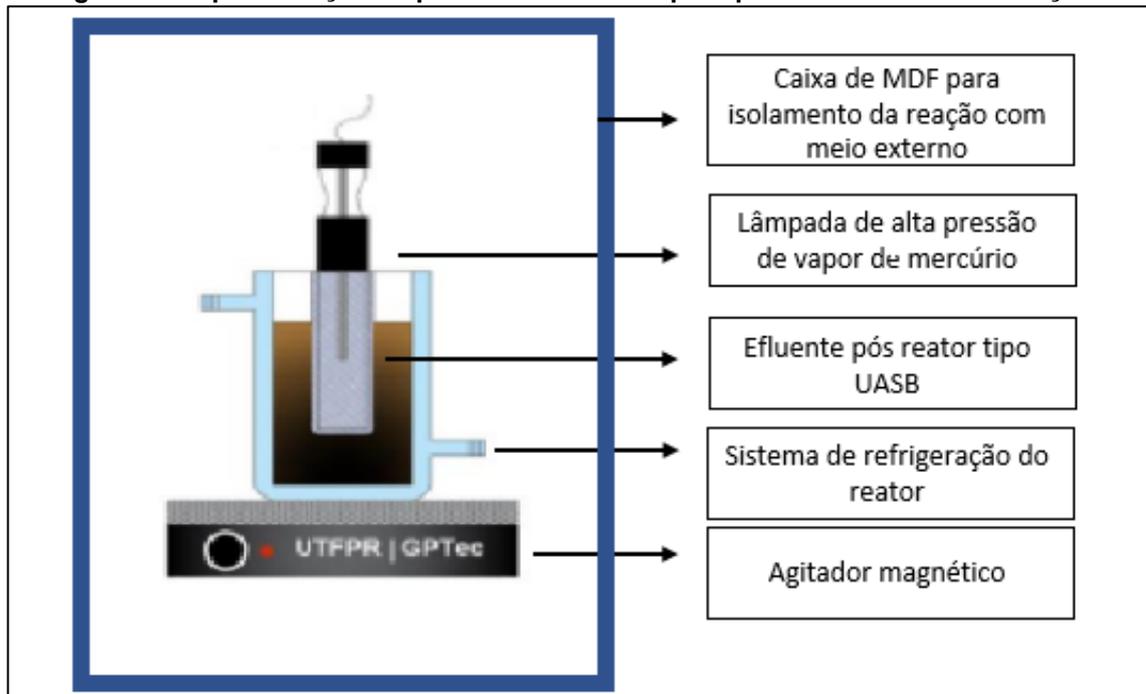
*O número do método se refere ao procedimento descrito no 23rd Edition of Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater da American Public Health Association (APHA, 2017).

4.5 Tratamentos pós reator tipo UASB

4.5.1 Foto-Fenton

Foi realizado um processo oxidativo avançado Foto-Fenton em efluente bruto, o qual teve duração de 60 minutos. Para isso, foi ajustado o pH para 2,8. O reator, que contém um volume de 500 mL, foi constituído por quartzo cilíndrico de dupla parede, com uma lâmpada de alta pressão de vapor de mercúrio de 125 W, que foi inserida na solução por meio de um bulbo de vidro borossilicato (radiação UVA de 22,3 mW cm⁻²), foi necessária a refrigeração do sistema com circulação de água e agitação magnética. A princípio foram adicionados 15 mg L⁻¹ de Fe²⁺ e 25 mg L⁻¹ de H₂O₂. Durante a oxidação, a cada 5 minutos foram retiradas alíquotas ao longo do processo como forma de acompanhamento da eficiência do tratamento e realizada uma reinjeção de 25 mg L⁻¹ de H₂O₂ a cada 15 minutos. A Figura 9 mostra todo esse sistema para realização de processo oxidativo avançados como foi descrito acima.

Figura 9 - Representação esquemática do reator para processo oxidativo avançado



Fonte: Autoria própria (2022)

4.5.2 Processos UV/Peróxido de hidrogênio

O tratamento UVC/H₂O₂ foi realizado com o efluente pós-tratamento biológico (UASB) com o mesmo reator de volume de 500 mL de quartzo cilíndrico de dupla parede e uma lâmpada de alto vapor de mercúrio de 125 W. O bulbo utilizado foi de quartzo, com irradiação de 12,8 mW cm⁻². Ao iniciar a reação foi introduzido 90 mg L⁻¹ de peróxido de hidrogênio na proporção de 2:1 (DQO:H₂O₂), com monitoramento a cada 15 minutos e reinjeção a cada 30 minutos quando necessário. Foram coletadas amostras, cujos tempos de reação foram de 60 minutos, 120 minutos, 180 minutos e 225 minutos e tempo zero para realização das análises.

Foi realizado também outro processo nas mesmas condições, seguindo recomendações do grupo de pesquisa, porém este apresentava uma concentração inicial de Peróxido de Hidrogênio de 60 mg L⁻¹, nos mesmos tempos de 60, 120, 180 e 225 minutos. Abaixo (Figura 10) é apresentado um reator de bancada em seu processo inicial de tratamento.

Figura 10 - Reator de bancada para POA



Fonte: Aatoria própria (2022)

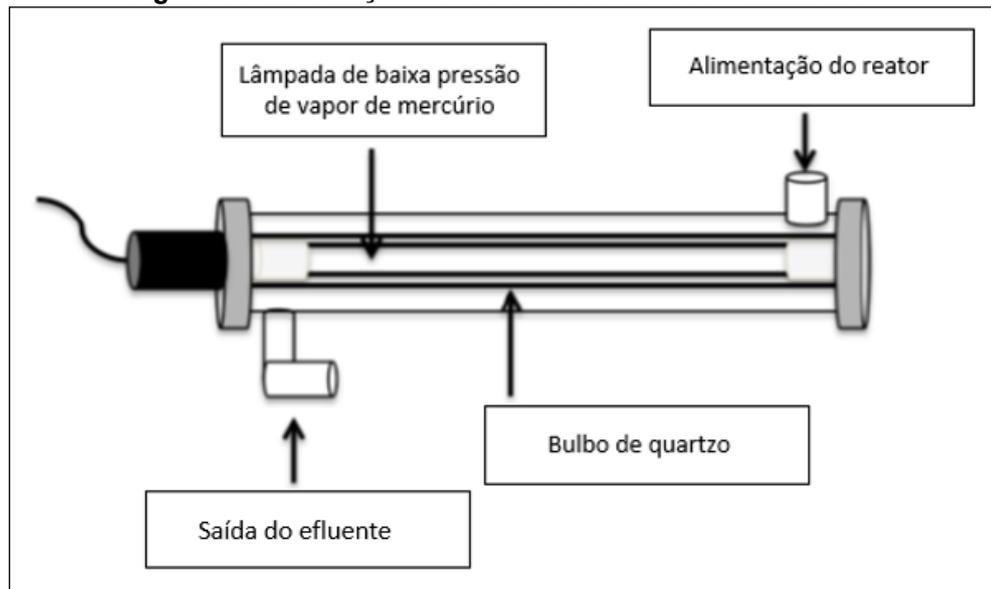
4.6 Fotólise

No processo de Fotólise também foi utilizado o efluente pós-UASB, com o mesmo reator de quartzo de 500mL e lâmpada de alta pressão de mercúrio de 125 W, mergulhada na amostra, com bulbo de quartzo. Os tempos definidos para Fotólise foram os já descritos de 60 minutos, 120 minutos, 180 minutos e 225 minutos, com objetivo de avaliar uma possível melhora de eficiência proporcionada pela geração de radicais hidroxila em relação ao processo de fotólise, tanto na degradação quanto na ecotoxicidade.

4.7 Sistema contínuo

Na saída do reator tipo UASB, foi introduzido um reator UV de bancada GERMETEC (modelo de GPJ-Jr), constituído de aço inoxidável e volume de 1000 mL. No interior possui uma lâmpada UV de baixa pressão de mercúrio 28 W, envolvida com tubo de quartzo, com até 253,7 nm de comprimento de onda e radiação de 30 mWcm⁻², conforme a figura apresentada abaixo. A Figura 11 apresenta o reator utilizado no estudo com as respectivas descrições.

Figura 11- Informações do Reator de bancada GERMETEC



Fonte: Autoria própria (2022)

Nesse sistema contínuo foram realizados estudos de fotólise e fotoperoxidação. No processo de fotoperoxidação houve o gotejamento do H_2O_2 com vazão de $9,9 \times 10^{-6} \text{ L h}^{-1}$ através de uma bomba peristáltica da marca Perista, modelo SJ-1211 e concentração inicial de 500 mg L^{-1} . Primeiramente foi feito um processo apenas com água para avaliar a concentração de Peróxido de Hidrogênio no sistema. O efluente foi coletado na saída desse reator após 225 minutos e 720 minutos, e realizadas as análises de comparação.

4.8 Insumos, dependências e equipamentos envolvidos

Todos os reagentes utilizados nas análises são de padrão analítico, em maior ou menor grau.

Em um primeiro momento, antes de se realizarem as amostragens físico-químicas, todas as vidrarias e instrumentos foram lavados com detergente EXTRAN 10% (v/v), enxaguadas em torneira com água corrente por 10 vezes e colocadas em banho em ácido nítrico 10% (v/v) durante 24 horas. Após o banho ácido, novamente foram enxaguadas com água de osmose por três vezes e secas em estufa (SPLABOR, modelo SP-100/100^a) a 40°C . Para a pesagem dos produtos foi utilizada uma balança analítica digital (Shimadzu® - modelo AUY220) com incerteza de $\pm 0,0001\text{g}$.

Para a verificação do pH das amostras e soluções, utilizou-se o equipamento pHmetro P1000 da marca PHOX, sendo o equipamento previamente calibrado com

os padrões analíticos de pH 4, pH 7 e pH 9. Para amostras em que não foram possíveis utilizar o pHmetro, como nos pontos de coleta do hospital de estudo, foram utilizadas fitas colorimétricas da marca MACHEREY-NAGEL de 0 - 14 pH.

Para filtração das amostras, quando necessário, foi utilizada uma bomba a vácuo Tecnal® - modelo TE-0581, com membranas de nitrato de celulose, da marca Unifil®, com porosidade de 0.45 µm, e em quantidades pequenas de amostras (de 5 a 10 mL) foram utilizadas membranas de mesma especificação, em seringas de vidro com porta filtro Holder de 13 mm, da marca Sartorius.

As micropipetas usadas para dosagem monocanal possuíam faixas de trabalho de 10 a 100 µL, 100 a 1.000 µL e 1.000 a 10.000 µL, sendo todas elas da marca Labmate®.

Para a análise de espectro de absorvância foi utilizado o Espectrofotômetro UV-Vis da marca Varian, modelo Cary 50 Bio. Para análise de carbono orgânico foi utilizado o equipamento “HiperTOC” da marca Thermo Scientific®, presente no Laboratório Multiusuário de Análises Químicas/UTFPR (LAMAQ).

Para realizar as reações de Foto-Fenton, utilizou-se o catalisador sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) da marca ISO FAR, e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) da marca Peróxidos do Brasil, com concentração de 35% (m/v). Também, para os POAs utilizou-se as fitas peroxide test da marca MQuant™ para verificação do H_2O_2 residual.

O reator tipo UASB utilizado como tratamento biológico deste experimento encontra-se no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias (LATAR/UTFPR). Já as caixas e os reatores para processos oxidativos avançados encontram-se no Laboratório de Contaminantes Ambientais (GPTEC – UTFPR). Os testes de ecotoxicidade foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia (ECOTOX – UTFPR).

Para a realização de análises referentes a quantificação e identificação de microorganismos presentes na amostra, foi utilizado o laboratório de microbiologia (UTFPR).

4.9 Determinação de peróxido de hidrogênio residual

Para quantificar o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) residual dos POAs foi necessária a construção de duas curvas de calibração (baixa concentração e alta

concentração) a partir de soluções de peróxido de hidrogênio com concentrações de 0,5 a 10 mg L⁻¹ e de 10 a 50 mg L⁻¹, em balões volumétricos de 10 mL. Em seguida, em frascos menores, foi adicionado 2 mL de solução de Vanadato de amônio e 1 mL das soluções diluídas de peróxido de hidrogênio. Foi realizada a leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda de 395 nm e anotados os resultados.

4.10 Testes de ecotoxicidade

Para realização dos testes de ecotoxicidade, foram separadas amostras de efluentes antes e após tratamento biológico (reator tipo UASB). Também foram retiradas alíquotas após tratamentos químicos: Foto-Fenton, UV/H₂O₂, Sistema Contínuo e Fotólise. As amostras provenientes do processo de Foto-Fenton foram ajustadas, o pH ajustado para 7.

Para análise com *Lactuca sativa*, foram utilizadas sementes da marca Boston Branca (Isla Pak®). Inicialmente foram dispostas cerca de 15 sementes em placas de Petri, sobre papel filtro (80 g m⁻², Unifil) com 4 mL de amostra. Para controle negativo da análise foram realizados os mesmos procedimentos, porém no lugar da amostra foi utilizada água de osmose reversa e, para controle positivo, solução comercial de glifosato (48% m/v). As placas foram incubadas em BOD a 20°C, por um período de 120 horas, e realizadas em triplicata.

Após este período, foi medido o comprimento das radículas, aqueles que obtiveram crescimento < 0,2 cm, foram considerados não germinados (SOBRERO e RONCO, 2009; YOUNG *et al.*, 2012). Dessa forma, foram calculados o índice de germinação e índice de crescimento relativo, conforme equação 2 e equação 3.

Quanto ao comprimento das radículas, aquelas com crescimento inferior a 0,2cm são consideradas como não germinadas. Também foi calculado a média dos comprimentos das amostras, o desvio padrão, o índice de germinação e índice de crescimento relativo, conforme são descritos nas equações 2 e 3.

$$\text{Índice de germinação} = \frac{\text{média da germinação de cada réplica da amostra}}{\text{média da germinação de cada réplica do controle negativo}} \times 100 \quad (2)$$

$$\text{Índice de crescimento relativo} = \frac{\text{média da comprimento das radículas da amostra}}{\text{média da comprimento das radículas da amostra do controle negativo}} \times 100 \quad (3)$$

4.11 Testes de microbiologia

Para a realização dessa análise foi utilizado o Agar Rapid HiColiform™ para determinação com confirmação de presença de *Escherichia coli* e coliformes totais, com base em reação de substrato enzimático das amostras, sendo que ao apresentar valor positivo, obtém-se uma coloração azul fluorescente para *E. coli*.

Para preparação dos meios de cultura, foram separados 31,03 g do Agar Rapid HiColiform em 1000 mL de água de osmose. Após completa a mistura, a solução foi esterilizada em autoclave por 15 minutos à temperatura de 150°C, distribuída em placas de petri acondicionadas em capela adequadamente esterilizada até seu resfriamento. Quando as placas estavam prontas para uso, as amostras foram adicionadas em diluições diferentes e incubadas em estufa a 40°C. Depois de 24h foram realizadas as contagens de colônias (APHA, 2017).

4.12 Cromatografia

Para realização de análises de cromatografia foi realizada a metodologia utilizada por Rodrigues-Silva (2020), onde a pré-concentração das amostras a partir da extração em fase sólida dos analitos presentes do efluente sintético em cartuchos Oasis® HLB 500 mg 6cc 30 µm, com auxílio de um sistema Manifold da Agilent® e com bomba de vácuo da marca Tecnal®. As amostras de efluente primeiramente foram filtradas em membranas de fibra de vidro GF-3 (porosidade ~0,45 µm), para depois realizar a extração em fase sólida.

Primeiramente, foram acondicionados os cartuchos com duas vezes o volume de 5 mL de metanol (MeOH), seguidos de duas vezes acetonitrila (ACN), duas vezes H₂O_{UP} e duas vezes do tampão de fosfato de sódio 6,28 x 10⁻³ mol L⁻¹ com correção de pH 6,8 com ácido fosfórico (H₃PO₄ grau HPLC). Após isso, foi realizada a filtração de 250 mL de amostras, e posteriormente realizou-se a etapa de limpeza, ou clean-up, com 2,5 mL do tampão de fosfato de sódio 6,29 x 10⁻³ mol L⁻¹ e realizada a secagem dos cartuchos em fluxo suave de nitrogênio gasoso (N₂).

A eluição dos compostos que ficaram retidos na massa do cartucho foi realizada com a filtração de 5 mL da mistura de solventes orgânicos ACN e MeOH na razão v/v de 1:1. Após isso, o cartucho foi novamente seco em fluxo de N₂.

Para reconstituição das amostras foram utilizados 0,25 mL de MeOH, novamente foram realizadas a filtração em seringas PVDF de 0,22 μm .

Para realização da fase móvel, foi utilizada uma eluição gradiente de ACN, filtradas em membrana de PTFE 0,45 μm de porosidade e solução tampão de fosfato de sódio dibásico (hidrogenofosfato de sódio, $6,29 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$), preparada em $\text{H}_2\text{O}_{\text{UP}}$ e pH 6,8 com H_3PO_4 grau HPLC. Essa solução tampão foi filtrada em membrana de nitrato de celulose 0,45 μm de porosidade e deixada em equipamento de ultrassom durante 15 minutos, para realizar a retirada de gases presentes nas amostras e não ocorrer interferentes na realização das análises.

Foi utilizada uma coluna de fase Acclaim C18 (2,1 mm x 150 mm, 3 μm – Thermo Scientific™) com vazão de 0,3 mL min^{-1} e temperatura de 35°C. A eluição foi gradiente, com tempo zero com 95% de solução tampão e aos 45 min 70% de solução padrão e 30% de ACN.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização do efluente

Nesse tópico serão apresentados os resultados relacionados a caracterização do efluente coletado no Hospital de estudo. Como descrito na metodologia, foram coletados em dois pontos, inicialmente serão mostrados dados coletados no Ponto 1, como pode ser visto abaixo, na Tabela 5. Os dados referentes ao Ponto 2, local escolhido como principal efluente do estudo, é mostrado em comparação com tratamentos biológicos e químicos, nos tópicos mais adiante, dessa forma, a Tabela abaixo, mostra os valores dos dados dos parâmetros analisados, em diferentes tipos de horários.

Tabela 5 - Características físico-químicas do efluente no setor de tuberculose

Parâmetros	pH	Alcalinidade	Alcalinidade	Alcalinidade.	Alcalinidade A	Ácidos Vol.	DQO _{total}	DBO	DQO/DBO	TOC	TIC	N-NO ₂	N-NO ₃	N-NH ₄	
		Parcial	Intermediária.	Total	Bicarbonatos.										
		mg L ⁻¹ CaCO ₃	mg L ⁻¹ H _{Ac}	mg L ⁻¹ O ₂	mg L ⁻¹ O ₂	mg L ⁻¹ O ₂	mg L ⁻¹								
10:00	N	3	3	3	3	3	3	3	2,4	3	3	3	3	3	
	Média	7	2304	2496	4800	3027	1172	480		465	39	0,46	0,07	0,10	
	Valores Mínimos	7	2208	2400	4608	2904	10044	1177		456	36	0,46	0,05	0,11	
	Valores Máximos	7	2400	2592	4992	3152	10379	1320		442	42	0,53	0,07	0,14	
	Desv. Padrão (DP)	-	64	64	128	82	124	149		9	2	0,2	0,08	0,1	
11:30	N	3	3	3	3	3	3	3	,	3	3	3	3	3	
	Média	6	4640	2176	6816	5271	8522	1086		*	*	*	*	*	
	Valores Mínimos	-	4608	1920	6624	5248	8481	940		*	*	*	*	*	
	Valores Máximos	-	4704	2400	7008	5304	8593	1231		*	*	*	*	*	
	Desv. Padrão (DP)	-	42	150	128	22	47	157		*	*	*	*	*	
12:00	N	3	3	3	3	3	3	3	,	3	3	3	3	3	
	Média	8	6336	1952	8288	6902	9114	819		*	*	*	*	*	
	Valores Mínimos	8	6240	1920	8160	6796	8928	783		*	*	*	*	*	
	Valores Máximos	8	6432	2016	8448	8716	9263	890		*	*	*	*	*	
	Desv. Padrão (DP)	-	64	42	106	76	102	60		*	*	*	*	*	
12:30	N	3	3	3	3	3	3	3	,	3	3	3	3	3	
	Média	7	7392	2528	9920	8125	12648	932		*	*	*	*	*	
	Valores Mínimos	7	7296	2400	9696	7992	12276	932		*	*	*	*	*	
	Valores Máximos	7	7488	2592	10080	8240	12946	1036		*	*	*	*	*	
	Desv. Padrão (DP)	-	64	85	129	88	147	52		*	*	*	*	*	
13:00	N	3	3	3	3	3	3	3	5,08	3	3	3	3	3	
	Média	7	5120	2976	8096	5983	13354	906		178	0,45	0,15	0,19	170	132
	Valores Mínimos	7	4896	2880	7776	5731	13280	879		160	0,15	0,14	0,11	142	128
	Valores Máximos	7	5280	3072	8352	6171	13392	920		178	0,38	0,16	0,19	147	130
	Desv. Padrão (DP)	-	149	64	103	107	49	23		7	0,1	0,02	0,03	11	2
13:30	N	3	3	3	3	3	3	3	2,09	3	3	3	3	3	
	Média	7	8576	2080	10656	9179	12238	708		338	0,48	0,19	0,15	123	110
	Valores Mínimos	-	8352	2016	10368	8936	12164	673		302	0,32	0,17	0,13	113	105
	Valores Máximos	-	8736	2112	10848	9348	12276	740		356	0,48	0,18	0,14	120	108
	Desv. Padrão (DP)	-	149	42	192	160	49	33		19	0,05	0,06	0,05	4,3	1,7
14:00	N	3	3	3	3	3	3	3	1,76	3	3	3	3	3	
	Média	7	5088	1664	6752	5570	9151	659		374	0,45	0,05	0,15	0,07	0,10
	Valores Mínimos	-	4992	1632	6624	5465	9039	651		320	0,43	0,03	0,13	0,06	0,12
	Valores Máximos	-	5184	1728	6816	5657	9263	667		374	0,50	0,06	0,	0,07	0,14
	Desv. Padrão (DP)	-	64	42	85	70	74	47		19	73	34	20	0,06	0,1

Fonte: Autoria própria (2022)

O valor de DQO no primeiro horário de coleta é de 1172 mg L⁻¹ O₂, considerado o valor mais alto dos dados restantes, um dos motivos possíveis para a alta DQO no primeiro horário pode estar relacionado à falta de diluição do efluente, o qual se encontrava em uma vazão muito baixa, o que dificultou a coleta do mesmo. Outro motivo que pode ter causado referida alta é a farmacocinética de alguns medicamentos administrados no hospital, os quais, segundo informações da equipe

médica e farmacêutica, são excretados diariamente até o horário das 10h, variando um pouco mais ou menos, dependendo exclusivamente de como cada organismo do paciente reage aos medicamentos administrados.

Quanto aos valores de DQO constatados na Tabela 5, nos horários das 10h e 11h30, são considerados como efluentes fortes, de acordo com Metcalf & Eddy (2016). Já valores abaixo de 1000 mg L⁻¹ O₂ e acima de 250 mg L⁻¹ O₂ são considerados como efluentes médios, enquadrando então nos horários entre 12h até às 14h.

Valores altos de DQO, acima de 1000 mg L⁻¹ O₂ foram observados na literatura em efluentes hospitalares (KAJITVICHYANUKUL, SUNTRONVIPART, 2006; SCHWAICKHARDT *et al.*, 2017; BERTO *et al.*, 2009; KERN, 2013), já em lavanderias foram encontrados valores de DQO entre 150 mg L⁻¹ O₂ a 422 mg L⁻¹ O₂ (KIST *et al.*, 2008; SOUZA *et al.*, 2019). Também foram encontrados valores de DBO em efluentes e lavanderias hospitalares, os quais podem ser verificados na tabela 6.

Tabela 6 - Parâmetros de efluente hospitalar de outros artigos

Descrição	Valores de DQO	Valores de DBO	Referência
Efluente hospitalar	422 mg L ⁻¹ O ₂	173 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Souza, 2019.</i>
Eluente hospitalar	8,9 a 13 mg L ⁻¹ O ₂	31 a 76 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Zortéia. 2018.</i>
Efluente hospitalar	1350 mg L ⁻¹ O ₂	410 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Kajitvichyanukul e Suntronvipart, 2006.</i>
Lavanderia hospitalar	150 a 800 mg L ⁻¹ O ₂	50 a 400 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Kist et al. 2008.</i>
Lavanderia hospitalar	1180 mg L ⁻¹ O ₂	460 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Kist et al, 2006.</i>
Efluente hospitalar	6364 mg L ⁻¹ O ₂	2040 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Schwaickhardt et al., 2017.</i>
Lavanderia hospitalar	422 mg L ⁻¹ O ₂	173 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Souza et. al, 2019.</i>
Efluente hospitalar	2480 mg L ⁻¹ O ₂	1268 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Berto et al, 2009.</i>
Efluente hospitalar	3343 mg L ⁻¹ O ₂	1906 mg L ⁻¹ O ₂	<i>Kern, 2013.</i>

Fonte: Aatoria própria (2022)

De acordo com o Art.11 da Resolução SEMA nº 21/2009, os valores máximos de DQO permitidos para lançamentos em corpos d'águas devem ser até 225 mg L⁻¹ O₂ e os valores permitidos de DBO até 90 mg L⁻¹ O₂.

A respeito da biodegradabilidade deste efluente, a relação DQO/DBO, dos horários das 10h, 13h, 13h30 e 14h, temos respectivamente os valores de 2,4; 5,08; 2,09; 1,76. Segundo Sperling (2014), essa relação DQO/DBO pode ser dividida em 3 grupos, o primeiro em valores abaixo de 2,5, considerados como biodegradabilidade baixas; valores entre 2,5 e 4,0 são considerados frações biodegradáveis e

recomenda-se o tratamento biológico para tais efluentes, já para os valores acima de 5, deve-se usar de alternativas não biológicas, como por exemplo os tratamentos químicos.

Quanto ao pH, vemos que estes valores ficam entre 6 e 8, mantendo valor neutro a partir das 12h30 até o último horário de coleta (14h). Ao examinar o pH para sistemas biológicos, constata-se que os valores ideais para bactérias acetogênicas ficam entre valores de 5,0 a 6,0, já para as bactérias metanogênicas apresentam bom rendimento, entre 6,6 e 7,4, dessa forma, deve-se sempre determinar valores iniciais e finais do efluente em tratamento, a fim de verificar se está entre as condições de maiores eficiências no tratamento biológico anaeróbico (CHERNICHARO, 2015). Em estudos hospitalares, Souza (2019) verificou pH entre 8,8 e 9,9, devido aos produtos utilizados em higienização. Sá (2020) observou, em seu hospital de estudo, um pH perto da neutralidade (7,1); já em estudos contendo efluentes de lavanderias hospitalares, Zorteia (2019) verificou variações em seu pH, na proporção de 5,94 e 10,31. Souza (2019), em outro estudo de efluente hospitalar, constatou valores mais altos de pH, entre 8,8, a 9,9.

No próximo tópico veremos os dados relacionados a adaptação do reator em estudo em relação ao efluente hospitalar.

5.2 Início da operação do reator

Os resultados apresentados a seguir (Tabela 7) são referentes à aclimação do reator desde seu início com efluente sintético até sua total alimentação com efluente hospitalar, com valores indicados de entrada e saída do reator tipo UASB.

Tabela 7 - Parâmetros físico-químicos em todas as etapas de aclimação no reator tipo UASB

		Parâmetros	pH	Alc. Parcial	Alc. Interm.	Alc. Total	Alc. A Bicarb	Ácidos Vol.	DQO _{total}	DQO _{dissolvido}	Remoção de DQO
				mg L ⁻¹ CaCO ₃	mg L ⁻¹ H _{Ac}	mg L ⁻¹ O ₂	mg L ⁻¹ O ₂				
Etapa I	AFLUENTE	N	12	12	12	12	12	12	12	12	77%
		Média	7	3373	1444	4817	3792	6198	408	297	
		Valores Mínimos	6,5	1056	384	1824	1278	1674	190	172	
		Valores Máximos	8,1	8640	4032	11040	9336	8928	632	572	
		Desvio Padrão	0,34	1567	800	2112	1655	2154	2,33	3154	
	Coef. de Variação	6	46	55	44	44	35	0,6	1062		
	EFLUENTE	N	12	12	12	12	12	12	12	12	
		Média	7,4	3655	1337	4992	4043	4126	76	52	
		Valores Mínimos	6,7	1036	480	1612	1203	1194	37	33	
		Valores Máximos	8,5	21120	5760	26880	22790	6696	118	103	
Desvio Padrão		0,3	2547	703	3208	2735	2735	19	20		
Coef. de Variação	4	70	53	64	68	53	25	40			
Etapa II	AFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	8	90%
		Média	7	1236	696	1932	1437	1450	502	418	
		Valores Mínimos	6,5	1056	384	1728	1278	1004	440	430	
		Valores Máximos	7,5	1536	864	2208	1703	2343	559	521	
		Desvio Padrão	0,2	129	138	135	109	362	32	104	
	Coef. de Variação	2	10	20	7	8	25	7	25		
	EFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	8	
		Média	7,4	1908	780	2688	2134	1869	46	38	
		Valores Mínimos	7,1	1344	384	1728	1455	781	40	31	
		Valores Máximos	7,6	4416	1920	6338	4972	4575	56	57	
Desvio Padrão		0,2	630	399	936	709	1025	4	11		
Coef. de Variação	2	33	51	35	33	55	10	30			
Etapa III	AFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	8	82%
		Média	7,1	1596	1320	2916	1978	2497	490	454	
		Valores Mínimos	7	1248	1056	2304	1554	2008	393	341	
		Valores Máximos	7,2	2208	2400	3840	2570	3125	593	553	
		Desvio Padrão	0,1	228	300	366	224	331	90	82	
	Coef. de Variação	1	14	23	13	11	13	18	18		
	EFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	8	
		Média	7,4	2700	1260	3960	3065	2748	78	73	
		Valores Mínimos	7	2208	480	2688	2347	2120	50	48	
		Valores Máximos	7,52	4416	1632	4992	4583	4798	122	110	
Desvio Padrão		0,1	474	366	408	588	578	22	18		
Coef. de Variação	2	18	29	10	19	21	28	25			
Etapa IV	AFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	8	90%
		Média	7,5	1729	654	2551	2087	1646	667	496	
		Valores Mínimos	7,2	960	432	1536	1127	1172	340	308	
		Valores Máximos	7,6	3033	1008	4041	3325	2287	948	775	
		Desvio Padrão	0,1	650	206	969	823	205	188	205	
	Coef. de Variação	1	38	31	38	39	12	28	41		
	EFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	8	
		Média	7,8	3264	864	4128	3514	1515	128	113	
		Valores Mínimos	7,7	2496	480	2976	2635	1328	64	54	
		Valores Máximos	7,9	3552	2016	5376	3944	1674	180	234	
Desvio Padrão		0,1	240	408	2976	2635	1328	64	54		
Coef. de Variação	1	7	47	9	7	9	38	63			

Fonte: Autoria própria (2022)

A Etapa I foi realizada em 110 dias, tratando-se de uma adequação do reator com substrato sintético, sendo realizada em 12 campanhas de monitoramento, com objetivo de verificar sua eficiência. Obteve uma remoção média de DQO de 77%. Na Etapa II foi utilizado 25% de efluente hospitalar e 75% de efluente sintético (v/v), em um período de 40 dias, apresentando remoção de DQO média de 90%. A Etapa III, utilizando na proporção de 50/50 (v/v) de efluente sintético e hospitalar, teve como resultado 82%, e posteriormente a Etapa IV apresentou remoção de DQO 76%. Gonzalez-Gil *et al.* (2018), ao utilizar um reator do tipo UASB, também obteve uma remoção média de 76,1%. Em outro estudo com reator, tratando efluente doméstico, Sharma e Kazmi (2016) relataram uma remoção de 71% de DQO. Já para Campos *et al.* (2004), ao tratar um efluente de laticínios, os resultados obtiveram um resultado de apenas 35%.

De acordo com Sperling (2016), as arqueias são formadoras de metano e atingem um equilíbrio entre pH 6 a 8, observando que valores abaixo ou acima destes podem causar um choque no sistema. De acordo com o enunciado e observando os valores de pH, vemos que o reator tipo UASB do estudo manteve valores de pH entre 7,4 a 7,8, o que não ocasionou um desequilíbrio, de acordo com a literatura.

Durante o processo de tratamento biológico anaeróbio, são formados ácidos pelas bactérias acetogênicas. Ao verificar a Etapa I, constata-se que os valores de Ácidos Voláteis $1646 \text{ mg L}^{-1} \text{ HAc}$ determinados são maiores que os valores médios encontrados na Etapa IV final $1515,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ HAc}$ da adaptação do reator com 100% de efluente hospitalar. Sá (2021) relata ácidos voláteis em substrato sintético de $24 \text{ mg L}^{-1} \text{ HAc}$ na saída do reator e na fase de alimentação com efluente hospitalar $2232 \text{ mg L}^{-1} \text{ HAc}$., um pouco mais alto do que apresentado neste trabalho. Michelon (2019) utilizou um reator híbrido, utilizando substrato sintético, e relatou em seu estudo que obteve um valor médio de $76 \text{ mg L}^{-1} \text{ HAc}$ na saída do reator. Ferro (2018) obteve valores abaixo de $200 \text{ mg L}^{-1} \text{ HAc}$, descritos por Chernicharo (2006) como ideais para bom desempenho do reator, seus valores foram em média de $60 \text{ mg L}^{-1} \text{ HAc}$.

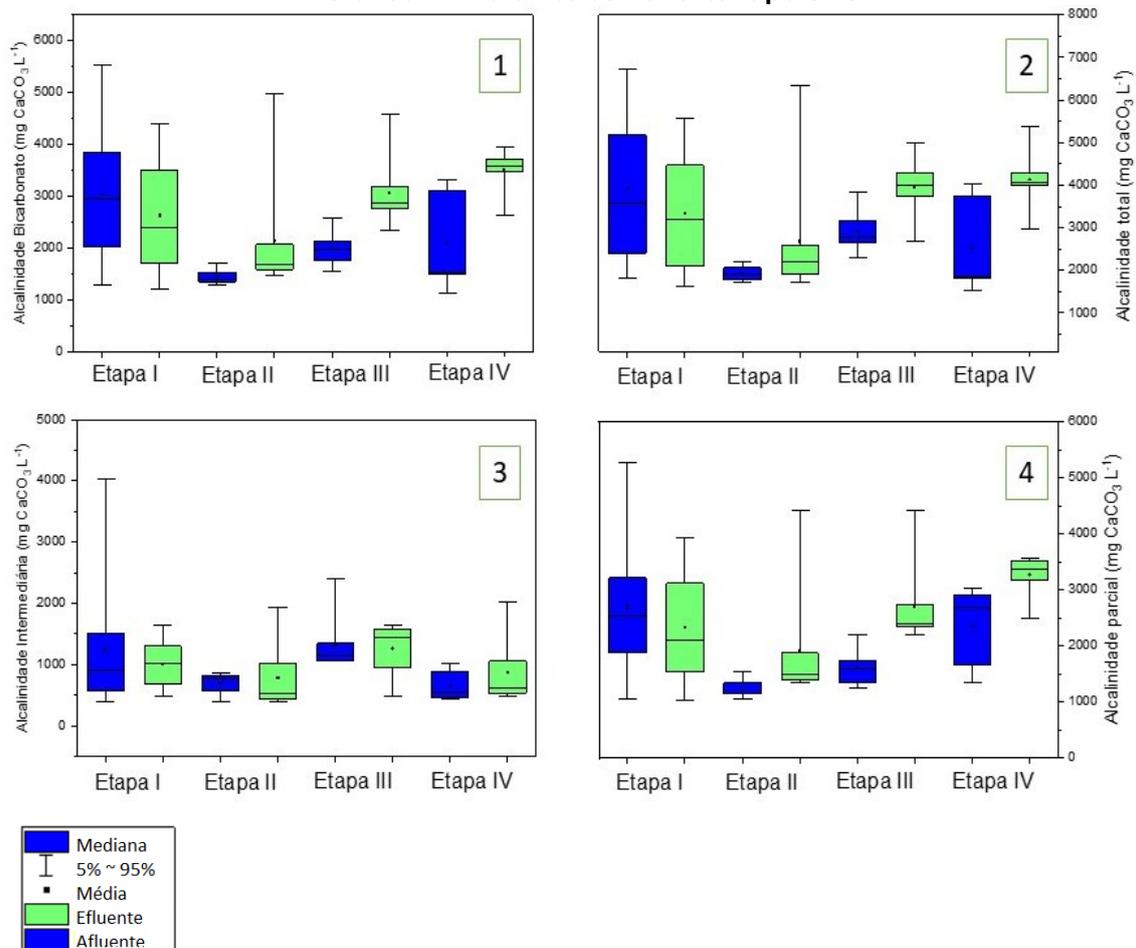
Com relação à alcalinidade a bicarbonatos, isso se deve ao fato de os bicarbonatos formados serem convertidos em ácidos e atingirem seu tamponamento em pH de 3,75 e 5,75. Esse parâmetro é de grande importância para saber se o processo anaeróbio está sendo eficiente e evitando mudanças bruscas no sistema, e conseqüentemente não ocasionar a acidificação do reator, a qual pode gerar quedas

da eficiência de degradação da matéria orgânica e a morte de alguns microorganismos não tolerantes a tais valores.

Chernicharo (2016) observa a relação Al/AP e descreve como importante para verificar a estabilidade do processo biológico no reator UASB. Para o autor, o valor ideal é em torno de 0,3, sendo que valores mais altos podem ocasionar distúrbios na digestão anaeróbia.

Com base nessa relação Al/AP, tem-se na Etapa I valores de 0,4 no afluente e 0,3 no efluente. Na Etapa II foram obtidos os resultados de 0,5 (afluente) e 0,4 (efluente). Na Etapa III a relação foi alta, sendo assim 0,4 na saída do reator (efluente) e 0,8 na sua entrada (afluente). Seguindo o proposto pelo autor, apenas a Etapa IV, apresenta boa estabilidade no processo biológico, com valores no afluente de 0,3 e 0,2 no efluente. O Gráfico 1 mostra os valores médios obtidos de alcalinidade a bicarbonatos, total, intermediária e parcial de acordo com as etapas de adequação do reator tipo UASB.

Gráfico 1 - Parâmetros do reator tipo UASB



*1- Alcalinidade a Bicarbonatos; 2 – Alcalinidade Total; 3 – Alcalinidade Intermediária; 4 – Alcalinidade Parcial.

Fonte: Autoria própria (2022)

Ainda sobre a alcalinidade, temos os valores mostrados no gráfico acima (Gráfico 1) destacando a alcalinidade total, valores médios de $3792 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ no afluente e 4992 no efluente da Etapa I. Já na Etapa II houve um aumento de 1437 mg L^{-1} (afluente) para 2134 mg L^{-1} (efluente). Na Etapa III houve acréscimos de valores médios de 1923 mg L^{-1} para 2688 mg L^{-1} no efluente. E concluindo com a Etapa IV, o reator tipo UASB obteve valores de 2916 mg L^{-1} no afluente, passando para 3960 mg L^{-1} no efluente.

Quanto à carga orgânica volumétrica gerada pelo reator, temos os seguintes resultados, após a total aclimação com efluente hospitalar, $0,1361 \text{ kg m}^3 \text{ dia}$. A seguir, veremos os resultados e discussões quanto aos processos oxidativos avançados.

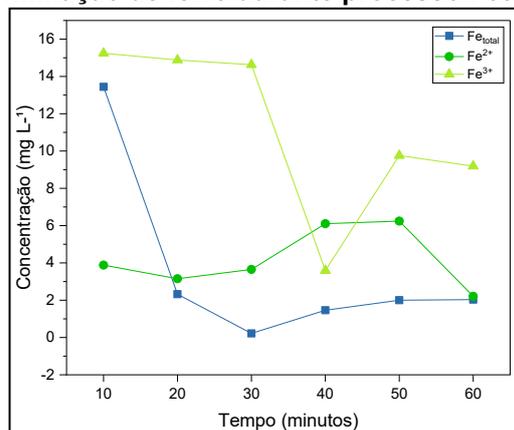
5.3 Processos oxidativos avançados

5.3.1 Foto-Fenton

As degradações com Foto-Fenton foram realizadas com efluente bruto hospitalar, como uma forma de investigação preliminar.

A princípio foram adicionadas 25 mg L^{-1} de H_2O_2 e analisados o peróxido residual a cada 5 minutos, com o objetivo de verificar se haveria necessidade de reinjeção de peróxido de hidrogênio. Aos 10 minutos de reação ainda havia uma quantidade de 10 mg L^{-1} . Dessa forma foi realizada uma nova injeção de peróxido a cada 10 minutos (nos tempos 25min, 35min, 45min). O Gráfico 2 mostra a determinação de Fe^{3+} , Fe^{2+} , Fe^{T} que foi consumida e gerada durante o processo de tratamento.

Gráfico 2 - Determinação de ferro durante processo Foto-Fenton



Fonte: Autoria própria (2022)

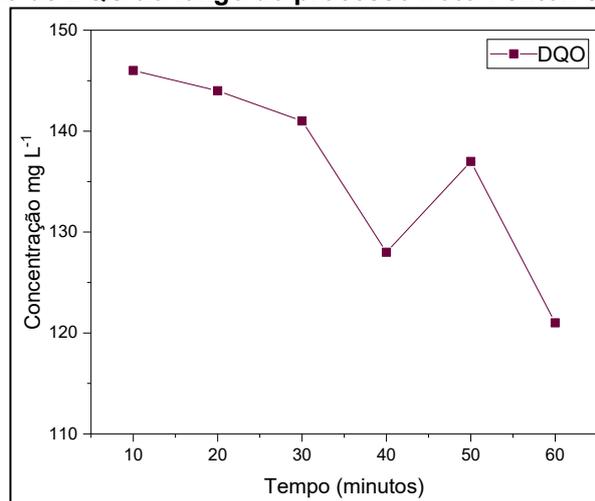
Ao analisarmos o gráfico, vemos que, com tempo de 40 min, houve um decaimento de Fe^{3+} passando de 15 mg L^{-1} para 3 mg L^{-1} , conseqüentemente houve um leve aumento de Fe^{2+} de $5,34 \text{ mg L}^{-1}$ para $5,89 \text{ mg L}^{-1}$, esses resultados devem-se ao fato da ciclagem de ferro e teoria da regeneração dos íons de Fe, os quais são induzidos pela radiação com a produção da hidroxila (PIGNATELLO; OLIVEROS; MACKAY, 2006). No final da reação obtiveram-se valores parecidos de Fe^T $2,03 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,021 \text{ mg L}^{-1}$ para Fe^{2+} .

Alguns íons que podem estar presentes no efluente, como fosfatos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos, podem acabar interferindo negativamente na reação, principalmente pelo sequestro dos radicais de hidroxila. (PEREIRA, 2009; HUANG *et al.*, 2005; KARTHIKEYAN *et al.*, 2011).

Para tratamento de um efluente hospitalar, Cuervo Lumbaque *et al.* (2021) utilizaram o processo Foto-Fenton com concentração de $15,35 \text{ mg Fe}^T \text{ L}^{-1}$ e $230 \text{ mg L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$, relatando a remoção de DQO $246 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ com remoção de 80% em substâncias farmacêuticas.

Quanto ao DQO, houve uma remoção de $146 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ para $121 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$, em 60 minutos de reação, o qual pode ser verificado no gráfico 3.

Gráfico 3 - Concentração de DQO ao longo do processo Foto-Fenton em amostra bruta



Fonte: A autoria própria (2022)

Ao observarmos o gráfico vemos que houve um leve decaimento do DQO a partir dos 10 min de reação, aumento em 50 min e finalizando a reação em 60 min com $121 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$. Percebe-se que o Foto-Fenton nesse caso foi aplicado em efluente bruto hospitalar e não houve resultados esperados de remoção de DQO, ou seja, não

removeu até ficar abaixo de 80 mg L⁻¹ O₂. Para uma melhor eficiência dessa reação deve-se fazer um reajuste na concentração de reagentes e aumentar o tempo de reação, podendo ser até 120 min e 180 min, como podem ser vistos em literatura.

5.3.2 Fotólise em efluente pós-tratamento pós-reator UASB

Nesse tópico vemos os efeitos do processo de oxidação avançada em comparação ao efluente bruto, efluentes pós-UASB, processo de Fotólise de bancada em 4 tempos diferentes (60 min, 120 min, 180 min e 225 min) e o sistema de Fotólise contínuo, o qual foi utilizado o reator de bancada GERMETEC. Abaixo estão todos os dados apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Comparação dos parâmetros antes e pós-Fotólise

Parâmetros		Fotólise						Efluente Bruto
		Efluente Bruto	Efluente Pós UASB	60min - Fotólise	120min - Fotólise	180min - Fotólise	225min - Fotólise	
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	518,000	180,000	88,670	52,330	6,000	2,330	92,67
N- NO₂⁻	mg L ⁻¹	0,073	0,013	0,011	0,008	0,006	0,009	0,022
N-NO₃⁻	mg L ⁻¹	*	*	*	0,053	0,030	0,024	0,035
N-NH₄⁻	mg L ⁻¹	1,083	1,251	0,921	2,940	0,772	1,320	0,854
PO₄³⁻	mg L ⁻¹	5,848	8,508	10,996	10,364	10,404	8,738	8,223
TOC	mg L ⁻¹	445,605	32,073	99,420	87,350	87,937	101,509	176,784
TIC	mg L ⁻¹	87,527	20,906	88,502	72,069	88,262	87,608	95,787

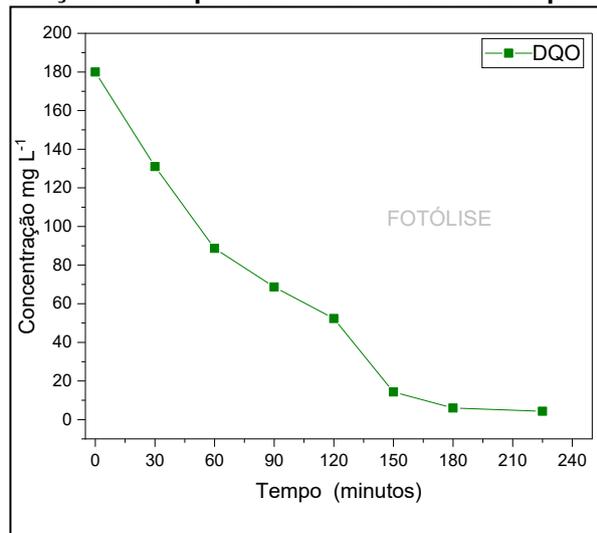
Fonte: Aatoria própria (2022)

Vemos que ao compararmos os dados do efluente pós-reator tipo UASB, obteve valores de DQO de 180 mg L⁻¹ O₂ para 2,33 mg L⁻¹ O₂. Já em comparação com o sistema contínuo, houve remoção para 92,67 mg L⁻¹ O₂.

O fósforo é um macronutriente que não é removido normalmente em tratamentos biológicos anaeróbios, dessa forma, vemos que não houve diminuição durante esse processo, apenas durante o processo oxidativo avançado houve uma variação entre 10,3 mg L⁻¹ para 8,22 mg L⁻¹ O₂ no tempo final, isso pode ser justificado pelo fato de acontecerem rearranjos durante a oxidação.

O Gráfico 4 mostra valores de Fotólise apenas para reação realizada no reator de bancada, o qual foi feito até o tempo de 225 min.

Gráfico 4 - DQO em relação ao tempo em Fotólise em efluente pós-reator UASB



Fonte: Autoria própria (2022)

Vemos que a partir 120 min já atinge valores abaixo de 100 mg L⁻¹ O₂. Já os tempos de 180 min e 225 min atingem valores próximos, o que permite concluir que não é necessário tanto tempo de reação para atingir valores baixos de DQO.

5.3.3 UV/H₂O₂ em efluente pós tratamento pós-reator tipo UASB

Os processos oxidativos avançados com UV/H₂O₂, foram realizados em batelada com um reator de bancada de 500 mL. Foram realizadas duas concentrações diferentes, uma de 60 mg L⁻¹ e outra de 90 mg L⁻¹ de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) as quais são apresentadas na Tabela 9 e Tabela 10, lembrando que todas as amostras foram realizadas em triplicadas.

Tabela 9 - Caracterização dos parâmetros físico-químicos antes e pós-UV/H₂O₂

Parâmetros		Efluente Bruto	Efluente Pós UASB	(60min) UV/H ₂ O ₂ 60 mg L ⁻¹	(120min) UV/H ₂ O ₂ 60 mg L ⁻¹	(180min) UV/H ₂ O ₂ 60 mg L ⁻¹	(225min) UV/H ₂ O ₂ 60 mg L ⁻¹	(225min) UV/H ₂ O ₂ Sistema Contínuo	(720min) UV/H ₂ O ₂ Sistema On-Line
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	518,000	180,00	40,170	15,170	1,500	0,830	108,330	95,670
N- NO₂⁻	mg L ⁻¹	0,073	0,013	0,007	0,012	0,25	0,220	*	-
N-NO₃⁻	mg L ⁻¹	0,029	0,013	*	*	0,079	0,200	*	-
N-NH₄⁻	mg L ⁻¹	1,083	1,251	1,081	1,502	5,150	4,122	-	-
PO₄³⁻	mg L ⁻¹	5,848	8,508	8,323	8,607	9,058	8,552	-	8,223
TOC	mg L ⁻¹	445,605	32,073	*	-	-	-	107,82	458,94
TIC	mg L ⁻¹	87,527	20,906	88,502	72,069	88,262	87,608	-	-

*abaixo do limite de detecção

Fonte: Autoria própria (2022)

Ao analisarmos os dados referentes a DQO, vemos que houve uma significativa remoção com apenas 60 min de reação, o que nos faz concluir que para essa reação não há necessidade de muito período de reação para atingir valores abaixo de 50 L⁻¹ O₂.

O nitrogênio também deve ser determinado antes e após tratamentos químicos, pois pode ocorrer de um radical do grupo nitroaromático se rearranjar com um éster de nitrito, aumentando então esse nutriente em efluente já tratados por oxidação avançada (FATTA-KASSINOS, 2011).

Machado (2020) utilizou a oxidação de peróxido de hidrogênio, atingiu condições ótimas de processo, com remoção de DQO de 53%. Tal processo pode ser otimizado com o processo combinado com o reator tipo UASB, onde já acontece uma grande remoção do mesmo e vem o processo oxidativo avançado como um polimento, para atingir valores de DQO perto dos 2 mg L⁻¹ O₂. O autor também fez testes apenas com H₂O₂ e apenas radiação UV, e verificou que os resultados não foram tão eficazes para tratamento quanto os dois processos combinados.

A eficiência global do processo combinado (tratamento biológico + POA) com a concentração de 60 mg L⁻¹ de H₂O₂ foi de 99% para reator de bancada com 225 min.

Na tabela a seguir pode-se observar a comparação dos mesmos valores de efluente bruto e pós-UASB, porém com uma concentração maior de H₂O₂, o que se enquadra na relação de DQO/ H₂O₂ de 2:1.

Tabela 10 - Parâmetros físico químico de amostras do efluente bruto e efluente tratado

Parâmetros		Efluente Bruto	Efluente Pós UASB	UV/H ₂ O ₂ 90 mg L ⁻¹ (60mins)	UV/H ₂ O ₂ 90 mg L ⁻¹ (120mins)	UV/H ₂ O ₂ 90 mg L ⁻¹ (180mins)	UV/H ₂ O ₂ 90 mg L ⁻¹ (225mins)	UV/H ₂ O ₂ Sistema Contínuo (225mins)	UV/H ₂ O ₂ Sistema Contínuo (720mins)
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	518,000	180,00	46	34	2,0	0,50	108,33	95,67
N- NO₂⁻	mg L ⁻¹	0,073	0,013	0,006	0,005	0,32	0,20	-	80,71
N-NO₃⁻	mg L ⁻¹	0,029	0,013	*	*	0,054	015	-	
N-NH₄⁻	mg L ⁻¹	1,083	1,251	1,15	1,17	5,05	4,18	-	-
PO₄³⁻	mg L ⁻¹	5,848	8,508	10,193	11,352	-	-	-	-
TOC	mg L ⁻¹	445,605	32,073	92,125	78,041	63,055	62,274	107,82	458,94
TIC	mg L ⁻¹	87,527	20,906	44,250	90,152	77,896	78,874	87,784	80,714

*abaixo do limite de detecção

Fonte: Autoria própria (2022)

Podemos observar que mesmo com uma concentração maior de reagente para esse processo, o fósforo se manteve em valores altos, até passar do limite de detecção.

Já em relação ao nitrogênio, temos um rearranjo dos radicais livres na reação que faz com que obtenha um aumento na sua concentração final.

Ao analisarmos os dois gráficos, percebemos que houve um decaimento no DQO, o que nos faz concluir que não necessita de maiores concentrações de peróxido de hidrogênio, pois apenas com 60 mg L⁻¹ já é suficiente para alcançar os resultados esperados para essas reações. Ao compararmos o tempo de 225 min no reator de bancada com o 225 min no sistema contínuo, percebemos que houve uma diferença de valores, isso deve-se ao fato da radiação e potência das lâmpadas nos dois processos serem de valores distintos.

A eficiência global desse tratamento também foi de 99% para os valores de concentração de 90 mg L⁻¹ de H₂O₂.

Zotesso (2017), ao realizar o processo de UV/H₂O₂ na proporção de 5:1, obteve uma remoção total do DQO do efluente hospitalar.

Ao analisarmos o sistema contínuo, ao início do processo, teve uma injeção de 500 mg L⁻¹ de H₂O₂. Ao observar os dados da Tabela 10, pode ser constatada a remoção de DQO de 180 mg L⁻¹ O₂ para 108 mg L⁻¹ O₂.

Vaz (2004), ao utilizar o reator GERMETEC, com uma concentração de 600 mg L⁻¹ de H₂O₂ e recirculação de efluente por 3 horas, observou que não houve tanta

eficiência de remoção de DQO, quanto ao reator de bancada. O sistema contínuo obteve valores de 79% (eficiência global) para o tempo de 225 min e 81% para o período de 720 min. Tais resultados nos mostra que houve um tipo de tratamento, houve reduções de DQO, porém, não foi tão eficiente por causa da baixa irradiância da luz, baixa potência da lâmpada e diluição do reagente no meio de tratamento, necessitando realizar-se várias recirculações do efluente para se atingir um resultado ideal.

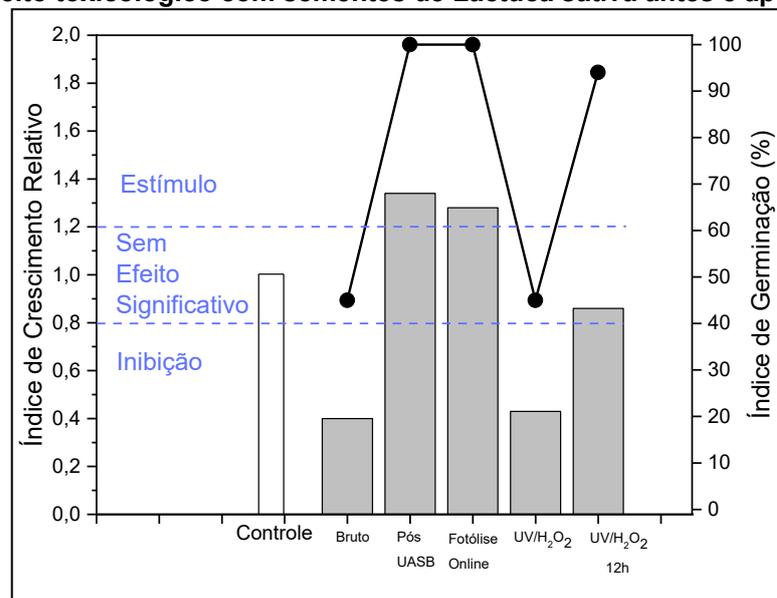
5.4 Fitotoxicidade

Após serem alcançados resultados esperados na redução de DQO em relação ao tempo nos processos oxidativos realizados no estudo, deve-se verificar seu grau de toxicidade, além de verificar também em efluente hospitalar bruto e pós-tratamento UASB.

Os resultados obtidos no monitoramento da fitotoxicidade com sementes de alface (*Lactuca sativa*) são apresentando em dois parâmetros, índice de germinação (IG) e índice de crescimento relativo (ICR) das radículas, os quais podem ser verificados no gráfico abaixo.

O Gráfico 5 apresenta os dois índices (IG e ICR) de efluente hospitalar bruto em comparação com efluentes provenientes dos sistemas pós-UASB e processos químicos de tratamentos.

Gráfico 5 -Efeito toxicológico com sementes de *Lactuca sativa* antes e após tratamentos



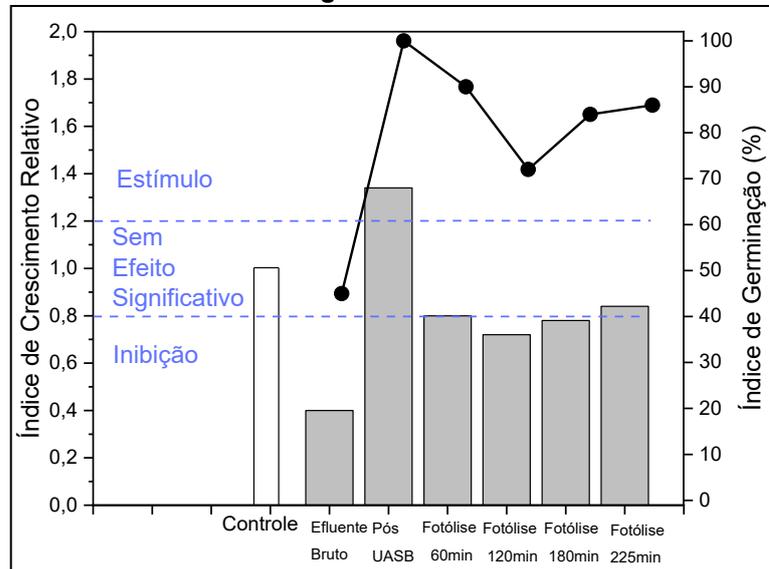
Fonte: Autoria própria (2022)

O efluente bruto apresenta um índice de germinação sem efeito significativo com resultado de 45,9, porém com baixos níveis de crescimento relativos (ICR). O efluente pós-reator UASB e processo de Fotólise on-line apresenta altos índices de germinação. Apesar da germinação ser considerada como positiva, devemos observar que em condições normais de controle negativo (testes realizados com água deionizada) nem todas as sementes são germinadas, o que pode concluir que alguma substância presente nesses efluentes faz com que aumente essa germinação, considerando não natural, ou seja, altos índices podem significar resultados negativos quanto ao estímulo desse organismo.

De acordo com Sobrero e Ronco (2008), os dados de ICR devem ser avaliados observando os valores próximos de zero, pois, se seu efeito toxicológico obtiver valores inferiores à 1,0 (porém próximos de 0,99), maior será o efeito de fitotoxicidade observado.

Podemos verificar a fitotoxicidade dos processos pós-tratamentos com Fotólise no Gráfico 6.

Gráfico 6 - Efeito toxicológico com sementes de *Lactuca sativa*

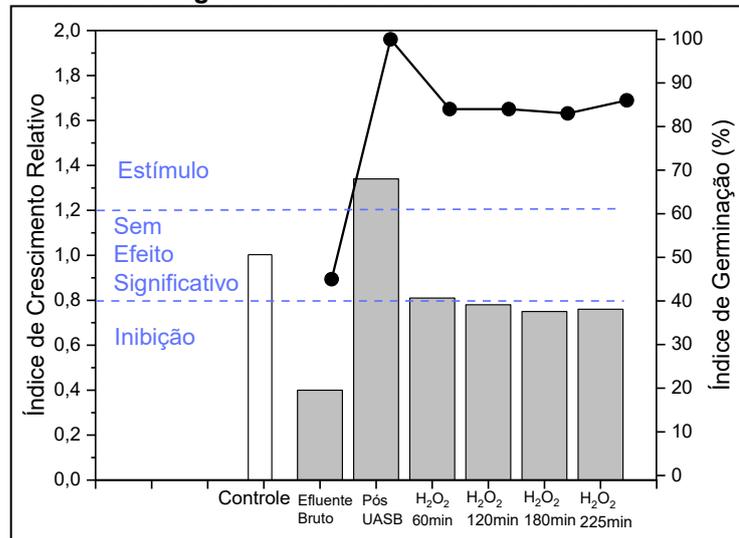


Fonte: Autoria própria (2022)

Como já foi dito, o índice de germinação (IG) muito alto pode ser um resultado negativo, o qual aconteceu com os processos oxidativos, utilizando apenas a irradiação UV, em 60 min este apresentou IG DE 90%, com índice de crescimento relativo (ICR) de 0,84, em 120min, 72% foram germinadas, já em 180min e 225min valores mais altos ainda, com 84 e 86% respectivamente e ICR de 0,78 e 0,84. Dos

processos oxidativos avançados, os que mais obtiveram remoção de DQO foram os processos com UV/H₂O₂, dessa forma podemos conferir seus resultados com toxicidade.

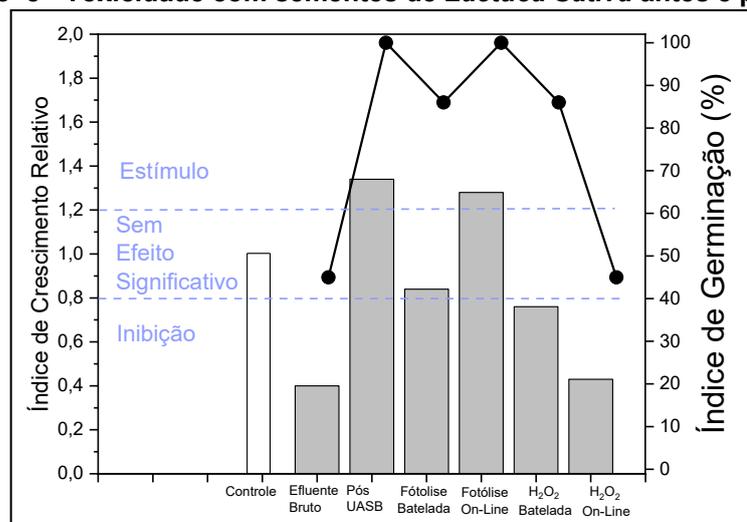
Gráfico 7 - Efeito toxicológico com sementes de *Lactuca sativa* antes e pós-POA



Fonte: Autoria própria (2022)

Os processos nos tempos de 180 a 225min apresentam resultados baixos de crescimento relativo e de estímulo de germinação, fazendo com que se tenha uma preocupação com as substâncias que foram geradas a partir desse processo. Os resultados são respectivamente de ICR 0,75 e 0,76, quanto ao IG, 83% e 86%.

Gráfico 8 - Toxicidade com sementes de *Lactuca Sativa* antes e pós-POA



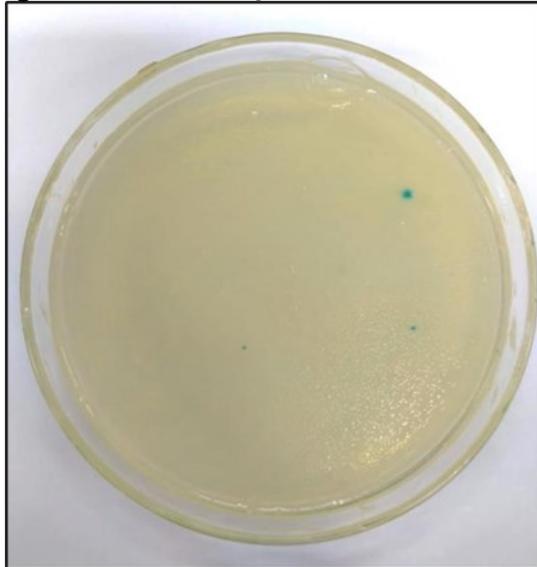
Fonte: Autoria própria (2022)

Em comparação a todos os sistemas utilizados para tratamentos, podemos dar destaque ao sistema biológico do reator tipo UASB, que apesar de baixo crescimento relativo, não estimulou e nem reduziu as taxas de germinação. O processo de UV/H₂O₂ On-Line também apresentou resultados semelhantes a este com IG de 45% e ICR de 0,43. Porém os resultados mais preocupantes apesar de eficientes de remoção de certos parâmetros foi o H₂O₂ no sistema contínuo com baixo índice de crescimento e estímulo de germinação.

5.5 Microbiologia

Os resultados de identificação de *E. coli* e coliformes totais não foram consistentes, ou seja, não houve o desenvolvimento de colônias na amostra de efluente hospitalar, o qual pode ser observado nas Figuras 12 e 13. Dessa forma, não foi possível fazer a contagem de Unidades Formadoras de Colônias (UFCs). Para análises futuras, será necessário realizar a presença e quantificação com outras metodologias microbiológicas.

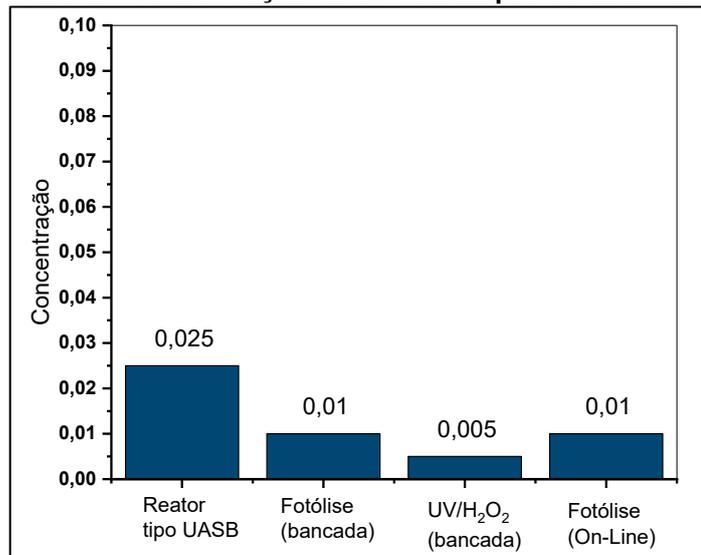
Figura 12 - Identificação de coliformes totais



Fonte: Autoria própria (2022)

5.6 Cromatografia

Quanto as análises de cromatografia por HPLC-DAD, foram encontradas e definidas apenas o antibiótico Rif (Rifampicina), o qual pode ser observado no gráfico

Gráfico 9 - Concentração de RIF nas etapas de tratamentos

Fonte: Autoria própria (2022)

Ao verificar a quantidade de medicamentos administrados no dia de coleta no hospital de estudo e considerar que a RIF é excretada de forma inalterada em valores de 50%, obtém então uma concentração inicial de 3.675 mg do fármaco. Observando a tabela, conclui-se que partes desse fármaco foi degradado em todas as etapas de tratamento, restando quantidades inferiores a 1 mg. O processo oxidativo avançado contínuo com o reator GERMETEC, obteve valores abaixo dos limites de detecção, o qual não foi possível determinar, sendo assim, conclui-se que esse processo, removeu a Rifampicina.

Lemos (2017), também conseguiu determinar a Rifampicina junto com a Isoniazida em valores de 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 10 $\mu\text{g L}^{-1}$. Pereira et al (2018), também determinou em HPLC-DAD, com limites de detecção de 250 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Quanto aos outros fármacos do estudo, não foi possível determinar a quantidade e a sua presença, pois o método analítico desenvolvido para determinação deste fármaco, encontrou outros interferentes presentes na amostra, a qual necessita de outros testes gradientes com diferentes concentrações em diferentes tempos para a total separação destes e assim sua identificação e quantificação.

6 CONCLUSÕES

Concluindo, pode-se afirmar que o efluente hospitalar tem sido um desafio a cada dia, tanto quanto a forma como o reator vai reagir com o aumento de concentrações.

A caracterização do efluente mostrou variações nos seus parâmetros durante o período da manhã, o que é comum ao se tratar de um efluente real.

O reator tipo UASB tem apresentado boa eficiência de remoção de DQO ao longo do processo de adaptação, obtendo então, na Etapa I, valores de 77% de remoção, 90% na Etapa II, 82% na Etapa III e finalizando as adequações com 90% de eficiência de remoção de DQO. Quanto à relação AI/AP obtiveram-se valores de 0,4 de afluente e 0,3 de efluente na Etapa I; 0,5 no afluente e 0,4 no efluente na Etapa II; 0,4 (afluente) e 0,8 (efluente) na Etapa III e, na Etapa IV, valores de 0,3 e 0,2.

Os processos oxidativos avançados UV/H₂O₂ por batelada apresentaram-se eficientes na remoção de DQO. Na reação com concentrações de 60 mg L⁻¹ obteve-se uma eficiência global de 99% para 225 min e de 99% para concentração de 90 mg L⁻¹. Já o sistema contínuo obteve valores de 79% (eficiência global) para o tempo de 225 min e 81% para o período de 720 min. Os processos oxidativos avançados em sistema contínuo não obtiveram valores esperados de DQO, removendo apenas para 108 mg L⁻¹, o que não significa ser um processo com eficiência, apenas conclui-se que, para resultados melhores, deve-se aumentar a potência da lâmpada.

Quanto aos testes de toxicidade com sementes de *Lactuca sativa*, todas apresentaram algum tipo de toxicidade, seja por baixo índice de crescimento das plantas ou por estímulo de germinação, o que se deve às substâncias presentes no efluente bruto após tratamentos biológicos e químicos. O efluente pós-reator UASB e processo de Fotólise on-line foram os que apresenta altos índices de germinação, apesar de apresentarem baixos índices de crescimentos relativos. Destacando o processo oxidativo avançado de UV/H₂O₂ na concentração de 60 mg L⁻¹, nos períodos de tratamento de 180 a 225min obteve valores baixos de índice de crescimento relativo de 0,75 e 0,76 e taxas de germinação de 83% e 86%. Já o processo que obteve os valores mais baixos foi o UV/H₂O₂ contínuo, com índice de crescimento de 0,43 e índice de germinação de 45%.

Os testes com cromatografia (HPLC-DAD) foi possível determinar a presença de Rifampicina em valores de 0,025 mg no efluente do reator tipo UASB, 0,005 mg em tratamento por fotólise. Já no processo oxidativo avançado realizado de forma contínua não foi encontrado o fármaco. Outras substâncias foram encontradas na amostra, porém não foi possível determiná-las.

Por fim, todos os tratamentos tiveram suas especificidades e obtiveram valores de tratamentos, o que foi mais destacado foram os valores de DQO, DBO e a relação quando à Alcalinidade, pois estes são importantes parâmetros para o lançamento de efluente tratado e devem estar de acordo com legislação estadual e federal vigente.

REFERÊNCIAS

- ABREU, E. *et al.* Avaliação da resistência a antibióticos de bactérias isoladas de efluente hospitalar. **Acta Scientiarum - Technology**, vol. 32, no. 1, p. 1–5, 2010. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v32i1.7453>.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION *et al.* Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. **American Public Health Association (APHA)**, Washington, DC, 2017.
- Agência Nacional de Águas. **Atlas esgotos**: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil. Brasília: ANA, 2020.
- ARAÚJO, K. S. DE; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B. **Processos oxidativos avançados**: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. v. 11, 2016.
- ARONSSON, K. A., Ekelund, N.G. A. 2014. Biological Effects of Wood Ash Application to Forest and Aquatic Ecosystems. **Journal Environment**. Qual. 33:1595–1605
- ARONSSON, K. A., Ekelund, N.G. A. 2018. Limnological effects on a first order stream after wood ash application to a boreal forest catchment in Bispgården, Sweden. **Forest Ecology and Management** p. 245–253.
- AUS DER BEEK, Tim; WEBER, Frank Andreas; BERGMANN, Axel; HICKMANN, Silke; EBERT, Ina; HEIN, Arne; KÜSTER, Anette. Pharmaceuticals in the environment-Global occurrences and perspectives. **Environmental Toxicology and Chemistry**, vol. 35, no. 4, p. 823–835, 2016. <https://doi.org/10.1002/etc.3339>.
- AQUINO, S.F; BRANDT, E.M.F; CHERNICHARO, C.A.L. **Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto**: revisão da literatura. Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]. 2013, v. 18, n. 03 [Acessado 11 outubro 2021] , pp. 187-204. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300002>>.ISSN 1809-4457 <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300002>.
- AYDIN, S.; AYDIN, M.E.; ULVI, A.; KILIC, H. Antibiotics in hospital effluents: occurrence, contribution to urban wastewater, removal in a wastewater treatment plant, and environmental risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, vol. 26, no. 1, p. 544–558, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3563-0>.
- BAPTISTA, M.G.F. **Mecanismos de Resistência aos Antibióticos**. 2013. 51 f. Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologia Faculdade de Ciências e Tecnologias da Saúde, Lisboa, 2013.
- BERTO, J.; ROCHENBACH, G.C; BARREIROS, M.A.B.; CORRÊA, A.X.R.; PELUSO-SILVA, S.; RADETSKI, C.M. Physico-chemical, microbiological and ecotoxicological evaluation of a septic tank/Fenton reaction combination for the treatment of hospital

wastewaters. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 72, no. 4, p. 1076–1081, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.12.002>

BRASIL. **Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente n 430**, de 13 De Maio de 2011.p. 8, 2011.Available at:<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.

Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p. – (Série B. Textos Básicos de Saúde) ISBN 85-334-1240-1 1. Controle da qualidade da água. 2. Vigilância sanitária de ambientes. I. Título. II. Série.

CHAPARRO, T.R. ; ORTIZ, C.E.M. [CHAPARRO] Combinação de POA e processo anaeróbico para hospital tratamento de aguas residuais. **Afinidad**, vol. 565, p. 63–67, 2014.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG, 2016.

CAMPOS, C.M.M.; LUIZ, F.A.R.; BOTELHO, C.G.; DAMASCENO, L.H.S. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. **Ciência e Agrotecnologia**, vol. 28, no. 6, p. 1376–1384, 2004. <https://doi.org/10.1590/s1413-70542004000600021>.

COSTA, E.P; STARLING, M.C.V M; AMORIM, C.C. Simultaneous removal of emerging contaminants and disinfection for municipal wastewater treatment plant effluent quality improvement: a systemic analysis of the literature. **Environmental Science and Pollution Research**, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12363-5>.

CUERVO E.L.; CARDOSO, R.M.; DE ARAÚJO, A.G.; MALATO, S.; SÁNCHEZ PÉREZ, J.A.; SIRTORI, C. Removal of pharmaceuticals in hospital wastewater by solar photo-Fenton with Fe³⁺-EDDS using a pilot raceway pond reactor: Transformation products and in silico toxicity assessment. **Microchemical Journal**, vol. 164, no. February, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106014>.

ETAMBUTOL: comprimidos. Responsável técnico Dr. Gidel Soares. Garulhos : FURP, 2020. **ISONIAZIDA + RIFAMPICINA**: comprimidos. Responsável técnico Dr. Gidel Soares.Garulhos : FURP, 2020.

DENG, Y; ZHAO, R. Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. **Current Pollution Reports**, vol. 1, no. 3, p. 167–176, 2015. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0015-z>.

EMMANUEL, E. *et al.* Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network, **J. Hazard. Mater.** A 117, 1–11, 2005.

ETIEGNI, L. AND CAMPBELL, A.G. (1991) Physical and Chemical Characteristics of Wood Ash. **Bioresource Technology**, 37, 173-178. [http://dx.doi.org/10.1016/0960-8524\(91\)90207-Z](http://dx.doi.org/10.1016/0960-8524(91)90207-Z).

FERRO, T.N. **Remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada em um sistema anaeróbio-aeróbio-anóxico (AOA) submetido a variações de cargas orgânicas e hidráulicas.** 2018. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

GUIMARÃES, S. **Desenvolvimento de processos oxidativos avançados para degradação de agrotóxicos em meio aquoso.** 2012.

GONÇALVES, A.D. **Concentração Inibitória Mínima De Fármacos De Primeira E Segunda Linha Do Mycobacterium Tuberculosis Multirresistente E Mutações Relacionadas À Isoniazida E Rifampicina Em Laboratório De Referência De Minas Gerais.** 2014.200f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde) - Universidade Federal de Minas, Belo Horizonte.

GONZALEZ-GIL, L; MAURICIO-IGLESIAS, M.; SERRANO, D.; LEMA, Juan M.; CARBALLA, Marta. Role of methanogenesis on the biotransformation of organic micropollutants during anaerobic digestion. **Science of the Total Environment**, vol. 622–623, p. 459–466, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.12.004. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.004>

GASPARINI, J.C.; GASPARINI, A. R.; FRIGIERI, M.C. **Estudo do descarte de medicamentos e consciência ambiental no município de Catanduva-SP.** Disponível em: <http://www.fatecjab.edu.br/revista/2011_v02_n01/4_gasparini.pdf>. Acesso em 23 de outubro de 2021.

HALENG J, Pincemail J, Defraigne JO, *et al.*— **Le stress oxydant.** *Rev Med Liège*, 2017, 62, 628-638.

JACOBSON. S., Gustafsson. L. 2019. Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand .*Basic Appl. Ecol.* 2, 233–241.

JACOBSON, S. 2018. **Addition of Stabilized Wood Ashes to Swedish Coniferous Stands on Mineral Soils** – Effects on Stem Growth and Needle Nutrient Concentrations. *Silva Fennica* 37(4): 437–450.

JAÉN-GIL, A.; BUTTIGLIERI, G.; BENITO, A.; MIR-TUTUSAUS, J.A.; GONZALEZ-OLMOS, R.; CAMINAL, G.; BARCELÓ, D.; SARRÀ, M.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S. Combining biological processes with UV/H₂O₂ for metoprolol and metoprolol acid removal in hospital wastewater. **Chemical Engineering Journal**, vol. 404, no. July 2020, p. 126482, 2021. DOI 10.1016/j.cej.2020.126482. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126482>

KAJITVICHYANUKUL, P.; SUNTRONVIPART, N. **Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method.** Vol. 138, p. 384–391, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.064>.

KUMARI, A.; MAURYA, N.Singh; TIWARI, B. **Hospital wastewater treatment scenario around the globe.** [S. l.]: BV, 2020. DOI 10.1016/b978-0-12-819722-6.00015-8. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-819722-6.00015-8>.

KATSUMATA, C.P. **Degradação de fármacos em meio aquoso por meio de fotólise e peroxidação fotoassistida.** 2014. 116f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade de São Paulo.

KHAN, N.A *et al.* Trends in Analytical Chemistry Recent trends in disposal and treatment technologies of emerging- pollutants- **A critical review.** vol. 122, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115744>.

Kümmerer, K. (2001). Drugs in the environment: Emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources - **A review.** *Chemosphere*. 45. 957-69. 10.1016/S0045-6535(01)00144-8.

LEMOS, C.R. **Avaliação do Potencial dos Processos Fenton na Degradação de Isoniazida e Rifampicina.** 2017. Dissertação (Mestrado em CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba

LEMOS, C.R. **Estudos de degradação de Rifampicina e Isoniazida Através de Processos Fenton.** 2015. 84f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Química) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W.; KOSTER, I. W.; WIEGANT, W. M.; DE ZEEUW, W. J.; RINZEMA, A.; GRIN, P. C.; ROERSMA, R. E.; HOBMA, S. W. Highrate anaerobic wastewater treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. *Biotechnology and Genetic Engineering Reviews*, vol. 2, no. 1, p. 253, 1984. <https://doi.org/10.1080/02648725.1984.10647801>.

[LIZ, M. V.](#); STETS, S. ; SCHNEIDER, J. T. ; BARROS, I. R. ; Nagata, N. ; PERALTA-ZAMORA P. G. . **Comparação Entre Processos Oxidativos Avançados para a Degradação de Rifampicina e Isoniazida.** In: VII Encontro sobre Aplicações Ambientais de Processos Oxidativos Avançados, I Congresso Ibero-Americano de Processos Oxidativos Avançados, 2013, Recife - PE. Anais do VII EPOA - I CIPOA, 2013.

M. Beltrami, D. Rossi & R. Baudo (1999) Avaliação de fitotoxicidade de sedimentos do Lago Orta, **Aquatic Ecosystem Health & Management**, 2:4, 391-401, DOI: [10.1080/14634989908656977](https://doi.org/10.1080/14634989908656977)

MACHADO, G.; YOKOYAMA, L. Estudo de Tratamento de Efluente de Serviço de Saúde Para Redução De Custos Econômicos E Impactos Ambientais. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, vol. 55, no. 1, p. 89–102, 2020. <https://doi.org/10.5327/z2176-947820200620>

MALATO, Sixto; BLANCO, Julián; ALARCÓN, Diego C.; MALDONADO, Manuel I.; FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, Pilar; GERNJAK, Wolfgang. Photocatalytic decontamination and disinfection of water with solar collectors. *Catalysis Today*, vol. 122, no. 1–2, p. 137–149, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2007.01.034>.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE
RESOLUÇÃO Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011. Disponível
em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>

MAHMOUD, N. High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system. **Bioresource Technology**, vol. 99, no. 16, p. 7531–7538, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.021>.

METCALF & EDDY. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. 5a . Porto Alegre: Mc Graw Hill Education; Bookman, 2016.

MIKLOS, D. B.; REMY, C.; JEKEL, M.; LINDEN, K. G.; HÜBNER, U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment - A critical review. *Water Research*, v. 139, p. 118–131, 2018.

MICHELETTO, J. **Avaliação da degradação de microcistina-LR por processo foto-fenton solar**. 2016. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

MORELLO, C.G. **Comportamento de um Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS) no Pós-Tratamento de um Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF)**. 2013. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2013.

NUNES, B. A presença de fármacos no ambiente. **Acta Farmacêutica Portuguesa**, vol. 1, no. 1, p. 43–54, 2011. Available at: <http://www.actafarmacêuticaportuguesa.com/index.php/afp/article/view/31/32>.

PERINI, J.A.LIMA. **Degradação Dos Fármacos Ciprofloxacino e Sertralina pelos Processos Ferro Zero e Foto-Fenton – Aplicação em Amostras de Efluentes de Estação De Tratamento de esgoto**. 2013. 180f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Estadual Paulista, Araraquara.

RAIMUNDO, C.C.M. **Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do rio Atibaia**. 108p. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

RIZZO, L. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. **Water Research**, vol. 45, no. 15, p. 4311–4340, 2011. DOI 10.1016/j.watres.2011.05.035. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.035>.

RIPLEY, L E; BOYLE, W C; CONVERSE, J C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. *Water Pollution Control Federation*, vol. 58, no. 5, p. 406–411, 1986. Available at: <http://www.jstor.org/stable/25042933>

RIZZO, L.; GERNJAK, W.; KRZEMINSKI, P.; MALATO, S.; MCARDELL, C. S.; PEREZ, J.A.S.; SCHAAR, H.; FATTA-KASSINOS, D. Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation

of crops in EU countries. *Science of the Total Environment*, vol. 710, p. 136312, 25 Mar. 2022a-0. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136312>.

RIZZO, L.; MALATO, S.; ANTAKYALI, D.; BERETSOU, V.G.; ĐOLIĆ, M.B.; GERNJAK, W.; HEATH, E.; IVANCEV-TUMBAS, I.; KARAOLIA, P.; LADO RIBEIRO, A.R.; MASCOLO, G.; MCADELL, C.S.; SCHAAR, H.; SILVA, A.M.T.; FATTA-KASSINOS, D. Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. *Science of the Total Environment*, vol. 655, no. October 2018, p. 986–1008, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.265>.

SA, R. D.; CARVALHO, V. S.; PAULA, V. C. S.; KIRILOV, S. R.; BOTTINI, R. C. R.; LIMA, L.; Liz, M.V. **Avaliação do tratamento de um efluente hospitalar por processo Foto-Fenton**. In: VIII Encontro Nacional de Química Ambiental, 2017, Curitiba. Anais do VIII ENQAmb, 2017. p. 1.

SÁ, R.D. **AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO, POR PROCESSO FOTO FENTON DE UM EFLUENTE DE EQUIPAMENTO LABORATORIAL AUTOMATIZADO**. 2017. 90f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso Superior de Tecnologia em Processos Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.

SÁ, R.D.; RODRÍGUEZ-PÉREZ, A.P.; RODRIGUES-SILVA, F; DE PAULA, V.C.S.; PROLA, L.D.T.; DE FREITAS, A.M.; DE CARVALHO, K.Q.; DE LIZ, M.V. Treatment of a clinical analysis laboratory wastewater from a hospital by photo-Fenton process at four radiation settings and toxicity response. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12860-7>

SANTOS L.H.; ARAÚJO A.N; FACHINI A; PENA A; DELERUE-MATOS C; MONTENEGRO M.C. **Ecotoxicological Aspects Related To The Presence Of Pharmaceuticals In The Aquatic Environment**. *J Hazard Mater*. 2010;175(1-3):45-95.

SHARMA, M.K.i; KAZMI, A.A. Performance evaluation of a single household anaerobic packaged system for onsite domestic wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, vol. 57, no. 20, p. 9216–9225, 2016.

SILVEIRA, J.G. **AVALIAÇÃO DE PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS (POAs) NO TRATAMENTO DE EFLUENTES CONTENDO BIODIESEL GERADOS NO LABORATÓRIO DE PESQUISA DO NUCBIO/FEQUI**. 2017. 41f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Química) - Universidade Federal de Uberlândia.

SOUZA, F.S. **DEGRADAÇÃO DE POLUENTES EMERGENTES POR PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS (O₃, O₃/UV, O₃/Fe²⁺, O₃/UV/Fe²⁺) VISANDO O TRATAMENTO DE EFLUENTES HOSPITALARES**. 2016. 151 f. Porto Alegre, 2016. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422012000700018>.

SOBRERO, M.C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. *Imta*, p. 55–67, 2009

SULFAMETOXAZOL + TRIMETOPRIMA: comprimidos. Responsável Técnico Dr. GidelSoares. Garulhos : FURP, 2020.

TEIXEIRA, C.P.A.B.; JARDIM, W.F. **Processos Oxidativos Avançados: Conceitos Teóricos.** (Caderno Temático, ed.). Campinas: Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP Instituto de Química – IQ Laboratório de Química Ambiental – LQA CADERNO, Agosto de 2004, 2004.

TELEMACO, E de P. **Degradação Fotoquímica de Efluentes Industriais Contendo Polipropileno e Isoniazida.** 2008. 204 f. Doutorado em Pesquisa e Desenvolvimento de Tecnologias Regionais, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.

TORRES, P.; FORESTI, E. **Desempenho de um reator anaerobio de manta de lodo (uasb) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários.** 1992. Universidade de São Paulo, 1992

UTZIG, L.M.; LIMA, R.M.; GOMES, M.F.; RAMSDORF, W.A.; MARTINS, L.R.R.; LIZ, M.V.; FREITAS, A.M. Ecotoxicity response of chlorpyrifos in *Aedes aegypti* larvae and *Lactuca sativa* seeds after UV/H₂O₂ and UVC oxidation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 169, no. August 2018, p. 449–456, 2019. DOI 10.1016/j.ecoenv.2018.11.003. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.003>.

VALENTE, J.P.S., PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP.** Eclética Química [online]. 1997, v. 22 [Acessado 01 Dezembro 2021] , pp. 49-66. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005>>. Epub 25 Maio 2000. ISSN 1678-4618. <https://doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005>.

VEIGA, M.A.G. **Universidade Federal do Rio de Janeiro Escola Politécnica & Escola de Química Programa de Engenharia Ambiental.** 2011. 218 f. Dissertação de Mestrado - Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

YOUNG, B.J.; RIERA, N.I.; BEILY, M.E.; BRES, P. A.; CRESPO, D.C; RONCO, A. Estela. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 76, no. 1, p. 182–186, 1 Feb. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019>.

ZOTESSO, J.P.; COSSICH, E.S.; JANEIRO, V.; TAVARES, C.R.G. (2016) Treatment of hospital laundry wastewater by UV/H₂O₂ process. *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 24, n. 7, p. 6278-6287.